

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE
DE LA RÉHABILITATION D'UN TERRAIN CONTAMINÉ PAR DES RÉSIDUS
DE L'INDUSTRIE DE L'ALUMINIUM DE PREMIÈRE FUSION

JULIE GODIN
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)
FÉVRIER 2004

© Julie Godin, 2004.



National Library
of Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

Acquisitions et
services bibliographiques

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 0-612-91944-7

Our file Notre référence

ISBN: 0-612-91944-7

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this dissertation.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de ce manuscrit.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the dissertation.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE
DE LA RÉHABILITATION D'UN TERRAIN CONTAMINÉ PAR DES RÉSIDUS
DE L'INDUSTRIE DE L'ALUMINIUM DE PREMIÈRE FUSION

présenté par : GODIN Julie

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. KLVANA Danilo, Ph.D., président

M. SAMSON Réjean, Ph.D., membre et directeur de recherche

Mme DESCHÊNES Louise, Ph.D., membre et codirectrice de recherche

M. STUART Paul, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord exprimer ma profonde gratitude au professeur Réjean Samson pour m'avoir proposé ce projet de recherche. Cette expérience a été bénéfique et me sera précieuse dans mes projets futurs. Je remercie également le professeur Samson pour son enseignement scientifique et son soutien dans l'exécution de ce projet. J'aimerais également remercier la professeure Louise Deschênes pour ses encouragements et ses commentaires précieux apportés tout au long de ce travail.

Ce projet a débuté par la réalisation d'un contrat industriel au cours duquel certaines collaborations m'ont été précieuses. Je remercie particulièrement Jean-François Ménard pour son travail minutieux et nos vives discussions qui ont contribué à faire de ce travail ce qu'il est. Je remercie aussi Renée Michaud pour son excellent travail de coordination technique.

Merci à toute l'équipe de la chaire CRSNG en assainissement et gestion des sites et aux membres et étudiants du CIRAIG pour le support apporté dans la réalisation de ce projet. Je remercie particulièrement Sandra Estrela et Jean-François Ménard pour leurs corrections de documents rédigés en anglais, ainsi que Catherine Daoust et Cécile Bulle pour la relecture de ce mémoire. Merci également à toute l'équipe du GECOS de l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne pour l'invitation, l'accueil et l'enseignement reçu sur la méthode Impact 2002. Je remercie également les partenaires industriels de la chaire CRSNG en assainissement et gestion des sites pour leur support financier.

En terminant, je remercie particulièrement mon copain Marc-Antoine pour son support, son infinie patience et ses encouragements.

RÉSUMÉ

Ce projet de recherche porte sur l'évaluation environnementale de la restauration d'un site contaminé par des déchets de l'aluminium de première fusion : les brasques usées.

La restauration d'un site entraîne des impacts environnementaux d'intensité variable selon les modes de gestion considérés. Les technologies qualifiées de *passives*, c'est-à-dire opérées *in situ*, sont généralement peu coûteuses et consomment peu de matières premières et d'énergie. Toutefois, elles sont susceptibles de laisser une contamination résiduelle importante (qualifiée d'impact primaire). Les technologies actives, telle l'excavation suivie d'un traitement, permettent de réduire considérablement les risques locaux pour la santé humaine et celle des écosystèmes, mais contribuent à d'autres types d'impacts, tels le réchauffement climatique, l'effet de serre, etc. (ces impacts sont qualifiés de secondaires). Dans ce contexte, il est essentiel de développer des outils d'aide à la décision permettant de comparer les impacts environnementaux associés aux alternatives de traitement des sites contaminés. À cette fin, l'analyse du cycle de vie (ACV) identifie les flux de matière et d'énergie associés à l'ensemble des étapes de la restauration du site et en évalue les impacts potentiels.

Ce projet de recherche s'intéresse à l'utilisation de l'ACV dans le domaine de la restauration de sites et propose d'en améliorer l'applicabilité. Pour ce faire, les impacts primaires ont été intégrés au cadre de l'ACV afin de permettre la comparaison d'options de restauration d'efficacité variables. De plus, afin d'améliorer la représentativité environnementale des impacts primaires, les conditions environnementales propres au site ont été considérées (pH, conditions géochimiques, etc.).

Les impacts primaires sont essentiellement associés aux substances toxiques. Actuellement il n'y a pas de consensus international quant à la caractérisation des substances toxiques en ACV, mais seulement quelques recommandations, selon

lesquelles les facteurs de caractérisation doivent intégrer une évaluation de l'effet, du devenir environnemental et de l'exposition. Plusieurs méthodes de caractérisation sont disponibles. La méthode EDIP97, «orientée problèmes» sur l'échelle cause à effet, évalue le devenir environnemental à partir de quelques propriétés physico-chimiques des substances et par conséquent est définie par une représentativité environnementale faible. La méthode Impact 2002, «orientée dommages», est reconnue pour sa représentativité environnementale élevée. Les concentrations, auxquelles sont exposés les populations et les écosystèmes, sont déterminées à l'aide d'un modèle de type multicompartiments défini par des équations de transferts inter-compartiments, de dégradation et d'advection. En conséquence, ce projet de recherche a également pour objectif d'évaluer l'influence de ces variations méthodologiques sur les résultats de l'ACV et ce, par la comparaison des méthodes EDIP97 et Impact 2002.

Quatre alternatives de gestion pour le site contaminé par des brasques usées sont comparées: l'atténuation naturelle (option 1), l'excavation de la source de contamination et son entreposage dans une cellule de confinement étanche sur le site (option 2), l'excavation et le traitement physico-chimique des brasques usées (option 3a), l'excavation et la valorisation énergétique des brasques usées (option 3b).

Les principales conclusions de ce travail de maîtrise sont les suivantes :

- Les résultats de l'ACV comparative ont permis d'identifier l'option 1 comme étant celle qui entraîne le moins d'impacts environnementaux. Toutefois, un important potentiel d'impact sur l'écosystème aquatique est associé à cette option. Cet impact est principalement attribuable aux contaminants présents dans les sols atteignant les eaux de surface en périphérie du site par les eaux souterraines.
- Également, selon une étude du devenir environnemental des contaminants dans les eaux souterraines, si l'option 1 est retenue, les concentrations en fluorures seront de

30 à 40 fois supérieures au critère réglementaire (1.5 g/L) dans 50 ans. Ces résultats démontrent que l'ACV aura permis de cibler les impacts environnementaux significatifs associés aux activités de gestion. Toutefois, l'ACV n'a pas pour objectif de déterminer si les risques associés à une option de restauration sont acceptables ou non. En conséquence, il est recommandé d'effectuer une évaluation complète des risques environnementaux en raison du fort potentiel d'impact écotoxicologique associé à l'option 1.

- Si l'option 1 est rejetée sur la base d'une évaluation du risque, l'option 3b devrait être sélectionnée selon les résultats de l'ACV comparative. Cette option bénéficie d'un crédit environnemental en raison de la valorisation énergétique des brasques usées. Toutefois, l'implantation de l'option 3b requiert certaines améliorations. À titre d'exemple, la cellule de confinement, dans laquelle sont entreposés de façon permanente les déchets solides (autres que les brasques), devrait faire l'objet d'une re-conception en raison d'impacts environnementaux élevés associés à la production de matériaux (béton, acier). Aussi, le procédé de traitement des eaux d'excavation devrait être réévalué dans le but d'en améliorer l'efficacité.
- L'étude de la comparaison des méthodes de caractérisation des substances toxiques, EDIP97 et Impact 2002, révèle que le niveau de détails considéré a une influence non négligeable lors de la caractérisation. Ainsi, la méthode Impact 2002 ou une autre méthode présentant un niveau de détails élevé devrait être favorisée dans le cas présent, en raison de l'importance des impacts primaires sur le score global. De manière générale, l'utilisation de modèles multicompartiments devrait être favorisée lorsque les impacts associés aux substances toxiques sont importants.
- L'adaptation du modèle Impact 2002 au contexte géographique canadien devrait être jumelée à la sélection de propriétés chimiques représentatives des conditions moyennes du milieu. Dans le cas de substances inorganiques, ces travaux

démontrent l'influence marquée des propriétés de partition sur le devenir environnemental (jusqu'à un ordre de grandeur) et donc sur les facteurs de caractérisation. En conséquence, l'utilisation de corrélations liant les propriétés de partition aux caractéristiques du milieu (ex : pH, contenu en matière organique, etc.) devrait être étudiée dans des travaux futurs.

ABSTRACT

The subject of this research project is the environmental evaluation of the remediation of a site contaminated by Spent Pot Lining (SPL), a waste product of aluminium refining.

Site restoration induces environmental impacts that broadly differ from one remedial method to another. Passive technologies are *in situ*; therefore their operational cost is generally low, as the energy and the raw materials consumption. However, the residual contamination (referred to here as primary impact) associated with passive technologies can be significant. Active technologies, such as the excavation and treatment of the excavated material, allow the reduction of the local risk to the population and ecosystems but contribute to other types of impacts, e.g. global warming and ozone depletion (referred to here as secondary impacts). In this context, Life Cycle Assessment (LCA), which enables the evaluation of the potential environmental impacts of products or services, can be used as an effective tool in the decision making process involved with site remediation.

This research project focused on the use of LCA in the site remediation sector and its applicability. The latter was increased by the integration of the primary impact assessment into the LCA framework, which allows the comparison of remediation methods with different effectiveness. Furthermore, the environmental relevance of the primary impact assessment was increased by the use of site specific data (pH, geochemical data ...).

Primary impacts are essentially associated with toxic substances. At present, there is no international consensus on toxic characterization models used in LCA, but recommendations to include an effect factor and a fate and exposure factor. More than one model is available. The EDIP methodology is a midpoint approach known for its

low environmental relevance since only a few characteristics of the toxic substances are considered to evaluate their fate once they are released into the environment. Impact 2002 is an endpoint approach known for its high environmental relevance. Concentrations to which populations and ecosystems are exposed are based on a multimedia model integrating intermedia transfers, degradation reactions and advection. Therefore, this project also aimed to evaluate the influence of these methodological differences on the LCA results by comparing the two mentioned LCIA methods.

For the purpose of this comparative environmental assessment, four site remediation alternatives for the SPL contaminated site were compared: natural attenuation (Option 1), excavation of the contamination source and confinement in a secure cell (Option 2), excavation and treatment (Option 3a) and excavation and incineration (Option 3b).

The main results are as follows:

- The LCA identified Option 1 as having the least potential environmental impact. In addition, the LCA identified acute and chronic water ecotoxicity categories as being the dominant impact categories of the environmental profile; the main contributor to this impact category are associated with soil leaching (primary impact contributors).
- A site specific contaminant fate and transport modeling study concluded that contaminant concentrations 50 years from the present would be approximately 30 to 40 times the regulatory criteria (1.5 mg/L) if this option is retained. Therefore, this study demonstrated that LCA can be used as a screening tool to help identify significant environmental issues. However, LCA does not provide an answer on the acceptability of the risk associated with the contamination: it is recommended that a complete Environmental Risk Assessment (ERA) be performed for Option 1 acceptance in reason of the the significant ecotoxicological potential impacts.

- If Option 1 is rejected, based on the results of the ERA, the LCA results indicated that Option 3b should be implemented. Option 3b benefited from an environmental credit given for the coal avoided by the use of the excavated SPL in a cement kiln as an alternative fuel. However, the selection of the Option 3b requires some improvements. For example, the secure cell used for the confinement of the excavated wastes (other than SPL) should be redesigned to reduce the high environmental impacts associated with the production of its building materials, e.g. reinforced concrete and steel. The treatment of the excavation water should also be reviewed.
- The use of an LCIA method with a higher level of complexity should be favored because of the potential important influence of the primary impact on the total score. Therefore, the Impact 2002 model is preferred to EDIP 97. In general, the use of a multimedia model should be favored in a situation where impacts associated with toxics are important.
- The geographical adaptation of the Impact 2002 methodology to the Canadian context should be coupled with the adjustment of the chemical properties to average environmental conditions. In the case of inorganic substance, this study demonstrated the influence of partitioning properties on fate and transport assessment (up to one order of magnitude) and on characterization factors. Therefore, the use of correlations between the partitioning properties and the environmental conditions (e.g. pH, organic matter content) should be study.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	IX
TABLE DES MATIÈRES	XII
LISTE DES TABLEAUX	XVI
LISTE DES FIGURES	XVII
LISTE DES ANNEXES	XVIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIX
CHAPITRE 1 - INTRODUCTION	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 Objectifs.....	5
CHAPITRE 2 - REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Les brasques usées	6
2.1.1 Gestion des brasques usées en Amérique du Nord.....	7
2.1.2 Gestion des brasques usées au Canada	8
2.2 Devenir environnemental des contaminants associés aux brasques usées	11
2.2.1 Cyanures.....	11
2.2.2 Fluorures	13

2.2.3	Fer et aluminium	15
2.3	Technologies de restauration de sites	17
2.4	L'analyse du cycle de vie	20
2.4.1	Méthodologie de réalisation.....	21
2.4.1.1	Définition des objectifs et du champ de l'étude.....	21
2.4.1.2	Analyse de l'inventaire.....	21
2.4.1.3	Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV).....	22
2.4.1.4	Interprétation	26
2.4.2	L'évaluation des impacts écotoxicologiques et toxicologiques en ACV	26
2.4.2.1	Modèle général de caractérisation des substances toxiques.....	26
2.4.2.2	Facteur d'effet.....	27
2.4.2.3	Facteur de devenir et d'exposition	28
2.4.2.4	EDIP97 et Impact 2002.....	30
2.4.3	Différentiation spatiale en analyse du cycle de vie	33
2.4.4	Application de l'analyse du cycle de vie au domaine de la restauration des sites contaminés	34
2.4.5	Évaluation comparative de l'analyse de cycle de vie et de l'analyse de risque environnemental pour la gestion des terrains contaminés.....	38
2.4.6	Limites de l'ACV.....	39
2.5	Hypothèse de recherche et objectifs	41
CHAPITRE 3 - MÉTHODOLOGIE.....		42
3.1	Description du site	42
3.2	Méthode d'évaluation des impacts primaires.....	43
3.3	Méthodologie de réalisation de l'ACV comparative des options de restauration.....	44
3.3.1	Fonction et unité fonctionnelle	45
3.3.2	Frontière temporelle.....	45
3.3.3	Scénarios de réhabilitation étudiés.....	45
3.3.4	Procédés exclus.....	51
3.3.5	Frontières géographiques.....	51
3.3.6	Données d'inventaire.....	51
3.3.7	Méthode d'Évaluation des impacts du Cycle de Vie (EICV).....	52

3.3.8	Méthode de calculs.....	52
-------	-------------------------	----

CHAPITRE 4 - RÉSULTATS.....53

4.1 Combined Use of Life Cycle Assessment and Groundwater Transport Modeling to Support Contaminated Site Management.....53

4.1.1	Présentation.....	53
4.1.2	Résumé.....	53
4.1.3	Abstract.....	54
4.1.4	Introduction.....	55
4.1.5	Methodology.....	57
4.1.5.1	Case study definition.....	57
4.1.5.2	Modeling of contaminant transport in groundwater.....	58
4.1.5.3	Life cycle assessment study.....	62
4.1.6	Results.....	68
4.1.6.1	Results of contaminant transport modeling.....	68
4.1.6.2	Life cycle assessment study.....	70
4.1.7	Discussion.....	75
4.1.8	Conclusions.....	78
4.1.9	Acknowledgments.....	78

4.2 Comparaison de deux méthodes d'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV) : EDIP97 et Impact 2002.....79

4.2.1	Introduction.....	79
4.2.2	Problématique.....	80
4.2.3	Méthodologie.....	82
4.2.3.1	Étude de l'influence du niveau de détails lors de la caractérisation des substances toxiques en ACV.....	83
4.2.3.2	Adaptation de la méthode Impact 2002 au contexte canadien.....	84
4.2.3.3	Analyses de sensibilité.....	85
4.2.4	Résultats.....	86
4.2.4.1	Étude de l'influence du niveau de détails lors de la caractérisation des substances toxiques en ACV.....	86
4.2.4.2	Adaptation de la méthode Impact 2002 au contexte canadien.....	89
4.2.4.3	Analyses de sensibilité.....	91

4.2.5	Discussion et conclusions.....	92
CHAPITRE 5 - DISCUSSION GÉNÉRALE.....		95
CHAPITRE 6 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....		101
RÉFÉRENCES		105
ANNEXES.....		120

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Exemple de données d'inventaire pour le procédé d'extrusion de 1000 kg de polyéthylène haute densité (Delft University of Technology 2002).	22
Tableau 2.2 : Catégories d'impacts environnementaux selon EDIP97.....	24
Table 4.1: Saturation, values of saturated hydraulic conductivity (Ksat), porosity (n), specific storage (Ss) of each hydrostratigraphic units, and values of annual Infiltration.	60
Table 4.2 : Secondary data sources.	67
Table 4.3 : Materials involved in the excavation and disposal remediation scenarios.	70
Table 4.4 : Impacts (%) for each potential impact category.	72
Tableau 4.5 : Comparaison des paramètres géographiques Europe de l'Ouest – Canada.	84
Tableau 4.6 : Facteur d'effet, de devenir et de caractérisation selon les méthodes EDIP97 et Impact 2002.	87
Tableau 4.7 : Variation des propriétés de partition (fluorure).....	92

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Cuve électrolytique.....	6
Figure 2.2 : Options de gestion du site considérées.	10
Figure 2.3: Les quatre phases de l'analyse du cycle de vie selon l'Organisation de Normalisation Internationale (ISO 14 040 1997).....	21
Figure 2.4 : Exemple de représentation de la chaîne cause à effet.....	23
Figure 2.5 : Classification des résultats d'inventaire.....	25
Figure 2.6 : Représentation schématique d'un modèle de type multicompartiments.	29
Figure 2.7 : Facteur de devenir environnemental (écotoxicité) selon EDIP97.	31
Figure 2.8 : Facteur de devenir environnemental (toxicité humaine) selon EDIP97.....	31
Figure 2.9 : Représentation schématique de la caractérisation des substances toxiques selon le modèle Impact 2002 (adaptée de Margni 2003).....	32
Figure 3.1 : Diagramme de flux (option 1).	47
Figure 3.2 : Diagramme de flux (option 2).	48
Figure 3.3 : Diagramme de flux (options 3a et 3b).	50
Figure 4.1: Cross-section showing hydrostratigraphic units.....	59
Figure 4.2: Boundaries conditions.....	60
Figure 4.3: Schematic representation of remediation scenarios: no-intervention (Option 1), excavation and on-site disposal (Option 2), excavation and treatment of SPL (Option 3a), excavation and incineration of SPL (Option 3b).....	65
Figure 4.4: Evolution of fluoride concentrations.	69
Figure 4.5: Primary and secondary impacts for each life cycle stage of each option.....	73
Figure 4.6 : Comparaison entre la concentration médiane qui affecte 50% des espèces testées (HC50) et la concentration sans effet observée (PNEC).	87
Figure 4.7 : Comparaison des FCT en kg eq triéthylène glycol.....	89
Figure 4.8 : Comparaison des facteurs de devenir environnemental (océan).	90
Figure 4.9 : Comparaison des facteurs de devenir environnemental (eaux de surface)	91

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1: MODÉLISATION DES CONTAMINANTS PROPRE AU SITE	120
 ANNEXES 2: INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE	 132
Annexe 2a: Diagrammes de flux des options de gestion du site	132
Annexe 2b: Sommaire des calculs relatifs aux flux	153
Annexe 2c: Calculs des émissions selon le modèle CORINAIR	159
Annexe 2d: Calculs des émissions selon le modèle NONROAD	168
Annexe 2e: Résultats d'inventaire	175
 ANNEXES 3: ÉVALUATION DES IMPACTS DU CYCLE DE VIE	 195
Annexe 3a: La méthode EDIP97	195
Annexe 3b: Développement de facteurs de caractérisation selon la méthode EDIP97	197
Annexe 3c: Facteurs de caractérisation (Écotoxicité Aquatique) selon EDIP97	203
Annexe 3d: Facteurs de caractérisation (Toxicité humaine) selon EDIP97	204
Annexe 3e: Développement de facteurs de caractérisation selon IMPACT 2002	205
Annexe 3f: Application de la méthode AMI	208
Annexe 3g : Paramètres d'entrée IMPACT 2002	210
Annexe 3h: Adaptation du modèle Impact 2002 au contexte géographique canadien	211

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

A	Air
ACV	Analyse du cycle de vie
AP	Acidification potential (Acidification)
BW	Body weight (Poids corporel)
DALY	Distability Adjust Lifetime Years (Nombre d'années perdues par incidence)
EC50	Effect Concentration 50% (Concentration ayant 50% d'effet par rapport au contrôle)
EICV	Évaluations des impacts du cycle de vie
ERE	Évaluation du risque environnemental
ET	Ecotoxicological potential (potentiel écotoxique)
FCT	Facteur de caractérisation des substances toxiques
GWP	Global warming potential (Réchauffement global)
HT	Human toxicity (Toxicité humaine)
ISO	Organisation Internationale de Standardisation
RfD	Reference Dose (Dose de référence)
LC50	Concentration létale provoquant 50% de mortalité sur l'espèce testée
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration (Concentration la plus faible sans effet observé)
NOEC	No Adverse Effect Concentration (Concentration sans effet adverse)
NP	Nutrient enrichment (Enrichissement en nutriments)
ODP	Ozone depletion potential (Épuisement de l'ozone stratosphérique)
PAF	Potentially Affected Fraction of species (Fraction potentielle des espèces affectées)
PDF	Potentially Disappeared Fraction of species (Fraction potentielle des espèces disparues)
PNEC	Predicted No Effect Concentration (Concentration sans effet)
PNUE	Programme des Nations Unies en Environnement
POCP	Photochemical ozone (Formation d'ozone photochimique)
SETAC	Société de Toxicologie et Chimie Environnementale
S	Sol
W	Eau

CHAPITRE 1 - INTRODUCTION

1.1 Problématique

La décontamination des sites industriels est une problématique d'ordre mondial. Au Canada, plus de 1750 terrains contaminés sont toujours en attente de traitement (Secrétariat du conseil du trésor du Canada 2002). Différents modes de gestion peuvent être considérés. Le recours à des technologies qualifiées de passives permet un traitement *in situ*, alors que le retrait des sols contaminés par excavation permet de réduire le risque local, mais entraîne une consommation accrue d'énergie et de matières premières. Dans cette perspective, il est nécessaire de développer des outils d'aide à la décision permettant de comparer les impacts environnementaux qu'engendrent les actions de restauration.

À cette fin, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est un outil d'aide à la décision régi par l'Organisation Internationale de Standardisation (ISO) et soutenu par le Programme des Nations Unies en Environnement (PNUE) et la Société de Toxicologie et Chimie Environnementale (SETAC). Cet outil permet la comparaison de services ou de produits par l'évaluation des contributions à un ensemble de catégories d'impacts (réchauffement global, acidification, formation de smog photochimique, consommation de ressources naturelles, etc.), et ce, par l'étude systématique de l'ensemble des étapes du cycle de vie, allant de l'extraction des matières premières à l'élimination finale. L'application de l'ACV au domaine de la restauration de sites se fait par la considération de toutes les étapes de la restauration, allant de la préparation du site à sa fermeture en passant par l'ensemble des procédés de traitement. Toutefois, l'ACV ne permet pas de statuer sur l'acceptabilité d'une action de restauration en fonction des risques locaux qui y sont associés. Pour ce faire, l'analyse de risques traite des impacts sur la santé humaine et la santé des écosystèmes associés à la contamination locale (USEPA 1996b). Dans certains cas, telle la sélection de l'atténuation naturelle comme mode de gestion d'un site contaminé, son utilisation est nécessaire.

Les ACV réalisées dans le secteur de la réhabilitation de sites font état de lacunes et limites importantes. La comparaison d'options de restaurations d'efficacités variables, c'est-à-dire laissant un site réhabilité à divers degrés, nécessite l'inclusion de deux classes d'impacts:

- Les impacts primaires associés à la contamination résiduelle laissée en place.
- Les impacts secondaires engendrés par les activités de la restauration (exemple : le transport de matériaux, l'excavation, etc.).

Ainsi, certaines ACV dans le domaine de la restauration excluent simplement les impacts primaires, limitant les études à des options de même efficacité (Volkwein, Hurtig et Klopffer 1999). D'autres utilisent des méthodes non uniformes d'évaluation des impacts primaires et secondaires, rendant la comparaison de ces deux classes d'impacts impossible (Beinat, van Drunen, Nijboer, Koolenbrander, Okx et Schutte 1997, Diamond, Page, Campbell, Mc Kenna et Lall 1999, Page, Diamond, Campbell et Mc Kenna 1999). De plus, aucune étude réalisée jusqu'à présent ne considère les conditions environnementales propres au site lors de l'évaluation des impacts primaires. Pourtant, la toxicité des contaminants résiduels dépend fortement de leur disponibilité et de leur persistance, deux propriétés qui varient fortement selon les conditions du milieu récepteur (type de sol, pH, potentiel redox, présence de micro-organismes, etc.).

Les impacts primaires sont essentiellement associés aux substances toxiques (catégories d'impacts : écotoxicité et toxicité humaine). Ils peuvent représenter jusqu'à 65% de l'impact total de la restauration (Toffoletto 2002). L'introduction des impacts primaires soulève donc le problème de la sélection de la méthode adéquate d'évaluation des impacts. En effet, plusieurs méthodes d'évaluation des impacts sont disponibles aux praticiens de l'ACV. Bien qu'elles présentent des différences à bien des égards, les écarts sont particulièrement marqués dans le cas de l'évaluation de la toxicité humaine

et l'écotoxicité, deux catégories d'impacts associées aux substances toxiques. Ces écarts s'expliquent par l'absence de consensus scientifique international en ce qui a trait à la caractérisation¹ des substances toxiques en ACV (Udo de Haes, Finnveden, Goedkoop, Hauschild, Hertwich, Hofstetter, *et al* 2002). La caractérisation des substances toxiques fait toutefois l'objet de recommandations au niveau international (Jolliet 1996) : elle doit inclure une évaluation de l'effet, du devenir et de l'exposition environnementale. Le niveau de détails qui doit être considéré n'est toutefois pas précisé. Ainsi, le devenir environnemental passe d'une simple évaluation partielle, réalisée à l'aide de caractéristiques physico-chimiques clés (ex : constante de Henry, ...), à une évaluation mathématique plus complexe qui tente de prédire le comportement des contaminants dans l'environnement. À cette fin, les modèles de type multicompartiments, d'abord développés pour les besoins de l'analyse de risques, sont maintenant largement utilisés en ACV (Udo de Haes, Finnveden, Goedkoop, Hauschild, Hertwich, Hofstetter, *et al* 2002). Ces modèles sont définis par un ensemble d'équations du premier degré qui évaluent la partition des contaminants entre les compartiments (eau, air, sol, sédiments), les réactions de dégradation et les déplacements par advection. En raison de l'importance relative que peuvent représenter les impacts primaires sur le score global d'une ACV, l'étude du niveau de détails considérés lors de la caractérisation des substances toxiques est nécessaire. Ce niveau doit être suffisant pour ne pas conduire à une prise de décision erronée.

Le présent projet de maîtrise traite des problèmes précédents à partir d'une étude de cas, soit la restauration d'un site contaminé par des déchets de l'aluminium de première fusion : les brasques usées. La disposition des brasques usées est maintenant réglementée partout en Amérique du Nord en raison de leur contenu en matières toxiques et lixiviables : fluorure, cyanure, aluminium et fer. Les options de

¹ La caractérisation est une étape de l'évaluation des impacts qui permet de différencier le potentiel toxique de chaque substance.

restaurations considérées dans le cadre de ce projet sont les suivantes :

- L'option 1 consiste à laisser en place du site tel quel en raison du potentiel d'atténuation naturelle des cyanures (Meehan 2000);
- L'option 2 consiste à l'excavation de la source (jusqu'au critère industriel) et à son entreposage dans une cellule de confinement étanche.
- Les options 3a et 3b consistent également à l'excavation de la source au critère industriel, suivi d'un traitement physico-chimique des brasques usées (option 3a) ou d'une incinération dans un four à cimenterie des brasques usées (option 3b).

Ce projet fait intervenir des scénarios de gestion des sols contaminés d'efficacités différentes. En effet, l'atténuation naturelle en tant que technologie passive ne permet pas l'atteinte de concentrations résiduelles aussi faibles que l'excavation dans la période de temps considérée pour cette étude (50 ans). Ce projet fait également intervenir différentes options de gestion des déchets excavés : entreposage sécuritaire, traitement et incinération.

L'ACV des différentes options de restauration est réalisée en intégrant les deux classes d'impacts : primaires et secondaires. L'évaluation des impacts primaires est réalisée à partir de la caractérisation du site. Le présent travail se penche également sur les rôles complémentaires de l'ACV et de l'analyse de risques en tant qu'outils d'aide à la décision en restauration des sites. À cette fin, les résultats de l'ACV sont comparés aux résultats d'une évaluation du devenir environnemental des contaminants, une composante clé de l'évaluation de risques. En dernier lieu, ce projet étudie l'influence du niveau de détails considéré lors de l'évaluation des impacts primaires. Pour ce faire, deux méthodes d'évaluation des impacts présentant des différences marquées au niveau du devenir environnemental sont comparées : EDIP 97 et Impact 2002.

1.2 Objectifs

Ce travail de maîtrise vise à répondre aux objectifs suivants :

1. Proposer une méthode d'évaluation des impacts primaires applicable aux ACV qui tienne compte des caractéristiques propres au site;
2. Déterminer, parmi les différentes options de restaurations applicables au site contaminé par des brasques usées, celle qui engendre le moins d'impacts environnementaux potentiels, sur la base des contributions primaires et secondaires;
3. Évaluer les rôles complémentaires de l'ACV et de l'analyse de risques comme outils d'aide à la décision dans le domaine de la restauration de sites;
4. Evaluer l'influence du niveau de détails considéré lors de la caractérisation des substances toxiques associées aux impacts primaires.

Le premier chapitre de ce mémoire décrit la problématique de gestion des brasques usées et celle de la restauration des terrains contaminés par ces déchets. De plus, une introduction à la méthodologie ACV est présentée, de même qu'une revue des différentes techniques de caractérisation des substances toxiques en ACV. Le chapitre suivant présente la méthodologie générale utilisée dans le cadre de ce travail. Le chapitre 3 présente l'ensemble des résultats divisés en deux sections. La première présente les résultats de l'ACV comparative des options de gestion du site contaminé, sous la forme d'un article soumis et accepté au journal *Human and Ecological Risk Assessment*. L'article discute également des différences théoriques entre l'analyse de risque et l'ACV. À la deuxième section, sont comparées deux méthodes de caractérisation des substances toxiques : les méthodes EDIP97 et Impact 2002. Le chapitre suivant présente une discussion générale des résultats obtenus dans le cadre de ce projet.

CHAPITRE 2 - REVUE DE LITTÉRATURE

Dans cette section, sont présentés les éléments essentiels à la compréhension de ce mémoire.

2.1 Les brasques usées

Le site contaminé faisant l'objet de cette étude est un ancien site d'enfouissement de brasques usées situé au Canada. Les brasques usées sont des résidus générés par l'industrie de l'aluminium de première fusion. Elles composent le revêtement intérieur des cuves d'électrolyse (figure 2.1) où l'alumine est transformée en aluminium par le procédé Hall-Héroult.

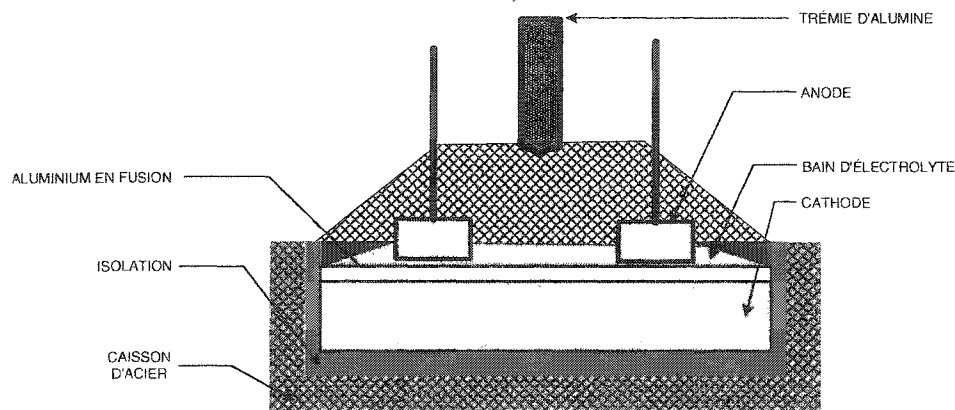


Figure 2.1: Cuve électrolytique.

Le procédé de Hall-Héroult permet la réduction électrolytique de l'alumine (Al_2O_3) en aluminium par le passage d'un courant continu circulant de l'anode à la cathode. L'alumine est dissoute dans un bain de cryolithe (Na_3AlF_6) à environ 950°C (Internationale Aluminium Institute 2002). Du fluorure d'aluminium est ajouté régulièrement afin de maintenir la composition chimique du bain constante. L'aluminium formé se dépose dans la cuve puis est acheminé vers le centre de coulée.

Les brasques sont composées de blocs de carbone joints par une pâte de carbone et de briques réfractaires. Le carbone agit en tant qu'électrode négative (cathode) alors que

les briques isolent thermiquement la cuve. Le revêtement intérieur de la cuve doit être remplacé en moyenne à tous les 5 ans (Bureau d'audiences publiques sur l'environnement 1997).

Le carbone de la cuve adsorbe les fluorures, les métaux, les cyanures et les nitrures formés durant l'opération de la cuve. Les briques se lient au carbone lors de l'opération de la cuve, ce qui rend nécessaire le remplacement des blocs de carbone et des briques à la fin de la vie utile des brasques. La quantité de brasques usées générée par tonne d'aluminium varie de 20 à 35 Kg selon la technologie utilisée et l'âge des installations de production (Paradis 1998).

La disposition des brasques usées est problématique en raison de leur contenu en matières toxiques et lixiviables (fluorures, cyanures, aluminium et fer), ainsi que de leur potentiel explosif en présence d'humidité.

2.1.1 Gestion des brasques usées en Amérique du Nord

La problématique de gestion des brasques usées est complexe et particulièrement préoccupante en Amérique du Nord. En effet, cette région est celle qui possède la plus importante capacité de production d'aluminium primaire (Association de l'aluminium des États-Unis 2002). En 2002, la production nord-américaine a atteint 5,4 millions de tonnes, soit un peu plus de 25% de la production mondiale (Internationale Aluminium Institute 2002). Pour la même année, la production d'aluminium primaire canadienne a dépassé les 2,7 millions de tonnes (Association de l'Aluminium du Canada 2002). La production canadienne est concentrée au Québec, bien qu'une aluminerie soit située en Colombie-Britannique.

L'industrie de l'aluminium primaire canadienne génère annuellement plusieurs dizaines de milliers de tonnes de brasques usées, auxquelles il faut ajouter les centaines de milliers de tonnes entreposées dans des bâtiments en attente de traitement. Selon

l'étude réalisée par Paradis (1998), approximativement 427 000 tonnes de brasques usées étaient entreposées dans des bâtiments au Canada en 1998.

Les sociétés de production d'aluminium de première fusion ont longtemps opté pour une disposition en tas ou en site d'enfouissement (Paradis 1998). Toutefois, dans les années 1980, les brasques usées ont été désignées *déchets dangereux*, en vertu du *Règlement sur les déchets dangereux* au Québec, mettant fin à ces pratiques. Un règlement équivalent a également été établi en Colombie-Britannique. Au Québec, les brasques usées sont maintenant désignées comme *matières dangereuses résiduelles* depuis l'adoption du *Règlement sur les matières dangereuses en 1997*. Aux États-Unis, elles sont également désignées comme matières dangereuses depuis les années 1980 (USEPA 1997). Au Canada, depuis la modification de la réglementation, les compagnies ont majoritairement opté pour un entreposage dans des bâtiments aérés. Dans quelques cas, les brasques usées sont envoyées en Arkansas pour y subir un traitement thermique ou en Oregon pour y subir un traitement physico-chimique avant un enfouissement sécuritaire.

2.1.2 Gestion des brasques usées au Canada

Actuellement, aucune usine de traitement ou de récupération des brasques n'est en opération au Canada. Parmi les solutions possibles, mentionnons l'entreposage permanent dans des cellules de confinement étanches, le traitement, la valorisation énergétique et le recyclage partiel.

L'entreposage permanent des brasques usées dans des cellules de confinement étanches est une solution économique. Ce type d'entreposage a été autorisé dans certaines installations au Québec.

Parmi les technologies de traitement, le traitement thermique dans un four rotatif permet la destruction des cyanures à des températures variant de 960°C. Les brasques sont

d'abord concassées, puis mélangées à du calcaire broyé et du sable de silice (Bontron, Laronze et Personnet 1993). Les fluorures réagissent avec le calcaire pour former du fluorure de calcium. Le traitement thermique génère ainsi 2,4 tonnes de résidus par tonne de brasques (Paradis 1998).

Le traitement de type physico-chimique consiste en l'ajout d'agents chlorés et d'eau aux brasques broyées. Le mélange est opéré dans une cuve d'acier à température ambiante. Une fois les brasques traitées, elles sont enduites de ciment lors de leur enfouissement sécuritaire.

La valorisation énergétique est une alternative intéressante puisque les brasques possèdent une capacité calorifique moyenne de $1.63E+04$ kJ/kg (Personnet 1999). Les cimenteries ont un important besoin en matière combustible. L'utilisation de brasques usées comme combustible de remplacement représente une ressource énergétique économique. Selon les études effectuées par Personnet (1999), les émissions atmosphériques ne changent pratiquement pas dans le cas d'une alimentation en brasques usées de moins de 2% de l'alimentation totale. L'incinération demande une opération préalable de broyage. Au Canada, la valorisation énergétique des brasques usées n'est pas autorisée.

Parmi les procédés de recyclage, il existe un procédé de vitrification permettant la récupération de brasques usées pour la fabrication de carreaux de céramiques, de produits de fibre de verre et de granules de bardeau d'asphalte (Paradis 1998). La compagnie Alcan a également développé un procédé de recyclage appelé le *Low Caustic Leaching and Liming* (LCLL) qui permet la récupération de différentes fractions (Paradis 1998). Au Québec, un projet d'usine LCLL d'une capacité de traitement de 80 000 tonnes par an a d'ailleurs été déposé au bureau des audiences publiques en Environnement en 2003 (Bureau des audiences publiques en environnement 2003). Le procédé consiste en un broyage et concassage suivis d'un

mélange en présence d'eau et de soude caustique. Cette étape permet l'extraction des fluorures, cyanures, aluminium et fer. L'étape suivante est une filtration permettant d'isoler les particules de la solution. La destruction des cyanures résiduels est assurée par une hydrolyse en milieu alcalin. Le filtrat est envoyé dans un évaporateur qui engendre la cristallisation des fluorures sous forme de fluorure de sodium (NaF). La dernière étape consiste en une re-dissolution du fluorure de sodium en milieu basique afin de le transformer en calcium de fluorure (CaF_2) insoluble. Parmi les fractions récupérables, le carbone des brasques peut être utilisé comme combustible dans des fours à cimenterie, alors que le calcium de fluorure peut être utilisé dans la production d'aluminium.

Parmi les modes de gestion présentés dans cette section, la présente étude se penchera sur l'entreposage permanent en cellule de confinement, le traitement physico-chimique et la valorisation énergétique, tel qu'illustré à la figure 2.2.

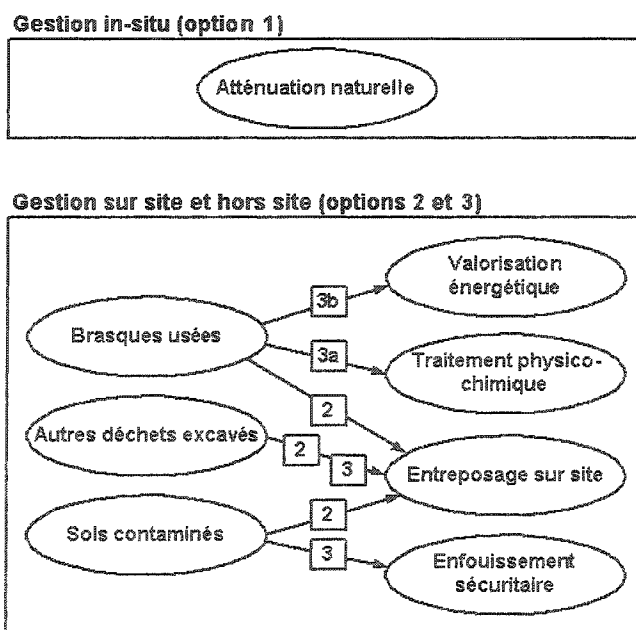


Figure 2.2 : Options de gestion du site considérées.

2.2 Devenir environnemental des contaminants associés aux brasques usées

Parmi les substances toxiques identifiées dans les brasques usées, les cyanures, fluorures, le fer et l'aluminium sont étudiés plus en détail en raison de leur abondance et de leur toxicité.

2.2.1 Cyanures

Les cyanures sont produits naturellement par certaines plantes et micro-organismes cyanogéniques. Toutefois, leur présence dans l'environnement au-dessus des seuils de toxicité est attribuable aux activités industrielles (Meeussen, Keizer et De Hann 1992; USEPA 1992). Les cyanures sont utilisés dans de nombreux procédés industriels en raison de leur nature réactive (extraction d'or et d'argent, usine de plaquage de métaux, industrie pharmaceutique, etc.). Les cyanures sont également générés comme sous-produits lors de quelques procédés industriels, telle la production d'aluminium de première fusion. Qu'ils soient utilisés comme réactif ou générés comme sous-produit, les cyanures sont majoritairement introduits dans l'environnement lors de la dissolution de déchets solides (résidus miniers acides, brasques usées, etc.) (Smith et Mudder 1991).

Formes de cyanures

Les cyanures regroupent un ensemble de composés dont les plus réactifs et donc les plus toxiques sont les cyanures libres (CN^- et HCN) (Smith et Mudder 1991). À 25°C, les cyanures sont présents sous formes aqueuse, gazeuse et solide. La mobilité des espèces chimiques dans l'environnement est influencée par leur solubilité. Les cyanures libres sont mobiles (Smith et Mudder 1991), bien qu'ils soient sujets à de multiples réactions limitant leur solubilité, telles l'adsorption et la désorption en présence de sols ayant une capacité d'échange ionique élevée, la formation de complexes métalliques sujets à la précipitation, etc. En solution aqueuse, les proportions relatives d'ions CN^- et d'acide

cyanhydrique (HCN) dépendent du pH et peuvent être déterminées théoriquement selon l'équation 1.

$$K_a = [H^+][CN^-]/[HCN] = 2.03E-10 ; pK_a = 9,31 \quad (\text{Équation 1})$$

Conséquemment, à des pH élevés, la forme CN^- domine. Cette dernière a une forte tendance à former des complexes métalliques. À des pH plus faibles, la forme HCN domine, seule forme volatile exprimée par une constante de Henry de 0.11 atm L/mol à 25°C (ATSDR 1997).

En solution aqueuse, les cyanures peuvent réagir avec des métaux pour former des complexes. La liaison à des cations alcalins, tels le sodium, le potassium et le calcium ($NaCN$, KCN , $Ca(CN)_2$,...) entraîne la formation de composés solubles dont la dissociation libère un ion CN^- . Ces derniers sont qualifiés de complexes simples (Smith et Mudder 1991). Les autres complexes métaux-cyanures (ex : $Zn(CN)_4^{2-}$, $Cd(CN)_3^-$, $Cu(CN)_2^-$, $Ni(CN)_4^{2-}$, ...) sont peu ou pas solubles et ne libèrent pas d'ions CN^- lors de leur dissociation (Smith and Mudder 1991). Les complexes formés avec le fer ($Fe(CN)_6^{4-}$, $Fe(CN)_6^{3-}$) sont parmi les plus forts et sont reconnus pour leur extrême stabilité en absence de lumière (Smith and Mudder 1991). En solution aqueuse, les cyanures peuvent également former des thiocyanates (SCN^-), moins toxiques que les cyanures libres. Les thiocyanates sont formés lorsque l'eau souterraine contient du soufre en solution. Ils sont dégradables par voies biologiques et chimiques (Smith et Mudder 1991).

Toxicité des cyanures

La toxicité des cyanures est liée au blocage des fonctions respiratoires cellulaires (Smith et Mudder 1991). Chez l'humain, la dose quotidienne de cyanures libres, sans risque pour la santé, est de 2E-2 mg par kg de poids corporel (ATSDR 1997). Les effets possibles sont aigus et chroniques. À l'heure actuelle il n'y a pas d'évidence d'effet

tératogène, mutagène ou cancérigène (ATSDR 1997 ; USEPA 1992). Les cyanures ne s'accumulent pas ou très peu dans les tissus en raison des effets aigus. La forme libre est la plus toxique (HCN et CN⁻). Les études démontrent également que la toxicité des cyanures augmente avec la température (Smith et Mudder 1991). Le pH influence également la toxicité, puisqu'une baisse de pH influence la dissociation des complexes métalliques. De façon générale, la toxicité augmente avec la salinité (Scott and Igles 1987). La toxicité des cyanures complexés au fer est négligeable à des concentrations de moins de 40 mg/l. (Smith et Mudder 1991).

2.2.2 Fluorures

Les fluorures regroupent un ensemble de composés contenant du fluor (F, F₂, HF, FNa,...). Le fluor est le 13^e élément le plus abondant de l'écorce terrestre. Des niveaux détectables sont mesurés dans pratiquement tous les minéraux et sédiments fossiles (ATSDR 2001). Dans les sols, les concentrations naturelles en fluorures varient entre 76mg/kg de sol (sol sablonneux) à 2640mg/kg sol (sol argileux) (Warrington 1995). Dans les mers et océans, les niveaux naturels varient de 0,86 à 1,4 mg/L, alors que dans les eaux de surface les concentrations mesurées sont en moyenne autour de 1.0 mg/L (Warrington 1985). Les fluorures sont majoritairement émis dans l'atmosphère lors d'éruptions volcaniques et par l'action du vent sur les sols (ATSDR 2001). La pluie, qui peut contenir jusqu'à 1 mg/L de fluorures, est le mécanisme principal de re-déposition. Au niveau atmosphérique, les émissions anthropogéniques de fluorures sont majoritairement attribuables à l'incinération de charbon lors de la production d'énergie, à la production de fertilisant à base de phosphate et à la production d'aluminium (ATSDR 2001). Dans l'eau, la principale émission d'origine anthropogénique est la fluorisation des eaux potables pour la prévention de la carie dentaire.

Formes de fluorures

La forme diatomique F_2 est peu présente dans l'environnement en raison de sa très grande réactivité (ATSDR 2001). Dans les sols, les fluorures sont peu mobiles puisqu'ils ont tendance à former des complexes très stables avec les composantes du sol. Toutefois, à de faibles pH et en présence d'aluminium, la formation de complexes fluorures-aluminium solubles (AlF_3 , AlF_2^+ , AlF_2^+) domine. De façon générale, une faible quantité est entraînée dans les eaux souterraines par lixiviation (ATSDR 2001). Les plantes accumulent une partie des fluorures présents dans les sols. L'accumulation est variable en fonction du type de plantes, de la nature des sols, de la concentration en fluorures et des formes de fluorures présents.

Dans l'eau, la forme de fluorures est largement contrôlée par la concentration en aluminium et le pH (ATSDR 2001). À un pH de moins de 5, les complexes AlF_n dominant presque entièrement et la concentration en ions F^- est très faible (Warrington 1995). Lorsque le pH augmente, la formation de complexes avec le groupe hydroxyle (OH^-) augmente ainsi que la concentration en ions F^- . En absence d'aluminium et lorsque le pH est neutre, la forme ionique F^- domine généralement. Les fluorures ont également tendance à former des complexes stables avec le calcium et le magnésium, tous deux présents dans les mers et les océans. La précipitation des complexes calcium-fluorures est le phénomène dominant dans la réduction de la concentration en ions F^- dans les mers et les océans (ATSDR 2001). Le temps moyen de résidence dans les eaux est fonction du temps de sédimentation. Selon Carpenter (1969) le temps moyen de résidence des fluorures peut atteindre de 2 à 3 millions d'années. Les fluorures ne sont pas dégradables, ils peuvent simplement changer de formes.

Toxicité des fluorures

Les populations peuvent être exposées aux fluorures par inhalation, ingestion d'eau et de nourriture et par l'usage de dentifrices ou de gels à base de fluorures. Des accumulations dans les tissus et les os ont lieu lorsque l'exposition dépasse les capacités

d'évacuation du corps humain. Le fluorure est absorbé au niveau du petit intestin, puis incorporé dans les cristaux de la structure osseuse. Une ingestion excessive de fluorures produit des lésions dues à une minéralisation anormale au niveau des dents et des os. Chez l'humain, la dose quotidienne sans risque est de 6×10^{-2} mg/kg de poids corporel/jour (IRIS 1987). Des cas de fluorose squelettique, une maladie invalidante, sont rapportés lors d'expositions quotidiennes à 20 mg/kg de poids corporel/jour durant plus de 20 ans (IRIS 1987). Des effets aigus sont également rapportés lors d'exposition à de fortes doses (Warrington 1987), alors qu'aucun effet tératogène, mutagène ou cancérigène n'est actuellement reconnu (ATSDR 2001).

Dans les eaux, les fluorures sont toxiques à la vie aquatique. La toxicité est plus sévère sous la forme libre (F^-) et décroît avec la formation de complexes aqueux (ATSDR 2001). Il est maintenant démontré que les complexes AlF_n sont également toxiques (Warrington 1995). La température et la salinité influencent la toxicité, bien que l'ensemble des mécanismes ne soit pas entièrement déterminé (Warrington 1995). La pollution aux fluorures dans les océans semble problématique, puisque certains organismes aquatiques accumulent des fluorures aux concentrations naturelles moyennes présentes dans les eaux (Warrington 1995).

2.2.3 Fer et aluminium

Le fer et l'aluminium sont des métaux présents naturellement dans les sols. La présence de particules de fer et d'aluminium dans l'atmosphère est majoritairement attribuable à l'action du vent sur les sols (ATSDR 1999). Au niveau atmosphérique, 13% des émissions en aluminium sont d'origine anthropique. La combustion de charbon et la production d'aluminium en sont les principales sources. Dans les eaux, les concentrations naturelles en aluminium sont généralement inférieures à 0.001 mg/L et proviennent majoritairement de la lixiviation des sols (ATSDR 1999). Les concentrations naturelles en fer varient de 3,8 -30 ng/L et sont supérieures dans le cas d'estuaires marins (ATSDR 1999). Le plus important mécanisme de mobilisation est

l'acidification des sols. Dans le cas de l'aluminium, l'adsorption sur l'argile est également un facteur significatif contrôlant la mobilité (ATSDR 1999). Les eaux potables peuvent contenir davantage d'aluminium en raison de l'utilisation de l'ajout de sels d'alun durant le traitement des eaux potables. Les concentrations naturelles en aluminium dans les sols varient de 700 mg/L à 100 000 mg/L (ATSDR 1999). Les émissions anthropiques d'aluminium et de fer dans les sols proviennent majoritairement de la dissolution des déchets (ATSDR 1999).

Formes de l'aluminium et du fer

La spéciation chimique du fer et de l'aluminium est variable selon les conditions du milieu récepteur complexifiant l'étude du devenir environnemental. L'aluminium est très réactif et conséquemment se trouve sous la forme liée dans l'environnement. Dans les sols, l'aluminium et le fer forment majoritairement des oxydes, tels Fe_2O_3 , Fe_3O_4 , $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, etc. Ces composés ne sont pas volatils, mais solubles, dépendamment du pH (Mc Bride 1994). Par exemple, dans le cas de l'aluminium, la solubilité est presque nulle à pH 7 et augmente à des pH acides et alcalins (Mc Bride 1994). À de faibles pH, les ions hydratés Al^{3+} sont dominants, alors qu'à pH élevés des oxydes hydratés sont formés. En plus de l'ion OH^- , l'aluminium forme des complexes forts avec l'ion F^- , SO_4^{2-} . L'aluminium se lie également aux groupes fonctionnels chargés négativement, telles les particules en suspension. L'aluminium s'accumule peu dans les plantes sauf en conditions acides. Dans les sols acides, la toxicité de l'aluminium est d'ailleurs un important facteur limitant la productivité (ATSDR 1999). Le thé peut croître en conditions acides, ce qui en fait une des rares plantes capable d'accumuler d'importantes quantités d'aluminium (ATSDR 1999). Les concentrations en fer mesurées dans les plantes sont variables, allant de 15 à 2245 mg de fer/kg de plante (base sèche) (HSDB 2002).

Toxicité de l'aluminium et du fer

Les populations peuvent être exposées à l'aluminium et au fer par inhalation et par ingestion de nourriture et d'eau. L'utilisation de certains cosmétiques, analgésiques, antisudorifiques et médicaments augmente les risques d'exposition à l'aluminium. Dans les eaux, l'aluminium et le fer sont tous deux toxiques à la vie aquatique. De faibles accumulations en aluminium sont observées chez les organismes aquatiques en raison de sa toxicité élevée et de la mort prématurée des organismes affectés (ATSDR 2001). Le fer caractérisé par une plus faible toxicité est davantage sujet à la bioaccumulation dans les tissus (HSDB 2002).

2.3 Technologies de restauration de sites

Plusieurs techniques peuvent être envisagées lors de la restauration de sites. Les technologies de traitement des sols et des eaux souterraines opérées *in situ* sont qualifiées de *passives*. Elles sont intéressantes puisqu'elles sont généralement accompagnées d'une faible consommation de matières premières et d'énergie et sont également moins coûteuses. L'atténuation naturelle, l'utilisation de barrières réactives ou perméables en sont des exemples. L'utilisation de technologies *in situ* peut toutefois être limitée par la présence d'une contamination mixte et de conditions hydrauliques et stratigraphiques complexes. De plus, la stratigraphie d'un site comporte souvent des incertitudes qui se reflètent dans la conception des technologies *in situ* et dans leur efficacité potentielle.

Des technologies de restauration *actives* sont également disponibles. L'excavation de la source de contamination suivie d'un traitement en est un exemple. Le traitement peut être opéré sur le site à l'aide d'installations temporaires ou dans un centre de traitement permanent. Bien que les technologies actives soient généralement plus coûteuses, elles comportent des avantages pour les gestionnaires de sites industriels. Par exemple, les objectifs de décontamination sont généralement atteints plus rapidement, réduisant les risques locaux et limitant la responsabilité des gestionnaires.

Dans le cas du site d'enfouissement de brasques usées, la contamination concerne autant les sols que les eaux souterraines. De plus, le traitement doit être envisagé par une combinaison de procédés puisqu'il s'agit d'un cas de contamination mixte (fluorures, cyanures, aluminium et fer).

Pour le traitement des eaux, plusieurs technologies pourraient être appliquées, telles les *barrières réactives* favorisant la formation de *complexes calcium-fluorures* et *ferrocyanures* sujets à la *précipitation*. La détoxification des cyanures libres (forme la plus toxique) est favorisée par la formation de complexes plus stables et moins toxiques : le ferrocyanide ($\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$) et ferricyanide ($\text{Fe}(\text{CN})_6^{3-}$) (iron III) (Ghosh, Dzombak, Luthy et Nakles 1999). Ces complexes sont caractérisés par une faible solubilité et une grande stabilité en absence de lumière et à pH neutre (voir section 2.2.1). Les fluorures peuvent former des complexes CaF_2 en présence de calcium (Warrington 1995). Les techniques de traitement par précipitation peuvent être opérées *in situ* ou alors *on site* dans des installations temporaires localisées sur le site suite au pompage des eaux. Les concentrations en métaux présentes dans les eaux souterraines peuvent être réduites par l'ajout d'agents complexants entraînant leur précipitation. Dans des installations temporaires, d'autres technologies peuvent être appliquées, telle l'adsorption sur charbon activé pour l'enlèvement des cyanures (Smith et Mudder 1991) ou l'utilisation de résines échangeuses d'ions pour les fluorures (Warrington 1995). Toutefois, le recours aux surfaces activées demande leur remplacement sur une base régulière et leur traitement ou leur disposition sécuritaire. La destruction des cyanures peut également être effectuée par une technologie d'usage courant: la *chlorination alcaline* (Smith et Mudder 1991).

L'*atténuation naturelle* des cyanures est une option intéressante, car elle s'applique aussi bien aux sols qu'aux eaux souterraines. Toutefois, elle est le sujet de controverses. Certaines études prétendent que la dilution est le principal mécanisme de réduction des concentrations en cyanures (Smith et Mudder 1991), alors que d'autres

prétendent que la biodégradation des cyanures est un mécanisme d'atténuation naturelle qui peut avoir lieu en conditions aérobies et anaérobies (Meehan 2000). Le potentiel d'atténuation serait variable selon les conditions géochimiques présentes dans les sols et les eaux souterraines (Meehan 2000). Les cyanures seraient dégradés par les microorganismes puisqu'ils constituent une source d'azote et de carbone. Ils sont toutefois reconnus comme un inhibiteur pour d'autres microorganismes (Meehan 2000).

Différentes technologies *actives* pourraient être envisagées pour le traitement des sols contaminés. Dans le cas présent, les volumes de sols sont importants, ainsi le *lavage des sols* serait avantageux, puisqu'il permet, par une série d'étapes de séparation successives, de réduire le volume final devant être traité (USEPA 1996a). Le lavage des sols peut être opéré sur le site où les sols sont acheminés (par convoyeurs suite à leur excavation), d'une étape de séparation à une autre. La séparation permet de récupérer le gravier et le sable qui peuvent généralement être réutilisés sans traitement. Les particules fines (silt et argile) où les contaminants sont adsorbés sont généralement les seules à subir un traitement. Le traitement pour les particules fines est réalisé en plusieurs étapes. Au préalable, la désorption des polluants doit être assurée par l'ajout d'agents complexants spécifiques et par l'action d'un mélange (USEPA 1996a). Par la suite, le traitement des fluorures et des cyanures transférés dans la solution de lavage est effectué suivant une des technologies applicables aux eaux souterraines décrites précédemment. Les particules fines sont ensuite acheminées dans un bassin de récupération des métaux où une solution acide est ajoutée pour assurer la désorption, puis un agent complexant permettant la précipitation des métaux (USEPA 1996a).

Dans le cadre du site contaminé par des brasques usées, les conditions hydrauliques particulières (effet tidal, proximité d'une zone de recharge importante) limitent les possibilités de traitement *in situ* (se référer à l'annexe 1 pour une description détaillée des conditions hydrauliques présentes sur le site). De plus, les volumes de sols et d'eaux souterraines à traiter sont considérables, limitant l'utilisation de certaines

technologies *actives* en raison des coûts importants devant être supportés. En conséquence, les options abordées dans le cadre de ce travail de maîtrise sont les suivantes : 1) atténuation naturelle des cyanures et 2) excavation des sols suivie d'une disposition dans un lieu sécuritaire.

2.4 L'analyse du cycle de vie

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) a été développée afin de permettre la comparaison des performances environnementales associées à différents produits ou services assurant la même *fonction*. L'ACV se distingue par son approche holistique, c'est-à-dire par l'étude systématique de l'ensemble des étapes du cycle de vie d'un produit, allant de l'extraction des matières premières à l'élimination finale et par l'évaluation des contributions potentielles à un ensemble de catégories d'impacts (réchauffement global, acidification, formation de smog photochimique, consommation de ressources naturelles, etc.). Cette approche vise essentiellement à éviter les transferts de problèmes environnementaux d'une étape de la production à une autre, d'une zone géographique à une autre ou alors d'une catégorie d'impacts à une autre (Wrisberg, Udo de Haes, Triebswetter, Eder et Clift 2002).

Les études de quantification de la consommation énergétique émergeant de la crise du pétrole dans les années 1970 peuvent être considérées comme étant à l'origine de l'ACV (Hofstetter 1999). Toutefois, ces approches sélectionnant comme indicateur final des quantités totales d'énergie et négligeant par le fait même la notion d'impacts sur l'environnement sont vite apparues comme limitées (Frischknecht, Heijungs et Hofstetter 1998). Durant les années 1980, les études employant une approche de type cycle de vie ont majoritairement été concentrées dans le secteur des emballages. Ce n'est que depuis les années 1990 que l'ACV reçoit une attention particulière au niveau international. L'implication de la Société de Toxicologie et Chimie Environnementale (SETAC) depuis le début des années 1990 a contribué à cet essor, de même que la publication de normes émises par l'Organisation Internationale de Standardisation ISO

depuis 1997 (série 14 040) pour la réalisation d'ACV. De plus, en 2002, la Société de Toxicologie et Chimie Environnementale (SETAC) et le Programme des Nations Unies en Environnement (PNUE) ont lancé le *Life Cycle Initiative* (PNUE/SETAC 2001) pour faire la promotion de cet outil et émettre des lignes directrices.

2.4.1 Méthodologie de réalisation

Selon l'Organisation Internationale de Standardisation (ISO), la réalisation d'une ACV se divise en quatre phases (figure 2.3).

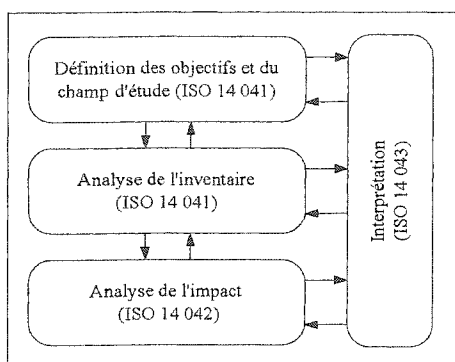


Figure 2.3: Les quatre phases de l'analyse du cycle de vie selon l'Organisation de Normalisation Internationale (ISO 14 040 1997).

2.4.1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

L'application envisagée par l'étude, les raisons conduisant à sa réalisation et le public cible sont les composantes essentielles à la définition des objectifs (ISO 14 041 1999). Ces composantes conditionnent les principaux choix méthodologiques qui guideront les phases subséquentes de l'ACV (analyse de l'inventaire, analyse de l'impact et interprétation). L'unité fonctionnelle servant de base de normalisation pour les flux de matière et d'énergie est définie lors de cette première phase, de même que le système de produits regroupant l'ensemble des procédés étudiés.

2.4.1.2 Analyse de l'inventaire

À cette étape, les entrants de matières et d'énergie sont comptabilisés de même que les

sortants (émissions à l'air, à l'eau et au sol) pour l'ensemble des procédés étudiés (ISO 14 041 1999). Les données sont ensuite normalisées relativement à l'unité fonctionnelle. Ce travail serait extrêmement exigeant sans l'utilisation de bases de données commerciales. Le tableau 2.1 présente un exemple de données d'inventaire pour le procédé d'extrusion du polyéthylène haute densité.

Tableau 2.1. Exemple de données d'inventaire pour le procédé d'extrusion de 1000 kg de polyéthylène haute densité (Delft University of Technology 2002).

ENTRANTS			
Énergie	1.26E3 MJ		
Ressources			
Pétrole	6.84E1 kg		
Gaz naturel	5.87E1 kg		
Eau	2.60E4 kg		
SORTANTS			
Émissions à l'air		Émission à l'eau	
CO	2.10E-1 kg	H+	1.00E-3 kg
CO ₂	4.22E+2 kg	Cl-	1.00E-3 kg
SO _x	4.01E+0 kg	C _x H _y	2.00E-3 kg
NO _x	3.45E+0 kg	Matières organiques	3.00E-3 kg
HCl	4.20E-2 kg	Solides en suspension	2.50E-1 kg
HF	1.00E-3 kg	Solides dissouts	1.00E-3 kg
C _x H _y	2.99E+0 kg		
Métaux	1.00E-3 kg		
Particules	1.26E0 kg		

2.4.1.3 Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV)

La phase d'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV), modélise des points environnementaux sélectionnés, appelés catégories d'impacts, et utilise des indicateurs de catégories, dans le but d'aider à la compréhension de l'inventaire (ISO 14 042 2001). Les éléments obligatoires de l'EICV, selon la norme ISO 14 042 (2001), sont : 1) le

choix des catégories d'impacts, des indicateurs de catégories et des modèles de caractérisation, 2) l'affectation des résultats d'inventaire (classification) et 3) le calcul des résultats d'indicateur de catégories (caractérisation). Les éléments facultatifs sont la normalisation, la pondération et l'agrégation en un score unique.

- **Choix des catégories d'impacts, des indicateurs de catégories et des modèles de caractérisation**

Les catégories d'impacts doivent être sélectionnées de manière à répondre aux objectifs identifiés lors de la première phase de l'ACV (ISO 140042 2001). Elles sont définies par un mécanisme environnemental propre à chaque catégorie d'impacts. Le mécanisme environnemental, ou modèle de caractérisation, est un modèle liant les résultats d'inventaires aux indicateurs de catégories. Ces derniers peuvent être sélectionnés à tout point dans la chaîne cause à effet et parfois à l'impact final par catégorie, tel que représenté à la figure 2.4. À titre d'exemple, l'impact d'émissions en chlorofluorocarbures (CFC) peut être exprimé par un indicateur de catégories sélectionné dans le continuum de la chaîne cause à effet, tel le potentiel de dégradation de la couche d'ozone, exprimé en kg équivalent de CFC11 (indicateur orienté problèmes sur la chaîne cause à effet). Un indicateur d'impacts final par catégorie peut également être sélectionné, tel le nombre d'années perdues en raison de problèmes de santé (ex : cancer de la peau).

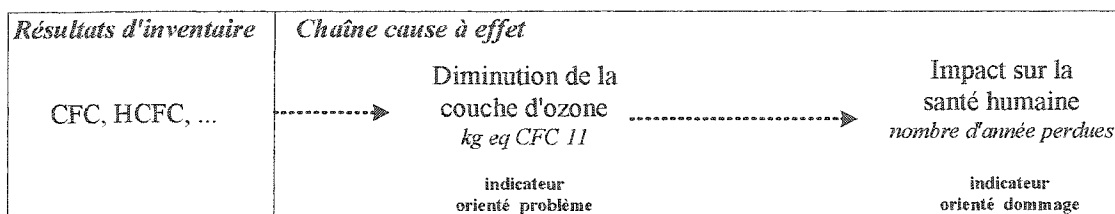


Figure 2.4 : Exemple de représentation de la chaîne cause à effet.

Les catégories d'impacts font également référence à l'échelle spatiale sur laquelle se fait ressentir l'impact. Par exemple, les impacts dont les répercussions ne sont pas influencées par le lieu d'émission sont qualifiés d'impacts globaux. Les impacts ayant

une répercussion dans l'environnement régional, c'est-à-dire dans un rayon inférieur à 1000 km (Wenzel, Hauschild and Alting 1997) sont qualifiés de régionaux et ceux ayant des répercussions dans l'environnement immédiat sont qualifiés de locaux. Les émissions contribuant aux impacts locaux et régionaux proviennent toutefois de différents lieux sur le globe, limitant les interprétations spatiales potentielles. La notion d'échelle spatiale est particulièrement utile lors de l'étape de la normalisation. Le tableau 2.2 présente les catégories d'impacts couvertes par la méthode EDIP97 (Wenzel, Hauschild et Alting 1997), ainsi que les indicateurs correspondants et l'échelle spatiale de chaque catégorie d'impacts.

Tableau 2.2 : Catégories d'impacts environnementaux selon EDIP97.

Catégories d'impacts	Indicateurs	Échelle spatiale
Réchauffement global (GWP)	g CO2 équivalent	global
Épuisement de l'ozone stratosphérique (ODP)	g CFC11 équivalent	global
Formation d'ozone photochimique (POCP)	g C2H4 équivalent	régional
Acidification (AP)	g SO2 équivalent	régional
Enrichissement en nutriments (NP)	g NO3 équivalent	régional
Impacts toxicologiques (humain)		local
Toxicité – eau (HTW)	m3 eau /g	
Toxicité – air (HTA)	m3 air /g	
Toxicité –sol (HTS)	m3 sol /g	
Impacts écotoxicologiques		local
Écotoxicité aiguë aquatique (ETWA)	m3 eau /g	
Écotoxicité chronique aquatique (ETWC)	m3 eau /g	
Écotoxicité chronique terrestre (ETSC)	m3 sol /g	

• Classification

La classification vise l'affectation des résultats d'inventaire aux différentes catégories d'impacts sélectionnées précédemment. Un exemple est présenté à la figure 2.5.

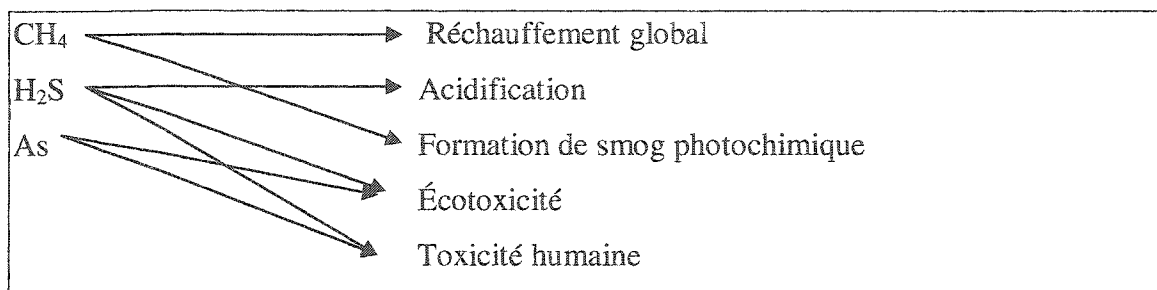


Figure 2.5 : Classification des résultats d'inventaire.

- **Caractérisation**

Le calcul des résultats d'indicateurs est appelé caractérisation. Le calcul implique, dans un premier temps, la conversion des résultats d'inventaire en unités communes, puis leur agrégation par catégorie d'impact. La conversion est effectuée par le biais de facteurs de caractérisation établis à partir du mécanisme environnemental sélectionné. Autrement dit, les émissions, M , d'une substance, i , sont multipliées par le facteur de caractérisation propre à cette substance, $FC_{(j)i}$. Les résultats pour les x substances contribuant à la catégorie d'impacts j sont ensuite agrégés en un résultat d'indicateur de catégorie $I_{(j)}$.

$$I_{(j)} = \sum_{i=1..x} (M_i \times FC_{(j)i}) \quad (\text{Équation 2})$$

- **Normalisation, pondération et agrégation**

La normalisation réfère à la division des résultats caractérisés par une valeur de référence, généralement déterminée en fonction d'une période de référence donnée et d'une échelle géographique appropriée (impact local, régional ou global). Ainsi le facteur de normalisation d'un impact global, tel le réchauffement climatique, correspondra aux émissions mondiales de gaz à effet de serre par habitant et ce, pour une année de référence sélectionnée. La pondération vise un classement par ordre de priorité des catégories d'impacts selon des choix de valeurs. L'agrégation permet d'établir un score unique simplifiant l'interprétation finale.

2.4.1.4 Interprétation

La dernière phase de l'ACV consiste en l'analyse des résultats obtenus. Cette étape intervient à toutes les phases de la réalisation d'une ACV. Elle permet, entre autres, d'évaluer les conséquences des principales considérations méthodologiques sur les résultats finaux (ISO 14 043 2001).

2.4.2 L'évaluation des impacts écotoxicologiques et toxicologiques en ACV

Différents modèles de caractérisation ont été proposés pour évaluer les impacts liés aux substances toxiques en ACV (Hertwich, Jolliet, Pennington, Hauschild, Schulze, Krewitt *et al.* 2002). Toutefois, aucun d'entre eux n'est encore recommandé au plan international. Des lignes directrices ont cependant été émises par l'initiative conjointe PNUE/SETAC (2003). De plus, des efforts de recherche se poursuivent au niveau européen sous le projet Omniitox (2003).

2.4.2.1 Modèle général de caractérisation des substances toxiques

Selon le premier groupe de travail sur l'EICV (WIA-1) de la Société de Toxicologie et Chimie Environnementale (SETAC), il est recommandé d'intégrer un facteur d'effet (E) et un facteur de devenir et d'exposition (F) lors de la caractérisation des substances toxiques (Jolliet 1996) :

$$S_i^{mn} = E_i^m F_i^{mn} M_i^n \quad (\text{Équation 3})$$

Selon l'équation 3, le score pour une substance i , émise initialement dans le compartiment n et se retrouvant dans le compartiment final m , est le produit du facteur d'effet (E), du facteur de sort et d'exposition (F) et de la masse de contaminants émis (M). La caractérisation des impacts sur la toxicité humaine et l'écotoxicité s'inspire de l'analyse de risques (Hauschild et Pennington 2002). Cependant, ces deux outils d'aide à la décision ont des objectifs différents et, par ce fait, emploient des considérations méthodologiques propres à chacun.

Les modèles de caractérisation liant les émissions aux impacts potentiels diffèrent au niveau de leur *représentativité environnementale* (Udo de Haes, Jolliet, Finnveden, Hauschild, Krewitt et Muller-Wenk 1999; de Koning, Guinée, Pennington, Sleeswijk, Hauschild, Molander *et al.* 2002). Cette représentativité est fonction :1) du niveau de détails considéré lors l'évaluation du devenir et d'exposition et 2) de l'indicateur sélectionné dans la chaîne cause à effet (Hertwich, Jolliet, Pennington, Hauschild, Schulze, Krewitt *et al.* 2002). Les modèles de caractérisation varient d'une simple évaluation massique à une évaluation plus complexe basée sur des modèles de type multicompartiments, intégrant différentes voies d'exposition et sélectionnant un indicateur de dommages sur l'échelle cause à effet. Une revue des modèles de caractérisation des substances toxiques est disponible dans les ouvrages suivants : Hertwich, Jolliet, Pennington, Hauschild, Schulze, Krewitt *et al.* (2002) et de Koning, Guinée, Pennington, Sleeswijk, Hauschild, Molander *et al.* (2002).

2.4.2.2 Facteur d'effet

Différents indicateurs peuvent être sélectionnés sur la chaîne cause à effet pour exprimer les impacts potentiels sur la santé humaine et les écosystèmes.

Au niveau de l'impact sur la santé humaine, un indicateur de probabilité d'occurrence peut être sélectionné, telle une dose de référence (RfD), ou alors un indicateur de dommages (ou de sévérité) tel le nombre d'années perdues en raison de maladie ou de mortalité. Le concept de DALY (Distability Adjust Lifetime Years) développé par Murray et Lopez (1996) est un exemple d'indicateur de sévérité.

Dans le cas de l'impact sur la santé des écosystèmes, différents indicateurs peuvent également être sélectionnés, allant de la concentration sans effet sur l'environnement (PNEC) à un indicateur de dommages telle la fraction potentielle des espèces disparues (PAF) (Goedkoop et Spriensma 1999). Une revue des indicateurs disponibles pour

caractériser les impacts sur la toxicité et l'écotoxicité en ACV est disponible dans les ouvrages suivants : Krewitt, Pennington, Olsen, Crettaz et Jolliet (2002) et dans Hauschild et Pennington (2002).

Les approches, utilisant un indicateur de dommages, c'est-à-dire un indicateur d'impact final par catégorie, sont qualifiées d'approches orientées dommages «*endpoint approach*». Les approches situées entre l'émission et le dommage sur la chaîne cause à effet sont qualifiées d'approches orientées problèmes «*midpoint approach*».

2.4.2.3 Facteur de devenir et d'exposition

Certaines méthodes d'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV) caractérisent le devenir par de simples propriétés chimiques clés des polluants, telle la méthode EDIP97 (Wenzel, Hauschild et Alting 1997; Hauschild et Wenzel 1998). Un niveau plus élevé de détails se traduit par l'utilisation de modèles de type multicompartiments et par la considération de voies multiples d'exposition dans le cas de la toxicité humaine.

- **Modèles de type multicompartiments**

Lorsqu'une substance est émise dans l'environnement, elle se répartit entre les différents compartiments (eau, air, sol, sédiments,...). Elle subit des transformations par des processus chimiques, physiques et biologiques et elle est transportée par advection. Les modèles de type multicompartiments permettent de prédire, à un temps donné, la répartition des contaminants entre différents compartiments pour différents scénarios d'émissions (émissions vers l'air, le sol, l'eau de surface ou l'océan). La répartition dépend des propriétés physico-chimiques des substances (solubilité, pression de vapeur, temps de demi-vie, etc.). Dans le cas d'une émission dans un compartiment donné, les pertes sont attribuables à la partition vers d'autres compartiments, au transport par advection et aux processus de dégradation. La figure 2.6 présente un exemple de modèle de type multicompartiments comprenant les compartiments air, eaux de surface, sédiments, sol et végétaux.

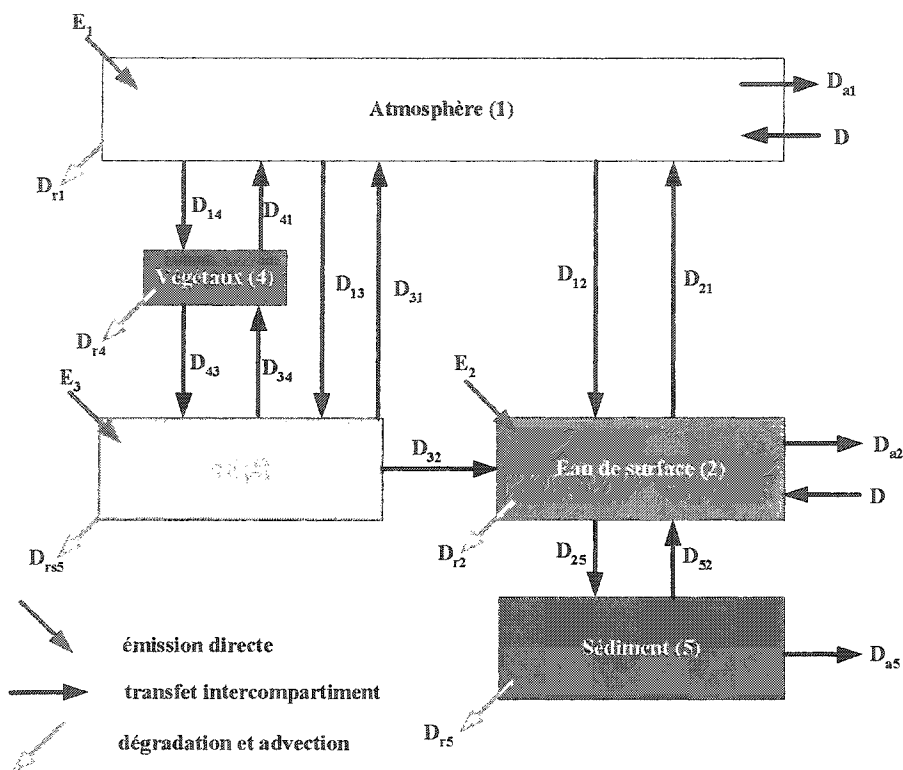


Figure 2.6 : Représentation schématique d'un modèle de type multicompartiments.

Les modèles de type multicompartiments ont été développés à l'origine pour l'évaluation du devenir des substances organiques (Mackay D 2001). Leur utilisation s'est toutefois étendue aux substances inorganiques (Diamond, Mackay D et Welbourn 1992). Plusieurs modèles génériques sont disponibles, tels EQC (Mackay D, Di Guardo, Paterson et Cowan 1996), CalTOX (McKone 1993), SimpleBOX (van de Meent 1993). Les évaluations comparatives des différents modèles de type multicompartiments suggèrent que les résultats ne sont pas fortement influencés par la sélection du modèle (Cowan, Mackay D, Feijtel, van de Meent, Di Guardo, Davies *et al.* 1995, Kawamoto, MacLeod et Mackay D 2001).

Différents niveaux de raffinement spatial caractérisent les modèles de type multicompartiments. D'une part, un environnement générique peut être utilisé en

supposant des caractéristiques homogènes pour l'ensemble d'un territoire. L'utilisation d'une version modifiée du modèle CalTOX (Hertwich, Matales, Pease et McKone 2001) dans la méthode d'EICV *Traci*, développée par le US EPA, en est un exemple (Bare, Norris, Pennington et McKone 2003). Les paramètres d'entrées liés au devenir et à l'exposition sont tirés de moyennes américaines. D'autre part, le modèle de type multicompartiments peut comporter un niveau de raffinement plus important, par la division d'un territoire en plusieurs sous régions. Le modèle BETR développé par les universités de Trent et de Berkeley (MacLeod, Woodfine, Mackay D, McKone, Bennett et Maddalena 2001) en est un exemple, tout comme la version spatiale du modèle Impact 2002 (Pennington, Margni, Payet, Charles et Jolliet 2003). Le modèle Impact 2002 d'ailleurs été développée spécifiquement pour répondre aux besoins des études comparatives, telle l'ACV. La plupart des modèles de type multicompartiments ont toutefois été développés dans le cadre régional de l'évaluation du risque environnemental. Leur utilisation demande alors des ajustements au caractère *global* de l'ACV, soit : 1) par la considération de compartiments océaniques et continentaux, ou 2) par l'ajustement de la vitesse des flux afin de réduire les pertes par advection, tel qu'effectué dans avec CalTOX dans la méthode *Traci* (Hertwich, Matales, Pease et McKone 2001).

2.4.2.4 EDIP97 et Impact 2002

Le modèle Impact 2002, développé par Pennington, Margni, Payet, Charles et Jolliet (2003), est actuellement reconnu comme étant l'une des plus évolués au point de vue de la représentativité environnementale, alors qu'EDIP97, développé par Wenzel, Hauschild et Alting (1997), est reconnu pour sa transparence, mais sa faible représentativité environnementale (de Koning, Guinée, Pennington, Sleeswijk, Hauschild, Molander *et al.* 2002).

- **EDIP 97**

La méthode EDIP97, orientée problèmes sur l'échelle cause à effet, évalue le devenir environnemental à l'aide de quelques caractéristiques physico-chimiques des substances, tel que présenté aux figures 2.7 et 2.8.

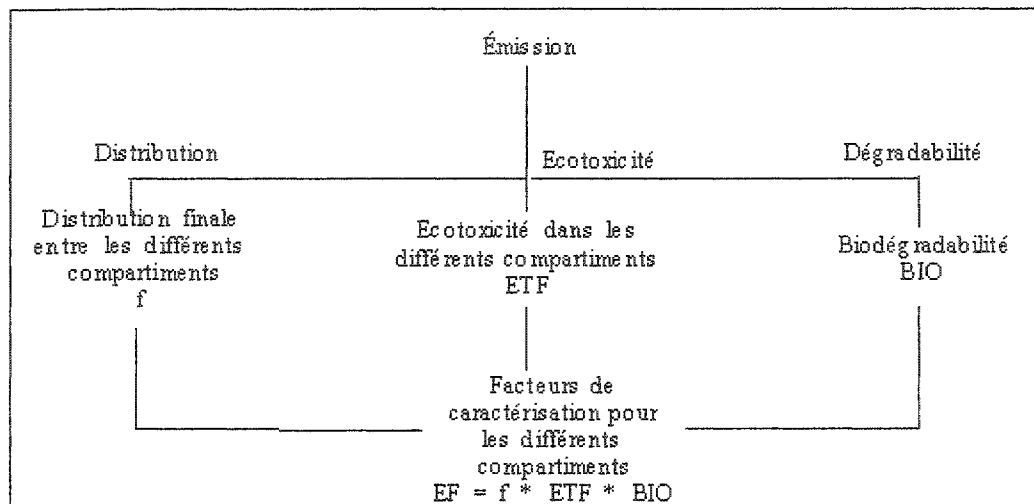


Figure 2.7 : Facteur de devenir environnemental (écotoxicité) selon EDIP97.

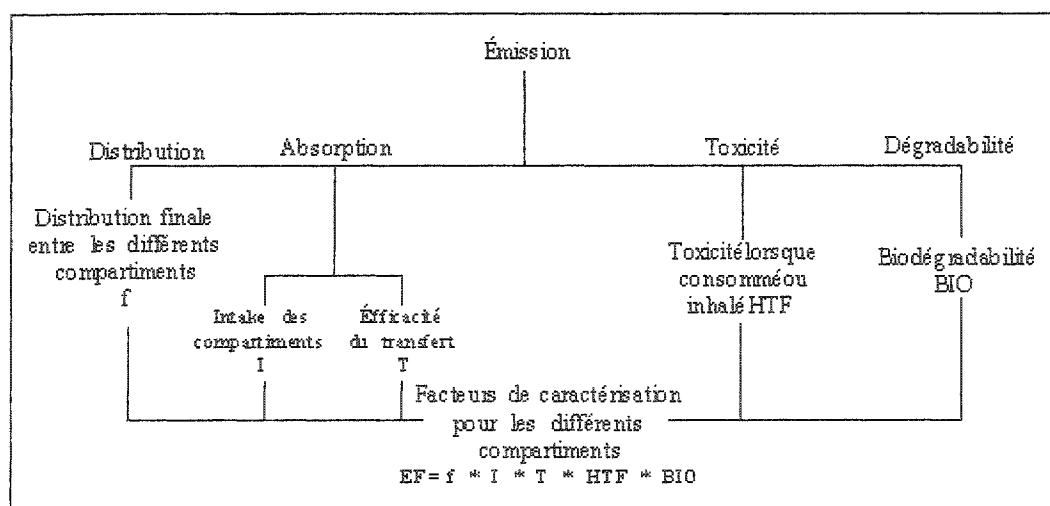


Figure 2.8 : Facteur de devenir environnemental (toxicité humaine) selon EDIP97.

- **Impact 2002**

Le modèle Impact 2002 détermine le risque probable et les conséquences potentielles associés aux émissions de substances toxiques dans l'environnement 2002 (Pennington, Margni, Payet, Charles et Jolliet 2003). Le facteur de devenir et d'exposition est basé sur un modèle de devenir de type multicompartmentaux qui traite les substances organiques et inorganiques. Le modèle permet d'estimer la répartition des contaminants entre l'air, les eaux de surface, les océans, le sol, les sédiments et la végétation à partir des propriétés de partition des contaminants et ce, pour une émission en continue intégrée à l'infini. Les équations de dégradation, de transfert intermédia et d'advection sont solutionnées en régime permanent. Les étapes menant à la caractérisation des substances toxiques sont représentées de façon schématique à la figure 2.9. Au niveau de l'effet, l'approche retenue est orientée dommages sur l'échelle cause à effet, toutefois des indicateurs orientés problèmes sont également disponibles (Jolliet, Margni, Charles, Humbert, Payet, Rebitzer et Rosenbaum 2003).

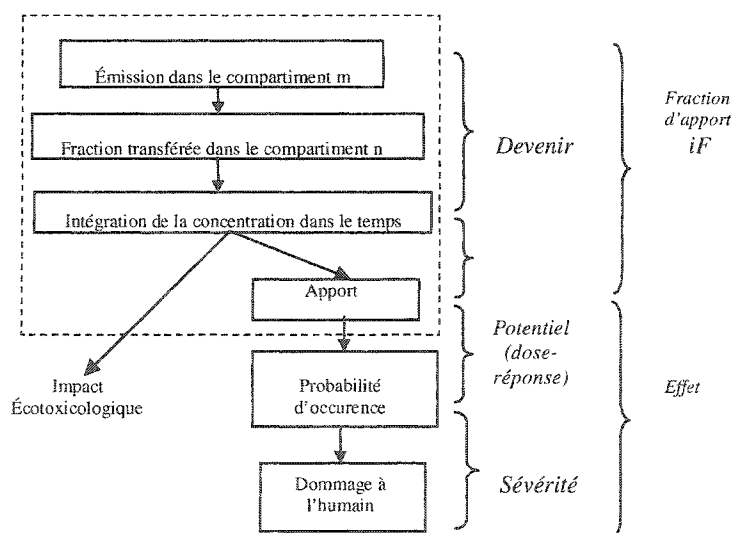


Figure 2.9 : Représentation schématique de la caractérisation des substances toxiques selon le modèle Impact 2002 (adaptée de Margni 2003).

2.4.3 Différentiation spatiale en analyse du cycle de vie

L'utilisation de l'ACV ne doit pas être limitée par un important besoin de données et par l'utilisation de modèles de caractérisation trop sophistiqués. Toutefois, il convient de sélectionner un niveau de raffinement approprié pour permettre une prise de décision basée sur un niveau de complétude et de détail suffisant (Bare, Udo de Haes et Pennington 2000). Dans cet ordre d'idées, différentes études font état de la nécessité d'inclure des données spatiales lors de la phase d'inventaire et lors de la modélisation des impacts.

En 1997, Potting et Hauschild affirment que l'écart entre l'impact prédit à l'aide de modèles et l'impact réel pourrait être réduit de façon considérable par l'utilisation d'approches qualifiées de 'dépendantes au site', contrairement à l'approche traditionnelle retenue en ACV qualifiée de 'générique'. Ces approches propres au site ou à une région donnée ne sont pertinentes que dans le cas des catégories d'impacts régionales et locales (par exemple l'acidification, l'enrichissement en nutriments, l'écotoxicité, la toxicité humaine,...). De plus, Owens (1999) affirme que sans informations propres au site, des sources significatives d'erreurs peuvent être introduites. Ross et Evans (2002) concluent également que la considération de données spatiales pour le développement de politiques est absolument nécessaire. En effet, selon ces auteurs, sans données propres aux sites, l'évaluation des impacts est incertaine et les politiques ne peuvent atteindre leur objectif principal, soit la réduction du risque. Selon Udo de Haes, Finnveden, Goedkoop, Hauschild, Hertwich, Hofstetter *et al.* (2002), le niveau de raffinement adéquat est fonction de l'application. Ainsi, si l'ACV vise une simple évaluation préliminaire, le niveau de sophistication des modèles de caractérisation ne doit pas être alourdi inutilement. Toutefois, il ne doit pas être trop simpliste et mener à une mauvaise prise de décision.

Au cours des dernières années, certaines méthodes d'EICV proposent un niveau de raffinement spatial plus élevé. Par exemple, la méthode EDIP 2003 propose l'inclusion

de caractéristiques spatiales locales ou régionales pour l'évaluation de certaines catégories d'impacts locales ou régionales (Hauschild et Potting 2003). Également, la méthode Impact 2002 propose un modèle de devenir pour l'évaluation des impacts (éco)toxicologiques raffiné spatialement pour l'Europe de l'Ouest (Pennington, Margni, Payet, Charles et Jolliet 2003). Ce modèle segmente l'Europe de l'ouest en 135 zones terrestres et 124 zones océaniques et intègre pour chacune des caractéristiques spatiales (superficie, température,...) et des caractéristiques liées au calcul de l'exposition humaine (production annuelle de viande, légumes,...). Il est toutefois important de noter que la localisation et le mode d'entrée dans l'environnement des différentes émissions sont généralement inconnus, limitant ce type d'approche.

2.4.4 Application de l'analyse du cycle de vie au domaine de la restauration des sites contaminés

Dans le domaine de la restauration de sites, la prise de décision en faveur d'une technologie implique de nombreux intervenants (consultants, gouvernements, population locale, représentants de l'industrie, etc.). Les options de réhabilitation envisageables sont déterminées en fonction d'un ensemble de critères réglementaires et de contraintes techniques. Néanmoins, la prise de décision finale se résume souvent à la recherche du plus faible coût pour l'atteinte d'objectifs de décontamination² (Beinat, van Drunen, Nijboer, Koolenbrander, Okx et Schutte 1997). Or, la réhabilitation de sites engendre des impacts environnementaux, généralement ignorés lors de la prise de décision (Diamond, Page, Campbell, Mc Kenna et Lall 1999). Quelques études traitent de l'évaluation de considérations environnementales dépassant l'échelle *locale* associée

² Les objectifs de décontamination sont fixés par réglementation et peuvent correspondre à des critères génériques établis en fonction des différents usages (industriel, résidentiel, etc.) tel que défini dans la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés au Québec (Gouvernement du Québec 2003). Lorsque admis, les objectifs de décontamination peuvent être déterminés selon les résultats d'une étude de risque environnemental.

aux études de risque pour la population et les écosystèmes. Ces dernières sont toutefois limitées pour les raisons suivantes: 1) Exclusion des impacts associés à la contamination résiduelle laissée en place (impacts primaires), 2) Utilisation de méthodes non uniformes lors de l'évaluation des impacts primaires et secondaires rendant la comparaison impossible, 3) Non respect des exigences associées à la norme ISO 14 042, 4) Nombre limité de catégories d'impacts et 5) Exclusion de considérations propres au site.

- **Impacts primaires et impacts secondaires**

Les contaminants résiduels sur un site sont susceptibles de produire des émissions qui, selon leurs propriétés physiques et chimiques, peuvent engendrer des impacts environnementaux tels que : la détérioration des écosystèmes environnants, le développement de problèmes de santé chez l'humain, etc. Ces impacts sont qualifiés d'impacts primaires, par opposition aux impacts secondaires (Volkwein, Hurtig et Klopffer 1999) engendrés par les activités de la restauration, tels le transport, l'excavation, etc.

L'étude menée par Beinat, van Drunen, Nijboer, Koolenbrander Okx et Schutte (1997) propose une méthodologie permettant la comparaison d'alternatives de restauration en fonction de trois critères : la réduction du risque, la réduction des coûts et la réduction des impacts environnementaux. Les résultats de l'application de cette méthodologie permettent d'établir trois indices dont la somme indique la performance associée à une option de restauration. L'évaluation des impacts environnementaux proposée regroupe les éléments suivants : l'amélioration de la qualité du sol et des eaux souterraines, la prévention de la contamination future, l'utilisation de sol et d'eau souterraine propres, la consommation d'énergie, la contamination des eaux de surface, la pollution atmosphérique, la production de déchets et l'espace utilisé pour la technologie de restauration. Bien qu'il y ait un effort pour inclure des considérations environnementales liées à la contamination résiduelle, il apparaît clairement que la

méthode proposée ne rencontre pas les exigences de la norme ISO 14 042. À titre d'exemple, l'énergie consommée est traitée sous formes de joules. Il s'agit donc d'une simple quantité (ou d'une donnée d'inventaire) et non d'un impact. Parmi les éléments obligatoires de la norme ISO 14 042, à chaque catégorie d'impacts doit être associé un mécanisme environnemental qui lui est propre et qui reflète la relation entre les résultats d'inventaire et l'indicateur de catégorie sélectionné (14 042 2001). De plus, l'évaluation de l'amélioration de la qualité du sol et des eaux souterraines est limitée à une simple intégration (entre les conditions initiales et finales) des volumes de sol multipliés par les concentrations de contaminants (initiales et finales). Les effets sur la santé ou les écosystèmes associés à la contamination résiduelle ne sont donc pas évalués.

Les études de Diamond, Page, Campbell, Mc Kenna et Lall (1999) et de Page, Diamond Campbell et McKenna (1999) concluent à l'utilisation bénéfique de l'ACV pour minimiser les impacts potentiels associés aux activités de restaurations. De façon plus précise, l'étude de Diamond *et al.* (1999) présente une méthodologie simplifiée de type 'cycle de vie' et un cadre méthodologique général pour la réalisation d'ACV dans le domaine de la restauration de sites. À cet effet, la définition d'une unité fonctionnelle correspondant à la quantité de sols à traiter est recommandée, de même que l'inclusion du sol à l'intérieur des frontières du système. L'évaluation des impacts sur la toxicité humaine et l'écotoxicité pour les émissions toxiques est suggérée par le calcul d'un indice générique (excluant des données de site). Ce dernier est basé sur un modèle multicompartiments de type Mackay (2001), couplé à un indice d'effet tel qu'utilisé dans les études de risque environnemental. Toutefois, Diamond *et al.* (1999) ne recommandent pas cette approche pour évaluer l'effet des contaminants laissés dans le sol. L'utilisation d'un modèle, qui traite de la persistance et de la mobilité des contaminants est plutôt recommandée, sans plus de précisions. Dans l'étude de Page et al (1999), le cadre méthodologique d'application de l'ACV proposé par Diamond *et al.* 1999 est appliqué à un cas de contamination au plomb. Ainsi, la toxicité humaine liée à

la contamination résiduelle du sol est évaluée par le calcul d'un indice de risque. Ce dernier tient compte de la concentration résiduelle soustraite au bruit de fond pour cette même substance, le tout est divisé par la concentration toxique de référence (concentration dérivée d'une dose de référence - RfD). Toutefois, cette méthodologie est appliquée uniquement aux émissions résiduelles sur le site et non aux émissions contribuant aux impacts secondaires. Par conséquent, cette méthodologie ne permet pas la comparaison entre les impacts primaires et secondaires. Par ailleurs, dans l'étude de Page *et al.* (1999) peu de catégories d'impacts sont évaluées, soit : le réchauffement global, la production de déchets (basée sur une simple évaluation massique excluant la modélisation de l'impact), la toxicité humaine et l'écotoxicité (par l'utilisation du modèle de type Mackay, appliqué aux substances toxiques autres que celles associées à la contamination du sol), la toxicité humaine liée à la contamination résiduelle (calculée par l'indice de risque) et l'utilisation des terres.

L'étude de Volkwein, Hurtig et Klopffer (1999) propose les termes d'impacts primaires et secondaires. Toutefois, les impacts primaires ne sont pas évalués dans le cadre de cette étude. Ces auteurs réfèrent à l'évaluation du risque pour tenir compte des impacts liés à la contamination laissée en place. Les technologies considérées doivent donc permettre d'atteindre un même niveau de décontamination. Seuls les impacts environnementaux secondaires sont évalués par l'ACV. Cette approche fait donc abstraction du fait que les options de restauration sont rarement équivalentes au point de vue de leur efficacité. Sauf dans le cas d'excavation, les actions de restauration ne mènent pas à une concentration résiduelle équivalente, du moins pas au même moment. Les technologies qualifiées de 'passives' sont généralement plus lentes que les technologies 'actives'. L'utilisation de l'ACV aux seules fins de comparaison de technologies de même efficacité en fait un outil extrêmement limité, d'où l'importance d'intégrer les impacts primaires.

L'ACV de la biorestauration d'un sol contaminé au diesel, réalisée par Toffoletto

(2002), couvre les impacts primaires et secondaires. La caractérisation des substances toxiques contribuant aux impacts primaires et secondaires est basée sur une même méthode : la méthode EDIP97 (Wenzel, Hauschild et Alting 1997; Hauschild et Wenzel 1998). Cette étude est ainsi la première à permettre la comparaison des impacts primaires et secondaires. Il a été conclu que les impacts primaires associés à la présence des contaminants des sols représentent une part importante des impacts totaux du système, soit 65% (Toffoletto 2002). Cette étude n'inclut toutefois pas de caractéristiques propres au site lors de l'évaluation des impacts primaires et utilise une méthode d'EICV caractérisée par un niveau peu élevé de représentativité environnementale (EDIP97). Or, l'évaluation des impacts primaires basée sur des données génériques et un niveau de complexité faible lors de la modélisation des impacts pourrait possiblement mener à une prise de décision erronée.

2.4.5 Évaluation comparative de l'analyse de cycle de vie et de l'analyse de risque environnemental pour la gestion des terrains contaminés

L'évaluation du risque est reconnue comme un outil alternatif d'aide à la décision en restauration des sites (USEPA 1996b; Ferguson et Kasamas 1999). Cet outil peut remplacer la gestion par des critères génériques. L'évaluation du risque traite des risques sur la santé humaine et la santé des écosystèmes associés à la contamination locale. L'approche favorisée est conservatrice et tend à minimiser les risques. Cet outil est régi par un ensemble de directives réglementaires et peut être utilisé à deux fins en restauration des sites : 1) Orienter une décision de restaurer un site ou non en fonction des risques que représentent la contamination locale pour les populations et les écosystèmes environnants, 2) Déterminer les actions minimales de restauration afin d'amener l'indice de risque à une valeur acceptable (ex : excavation d'un mètre de sol et remplacement par du sol propre) (USEPA 1996b).

L'ACV évalue les contributions des activités de restauration à plusieurs catégories d'impacts et traite également de l'écotoxicité et la toxicité humaine. Toutefois, il est

important de comprendre que l'ACV poursuit des objectifs différents de ceux poursuivis par l'évaluation du risque. Par conséquent, l'ACV et l'analyse de risques présentent d'importantes différences méthodologiques (Olsen 2000; Hauschild et Pennington 2002; Wrisberg, Udo de Haes, Triebswetter, Eder et Clift 2002). Parmi les différences, mentionnons tout d'abord le fait que l'ACV est orientée selon une fonction (unité fonctionnelle) commune aux systèmes comparés. Un exemple d'unité fonctionnelle serait : la gestion de 1 m³ de sol contaminé au diesel. L'ACV n'est pas un outil restreint localement comme l'est l'analyse de risques, mais traite d'impacts environnementaux dont les effets se font ressentir autant aux échelles locales, régionales et globales. De plus, l'ACV évalue, en théorie, les contributions de toutes les étapes du cycle de vie (du berceau au tombeau) incluant ainsi les émissions associées à plus d'une région géographique. En terminant, l'ACV, contrairement à l'analyse de risques, vise la meilleure estimation pour chaque catégorie d'impacts et exprime un potentiel d'impact et non un risque vérifiable (Wrisberg, Udo de Haes, Triebswetter, Eder et Clift 2002).

2.4.6 Limites de l'ACV

Le manque de données d'inventaire et la qualité parfois inégale des données sont des limites importantes qui se reflètent dans la qualité des résultats de l'ACV. Il est souvent nécessaire d'utiliser plusieurs bases de données commerciales qui présentent des hétérogénéités. À titre d'exemple, les règles d'exclusion massiques diffèrent fréquemment. Les outils informatiques posent également des difficultés. Certains logiciels ne reconnaissent que certaines appellations des substances chimiques lors de la classification, alors que les appellations varient selon les bases de données utilisées (formules chimiques, noms des substances et synonymes, CAS). Il est alors important de faire les modifications qui s'imposent afin de ne pas limiter la qualité des résultats de l'ACV. La principale limite de l'ACV demeure toutefois les ressources en temps et en argent importantes et les connaissances qu'elle demande. Son utilisation plus large dans les entreprises et les industries demande encore bien des efforts d'adaptation et d'amélioration de la souplesse de l'outil.

Ce travail de maîtrise se concentre toutefois sur les limites liées à l'application de l'ACV au domaine de la restauration. Dans ce domaine, l'ACV peut être utilisée dans le but : 1) d'identifier les étapes de la restauration qui sont potentiellement dommageables afin d'apporter des améliorations et 2) de comparer différentes alternatives de restaurations. Les principales limites de l'outil dans ce domaine sont présentées dans les paragraphes qui suivent.

Sans l'intégration des impacts primaires, l'utilisation de l'ACV est restreinte à la comparaison d'options de restaurations d'efficacité équivalente. L'inclusion des impacts primaires et de données de site est toutefois nécessaire au traitement d'options de restaurations d'efficacités différentes. L'évaluation des impacts primaires basée sur des données génériques pourrait éventuellement mener à une évaluation erronée, puisque le devenir des contaminants, leur persistance, leur disponibilité et donc leur toxicité est fortement influencé par les conditions du milieu récepteur. De plus, l'utilisation d'une méthode d'évaluation des impacts toxicologiques et écotoxicologiques caractérisée par un très faible niveau de détails pourrait mener à une prise de décision erronée. L'importance que peuvent représenter les impacts primaires sur le score global des ACV, explique la nécessité d'émettre des recommandations en ce sens. L'ACV ne permet toutefois pas de déterminer si les risques pour les populations et écosystèmes locaux sont acceptables ou non. Son utilisation doit alors être combinée à d'autres outils, telle l'analyse de risques, lorsque nécessaire.

2.5 Hypothèse de recherche et objectifs

L'hypothèse de recherche sur laquelle se base le projet de recherche est la suivante :

En raison des niveaux de contaminations résiduelles variables d'un mode de gestion à l'autre, les contributions primaires et secondaires doivent être quantifiées lors d'évaluations environnementales. De plus, le niveau de détail considéré lors de la caractérisation des substances toxiques doit être suffisamment élevé en raison de son influence les résultats.

Les objectifs visés dans cette étude sont les suivants:

- Proposer une méthode d'évaluation des impacts primaires dans le cadre d'ACV qui tienne compte des caractéristiques propres au site;
- Déterminer, parmi différentes options de restaurations préalablement identifiées, celle qui engendre le moins d'impacts environnementaux potentiels, sur la base des contributions primaires et secondaires;
- Évaluer les rôles complémentaires de l'ACV et de l'analyse de risques comme outils d'aide à la décision dans le domaine de la restauration de site;
- Évaluer l'influence du niveau de détails sélectionné lors de la caractérisation des substances toxiques en ACV.

CHAPITRE 3 - MÉTHODOLOGIE

Dans cette section est présentée la méthodologie générale de réalisation de ce projet de maîtrise.

3.1 Description du site

Le site d'enfouissement est situé sur un terrain industriel en périphérie d'un environnement marin. L'enfouissement a débuté à la fin des années 1970 et a cessé vers la fin des années 1980, laissant 460 000 m³ de déchets inertes dont 100 000 m³ de brasques usées³. À la fin des années 1980, un panache de contaminants contenant les substances toxiques et lixiviables caractéristiques des brasques usées (fluorures, cyanures, aluminium et fer) a été identifié dans les eaux souterraines. Le panache suit la direction générale de l'écoulement des eaux souterraines menant à l'environnement marin. Le site d'enfouissement couvre une superficie approximative de 58 936m² et atteint une profondeur maximale de 7 m selon les rapports de caractérisation du site.

En 1988-1989, afin de réduire la lixiviation des contaminants causée par les eaux de pluie et la fonte de neige, le site d'enfouissement est recouvert d'une membrane. Depuis, un suivi environnemental des eaux souterraines est effectué selon les directives imposées par les autorités légales. Plus d'une vingtaine de puits d'échantillonnage sont localisés à divers points sur le site. Depuis le recouvrement du site d'enfouissement, les résultats du suivi environnemental montrent une diminution importante des concentrations en contaminants dans les eaux souterraines. Toutefois, en 2002, les concentrations en fluorures, cyanures, aluminium et fer dans les zones affectées demeurent supérieures aux normes imposées sur la qualité des eaux souterraines et eaux de surface. Cette contamination actuelle s'explique par un volume de 200 000 m³ de sol contaminé avant le recouvrement qui agit maintenant comme source de secondaire.

³ Estimation fournie par les gestionnaires du site.

3.2 Méthode d'évaluation des impacts primaires

Les impacts liés au laisser en place des brasques usées sont liés à la lixiviation des substances toxiques vers l'environnement marin et sont d'ordre toxicologique et écotoxicologique. La prise en compte de l'impact sur la santé humaine est liée à l'ingestion de poissons pêchés dans les eaux avoisinantes, alors que l'impact écotoxicologique est lié à la présence d'un écosystème marin en bordure du site. Le degré auquel se manifestent ces impacts potentiels dépend fortement des interactions entre les substances toxiques et le milieu récepteur (type de sol, présence de micro-organismes, conditions géochimiques de l'eau souterraine, etc.). Puisque les impacts primaires peuvent être importants et représenter jusqu'à 65% de l'impact total (Toffoletto 2002), il est jugé nécessaire de tenir compte des conditions environnementales spécifiques au site lors de l'évaluation des impacts primaires. Pour ce faire, les résultats d'une étude du devenir environnemental des contaminants dans les eaux souterraines, effectuée par Hydrogéol Plus, ont été utilisés. La modélisation tridimensionnelle de type éléments finis permet d'évaluer le devenir des contaminants selon les différents scénarios de restaurations étudiés. Ce dernier prend en compte les caractéristiques du site contaminé et des environs (pH, potentiel rédox, perméabilité relative, etc.). Le modèle permet l'évaluation des débits massiques de contaminants dans le dernier puits avant l'environnement marin, et ce pour les cinquante prochaines années selon chacun des scénarios étudiés. Les principales étapes réalisées sont présentées dans les paragraphes qui suivent alors que des explications détaillées se trouvent à l'annexe 1.

1) La géologie, les couches hydrostratigraphiques, de même que le régime d'écoulement ont été déterminés à partir de données existantes (rapports précédents de consultation) et également lors d'une campagne d'échantillonnage supplémentaire effectuée au printemps 2002 sous la supervision d'Hydrogéol Plus.

2) Les propriétés hydrauliques de l'aquifère ont été déterminées, telles que : la

conductivité hydraulique (K_{sat}) mesurée sur le site, les paramètres capillaires (θ_r , θ_s , α) estimés selon Carsel and Parrish (1988), les dispersivités longitudinale et transversale (α_L , α_T), etc.

3) Le coefficient de partition des fluorures entre le silt contaminé et l'eau souterraine a été déterminé expérimentalement ($k_d = 0.49 \text{ L/kg}$).

4) La modélisation numérique tridimensionnelle de l'écoulement des eaux souterraines et l'évaluation du devenir des fluorures dans les eaux souterraines ont été évaluées avec le modèle de type éléments finis FRAC3DVS (Therrien and Sudicky 1996). Cette étape comprenait également la définition des frontières, la sélection du maillage, la calibration du modèle, etc. Le débit massique de fluorure dans le dernier puits avant l'environnement marin a ainsi été déterminé pour les 50 prochaines années, et ce pour chaque scénario considéré.

5) Afin d'évaluer les débits massiques en cyanures, aluminium et fer pour les 50 prochaines années, l'hypothèse a été posée d'une réduction proportionnelle à celle des fluorures.

3.3 Méthodologie de réalisation de l'ACV comparative des options de restauration

L'ACV comparative est réalisée selon les directives établies par les normes ISO, série 14 040 (ISO 14 040 1997; ISO 14 041 1999; ISO 14 042 2001; ISO 14 043 2001).

3.3.1 Fonction et unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle doit être identique pour chacun des systèmes afin d'assurer leur comparabilité (Guinée, Gorée, Heijungs, Huppes, Klein, de Koning *et al.* 2001). L'unité fonctionnelle a été définie pour cette étude selon les recommandations de Diamond, Page, Campbell, McKenna et Lall (1999), soit par la considération de la quantité massique devant être gérée. L'unité fonctionnelle est ainsi formulée : «*gérer 360 000 m³ de déchets, 100 000 m³ de brasques usées et de 200 000 m³ de sols contaminés pendant 50 ans*». Celle-ci aurait pu être formulée en fonction de l'atteinte d'une efficacité donnée, limitant l'étude à des options de restaurations de même efficacité.

3.3.2 Frontière temporelle

La frontière temporelle a été définie à 50 ans, en fonction des résultats de l'étude du devenir environnemental des contaminants dans l'environnement marin. Cette étude révèle que, d'ici 50 ans, les concentrations de contaminants dans les eaux souterraines auront atteint un régime quasi-permanent si aucune action n'est posée. La considération d'une frontière temporelle infinie, qui reviendrait à dire que toute action de confinement mène un jour ou l'autre au relargage complet des contaminants (pour les substances non dégradables), n'a pas été retenue. Dans le cadre d'études d'alternatives de gestion des déchets, une frontière infinie donnerait un net avantage aux actions de destruction définitive des déchets (ex : incinération) alors que les déchets d'aujourd'hui pourraient constituer une ressource demain.

3.3.3 Scénarios de réhabilitation étudiés

Quatre scénarios de réhabilitation font l'objet de la présente étude. L'option 1 consiste à laisser le site tel quel en raison du potentiel de certains contaminants tels les cyanures à l'atténuation naturelle (Meehan 2000). Ce potentiel dépend toutefois des conditions environnementales présentes sur le site qui doivent être testées. L'option 2 consiste à l'excavation des brasques usées, déchets solides et sols contaminés afin d'atteindre le

critère industriel. Le tout serait entreposé en cellules de confinement étanches sur le site. Les options 3a et 3b consistent également à l'excavation, mais suivie d'un traitement des brasques usées (option 3a) ou d'une incinération dans un four à cimenterie (option 3b). Les solutions techniques ont été déterminées en collaboration avec les gestionnaires du site en fonction de critères administratifs, économiques et réglementaires. Notez, toutefois, que l'incinération des brasques usées en cimenterie n'est pas autorisée au Canada, alors que la disposition en cellule doit faire l'objet d'autorisations particulières. Également l'acceptabilité du laissé en place comme mode de gestion du site doit n'est pas garantie et doit faire l'objet d'autorisations gouvernementales, d'étude de faisabilité détaillées et possiblement d'une évaluation poussée des risques. Les solutions techniques sont introduites dans le cadre de ce travail pour des fins de comparaison environnementale. En conséquence, l'acceptabilité et la faisabilité technique des options n'est pas abordée en détail dans le cadre de ce travail.

Pour chaque scénario de gestion, les frontières des systèmes sont présentées dans les paragraphes qui suivent. Ces dernières déterminent les processus élémentaires qui sont considérés dans l'analyse du cycle de vie. Elles doivent inclure tous les procédés contribuant de façon significative aux impacts environnementaux (ISO 14 040 1997). Lors de la réalisation d'ACV comparatives, il est particulièrement important d'inclure les procédés qui différencient de façon significative les systèmes (Guinée, Gorée, Heinjungs, Huppès, Klein, de Koning *et al.* 2001).

- *Option 1 : Atténuation naturelle*

Le diagramme complet de procédé est présenté à l'annexe 2 accompagné d'explications supplémentaires. Un schéma simplifié et un résumé sont présentés ci-dessous.

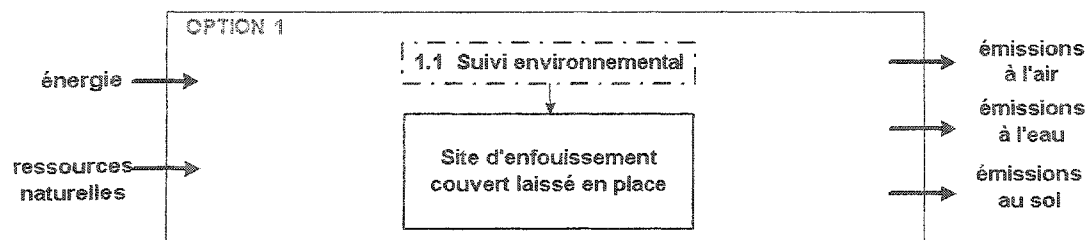


Figure 3.1 : Diagramme de flux (option 1).

Cette option consiste à laisser en place des déchets solides, des brasques usées et des sols contaminés. Les émissions à l'environnement marin provenant des eaux souterraines ont été évaluées à l'aide du modèle spécifique au site sur une période de 50 ans.

Le suivi environnemental des eaux souterraines est effectué quatre fois par année, tel que prescrit par le permis actuel et ce durant 50 ans. Le manque de données relativement aux analyses de laboratoire a occasionné leur exclusion du cadre de l'ACV. Les seuls procédés retenus liés au suivi environnemental sont ceux associés au transport des échantillons. Les échantillons sont transportés du site d'enfouissement à l'aéroport par camion puis par avion avant d'être analysés.

Le calcul des émissions liées au transport par camion et par avion est fonction du poids des échantillons et de la distance parcourue (exprimés en tonnes kilomètres). De même les étapes de pré-combustion sont incluses dans l'inventaire (extraction, transformation et transport du carburant).

- ***Option 2 : Excavation et entreposage en cellule de confinement étanche sur le site***

Le diagramme complet du procédé est présenté à l'annexe 2 accompagné d'explications supplémentaires. Un schéma simplifié et un résumé sont présentés ci-dessous.

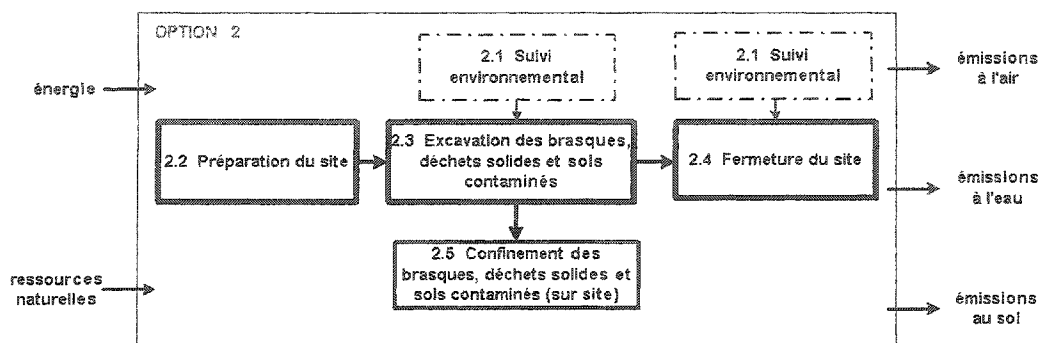


Figure 3.2 : Diagramme de flux (option 2).

Cette option vise le retrait de la source de contaminants du site d'enfouissement par excavation. Les brasques usées, déchets solides et sols contaminés sont excavés puis entreposés dans une cellule de confinement étanche munie d'évents. Cette cellule est située à proximité du site d'enfouissement. L'étape de préparation du site consiste à l'installation d'une clôture afin de restreindre l'accès à la zone d'excavation. Cette étape est exclue de l'inventaire puisque la masse d'acier est inférieure à 1% de la masse totale requise pour la mise en place de cette option. La règle du 1% est une règle d'exclusion conforme aux recommandations émises par l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO 14 049 2000). Le suivi environnemental est également exclu puisque les opérations de transports requises à cette étape de la restauration sont relativement négligeables (voir annexe 2). L'excavation a lieu en 4 ans en raison des contraintes techniques (équipements disponibles, arrêt en période de gel). De l'eau provenant des précipitations et de la nappe s'accumule dans la zone d'excavation durant les travaux. Cette dernière est contaminée. Elle doit être pompée et acheminée vers un bassin de décantation naturelle où des phénomènes naturels (précipitations, dégradation,...) en réduisent la toxicité. Toutefois, ce bassin fait partie de l'écosystème (il est ouvert à l'environnement marin), son efficacité est incertaine et par conséquent a été considérée comme nulle. La fermeture du site consiste au remblayage par le matériel de recouvrement initial du site et à l'ajout de gravier. Un système de drainage est également considéré. La cellule de confinement est localisée non loin du site

d'enfouissement sur le terrain de l'usine. L'excavation est effectuée de manière à atteindre le critère générique industriel. La contamination résiduelle est évaluée (impact primaire) dans le cadre de l'ACV et ce durant la période considérée de 50 ans.

- *Options 3a et 3b : Excavation et traitement des brasques usées (3a) et Excavation et incinération des brasques usées (3b)*

Le diagramme complet de procédé est présenté à l'annexe 2 accompagné d'explications supplémentaires. Un schéma simplifié et un résumé sont présentés ci-dessous.

Les options 3a et 3b prévoient une séparation des brasques usées, des sols et des autres déchets suite à l'excavation. Les déchets solides sont entreposés dans une cellule de confinement sur site (identique à celle de l'option 2 sauf en ce qui concerne ses dimensions). Contrairement à l'option 2, les sols contaminés sont enfouis de façon sécuritaire en Ontario plutôt que dans la cellule de confinement étanche. Également, tout comme dans l'option 2, la contamination résiduelle laissée en place est évaluée à l'aide du modèle spécifique au site.

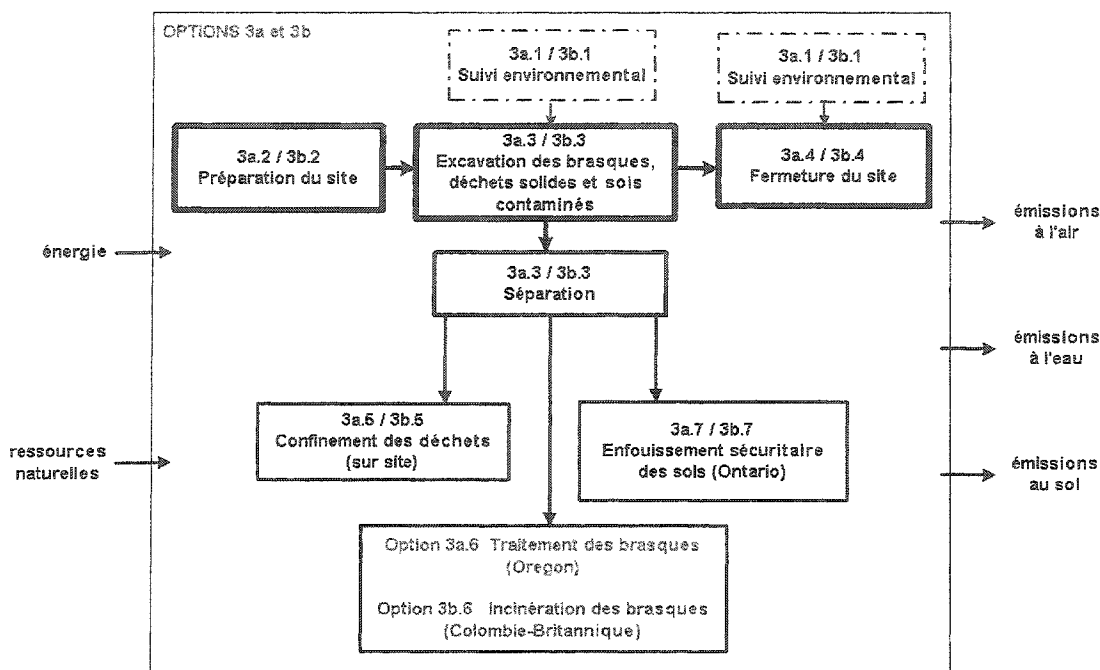


Figure 3.3 : Diagramme de flux (options 3a et 3b).

Au cours de l'option 3a, les brasques subissent un traitement physico-chimique afin de stabiliser les contaminants avant leur enfouissement sécuritaire. Celui-ci est effectué en Oregon aux États-Unis en raison de l'absence d'un lieu de traitement de la brasque usée au Canada. Le traitement consiste en un concassage suivi d'une stabilisation des contaminants par ajout d'agents chlorés et d'eau. Le mélange est ensuite solidifié dans un matériau semblable à un ciment. Le transport des brasques usées se fait par train.

L'option 3b diffère de la précédente uniquement en ce qui concerne le mode de disposition des brasques usées excavées. Elles sont incinérées dans un four à cimenterie non loin du site d'enfouissement. Le transport se fait également par train. Les brasques usées remplacent une partie du charbon utilisé comme combustible traditionnel dans les fours à cimenterie. Cette valorisation énergétique procure un crédit environnemental à l'option. Celui-ci se calcule à partir d'une équivalence énergétique conformément aux

recommandations émises par l'organisation Internationale de Normalisation (ISO 14 049 2000).

3.3.4 Procédés exclus

Les procédés secondaires tels que la construction des infrastructures et autres biens en capital, ainsi que les activités humaines sont exclus de l'étude étant donné leur caractère non exclusif aux activités de gestion du site. Ajoutons l'entretien des infrastructures et autres biens en capital qui ne sont pas inclus étant donné leur faible contribution relative.

3.3.5 Frontières géographiques

Les activités liées à la gestion du site contaminé ont lieu majoritairement en Colombie-Britannique. Toutefois, certains scénarios de fin de vie ne se limitent pas, géographiquement, à cette province. Dans tous les cas, les matières extraites seront entreposées, traitées ou valorisées en Amérique du Nord. Précisons que certaines activités ont lieu à l'extérieur de l'Amérique du Nord, telle que l'extraction du pétrole, faisant partie du cycle de vie des procédés de transport. Ces activités sont aussi considérées dans l'étude.

3.3.6 Données d'inventaire

La base de données Franklin (Franklin Associates 1998) propre à l'Amérique du Nord a été favorisée. Toutefois celle-ci étant insuffisante, la base de données IDEMAT (Delft University of Technology 2001) a également été utilisée. Les émissions relatives aux transports par camion (diesel) ont été estimées selon l'inventaire fourni par l'initiative conjointe EMEP/CORINAIR (UNECE 2001). Les émissions liées au fonctionnement des équipements mécaniques, telle une excavatrice, ont été estimées selon le modèle Nonroad (USEPA 1998). Tel que mentionné précédemment, des données primaires, c'est-à-dire spécifiques au site, ont été favorisées afin de tenir compte des interactions entre les contaminants et le milieu récepteur. L'étude est limitée aux contaminants

lixiviables sujets aux règlements sur la qualité des eaux souterraines et de surface (fluorures, cyanures, aluminium et fer). Les résultats d'inventaire pour l'ensemble des procédés et pour chacune des options peuvent être consultés à l'annexe 2e.

3.3.7 Méthode d'Évaluation des impacts du Cycle de Vie (EICV)

La méthode d'évaluation des impacts environnementaux retenue pour la comparaison des options de restauration est la méthode EDIP97 (Environmental Design of Industrial Products). La méthode EDIP97 (Wenzel, Hauschild et Alting 1997; Hauschild et Wenzel 1998) a été sélectionnée puisqu'elle est largement documentée et reconnue pour sa transparence (de Koning, Guinée, Pennington, Sleeswijk, Hauschild, Molander *et al.* 2002). Les catégories d'impacts considérées sont présentées à l'annexe 3a, suivies d'une brève explication.

Le développement de nouveaux facteurs de caractérisation pour des substances non caractérisées initialement par la méthode est simple (voir annexe 3b). Certains facteurs d'écotoxicité aquatique chronique et aiguë et de toxicité humaine ont été développés afin de couvrir l'ensemble des substances contribuant aux impacts primaires (voir annexes 3c et 3d).

La méthode Impact 2002 a été sélectionnée pour étudier l'influence du niveau de détails lors de la caractérisation des substances toxiques. Des explications relatives au développement des facteurs de caractérisation selon Impact 2002 sont présentées à l'annexe 3e.

3.3.8 Méthode de calculs

Le logiciel SimaPro 5.1 (Pre Consultants 2002) a été utilisé pour le traitement des données d'inventaire et pour le calcul des impacts environnementaux potentiels selon la méthode EDIP97.

CHAPITRE 4 - RÉSULTATS

4.1 Combined Use of Life Cycle Assessment and Groundwater Transport Modeling to Support Contaminated Site Management

4.1.1 Présentation

La présente section est une copie de l'article intitulé « Combined Use of Life Cycle Assessment and groundwater transport modeling to Support Contaminated Site Management », soumis et accepté pour publication dans le journal Human and Ecological Risk Assessment. Les auteurs de cet article sont Julie Godin, Jean-François Ménard, Sylvain Hains, Louise Deschênes et Réjean Samson.

4.1.2 Résumé

La présente étude vise l'évaluation environnementale des différentes options de restaurations applicables pour un site contaminé par brasques usées : un déchet généré par la production d'aluminium de première fusion. L'objectif principal est d'identifier, parmi quatre alternatives de gestion, l'option qui génère le moins d'impacts environnementaux. Pour ce faire, deux outils ont été utilisés : 1) une analyse du cycle de vie (ACV) et 2) une modélisation du transport des contaminants dans les eaux souterraines. Les quatre options étudiées étaient les suivantes : laisser la source en place (option 1), excaver la source et l'entreposer dans un site de confinement étanche (option 2), excaver la source et traiter les brasques usées (option 3a) et excaver la source et incinérer les brasques usées (option 3b).

L'ACV comparative des options de gestion a été réalisée conformément aux recommandations émises par l'organisation internationale de normalisation (ISO). De plus, afin d'améliorer la pertinence de l'outil ACV au domaine de la restauration de sites, les impacts associés à la contamination résiduelle ont été intégrés en utilisant des données spécifiques au site contaminé.

Selon les résultats de l'ACV, l'option 1 est identifiée comme l'alternative de gestion générant le moins d'impacts environnementaux. Toutefois, selon le modèle de transport des contaminants si cette option est retenue les concentrations en fluorures pourraient être de 30 à 40 fois supérieures aux critères réglementaires dans 50 ans. De plus, selon les résultats de l'ACV, le profil environnemental associé à l'option 1 est dominé par l'écotoxicité aquatique chronique et aigue. En conséquence, il est recommandé d'effectuer une évaluation de risque environnemental complète avant de statuer sur l'acceptabilité de l'option 1. Cette étude démontre ainsi que l'ACV peut être utilisée afin de cibler les impacts environnementaux significatifs. Si l'option 1 était rejetée sur la base de l'évaluation de risques, les résultats de l'ACV indiquent que l'option 3b devrait être favorisée.

4.1.3 Abstract

The subject of this study is a spent pot lining (SPL) landfill. The aim of this study was to identify the site remediation option, among four alternatives, that minimizes overall environmental impacts based on: 1) a comparative life cycle assessment (LCA); and 2) modeling of contaminant transport in groundwater. The four options were: leaving the landfill in place (Option 1); excavation of the landfill, with on-site disposal of the excavated materials in a secure cell (Option 2); excavation of the landfill, with treatment of the SPL fraction (Option 3); and excavation of the landfill, with incineration of the SPL fraction in a cement kiln (Option 3b).

The LCA was performed following the guidelines provide by the International Standard Organization (ISO). Furthermore, to improve the relevance of LCA to site remediation sector, impacts caused by residual in-situ contamination were assessed by applying a simulation of contaminant transport in groundwater, using site-specific data.

The LCA identified Option 1 as having the least environmental impacts. However,

while the transport modeling concluded that contaminant concentrations 50 years from the present could be approximately 30 to 40 times the regulatory criteria if this option is retained. In addition, the LCA identified acute and chronic water ecotoxicity categories as being the dominant impact categories of the environmental profile. Consequently, it is recommended that a complete environmental risk assessment (ERA) be performed for Option 1. Therefore, this study demonstrated that LCA can be used as a screening tool to help identify significant environmental issues, followed by an ERA if required. If Option 1 is rejected based on the results of the ERA, the LCA results indicated that Option 3b should be implemented with the mitigation of the processes having high environmental impact.

4.1.4 Introduction

The selection of a site remediation strategy implies a set of management decisions, under constraints set by public environmental policy, the effectiveness of the remediation technique, and economic considerations. However, the remediation process itself entails large-scale environmental impacts (e.g. contributions to global warming, acid rain, air quality, etc.) which have, until recently, played a limited role in decision-making (Diamond, Page, Campbell *et al.* 1999).

Since remediation can result in environmental problem shifting, it is appropriate to study the system as a whole (Wrisberg, Udo de Haes, Triebswetter, Eder and Clift 2002). Life cycle assessment (LCA) addresses global, regional and local environmental impacts of products and services from raw material extraction to final disposal (cradle-to-grave analysis). Application of LCA to site remediation processes has identified important environmental impacts associated with remediation technologies and procedures (Volkwein, Hurtig and Klopffer 1999; Diamond, Page, Campbell *et al.* 1999; Page, Diamond, Campbell et Mc Kenna 1999). However, there is a need to improve the application of LCA methodology to site remediation, as impacts associated with residual in-situ contamination of soil have been generally excluded from the LCA

framework, leading to an incomplete assessment.

Environmental risk assessment (ERA) is a decision-making tool that is widely used in the management of contaminated sites (Ferguson and Kasamas 1999; USEPA 1996b). The standardized ERA procedure identifies threshold contaminant concentrations for adverse effects on ecosystems and/or human health, and examines the fate and transport of contaminants along source-to-receptor pathways. This analysis can ultimately lead to risk acceptance or to the implementation of risk reduction measures in the selection of site remedies.

- *Comparison of LCA and ERA*

The assessment of ecotoxicity and human toxicity impacts in LCA seeks its inspiration from ERA (Hauschild and Pennington 2002). The First Working Group on Life Cycle Impact Assessment of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)-Europe proposed the following equation to characterize toxics substances (Jolliet 1996):

$$S_i^{mn} = E_i^m F_i^{mn} M_i^n \quad \text{Eq. 4}$$

The impact score (S) for a chemical (i) released in an environmental compartment (n) through a route of exposure (m) is the product of an effect factor (E), a fate and exposure factor (F), and the total mass loading (M). Different levels of sophistication can be considered for the modeling of the fate and exposure factors (Hertwich, Jolliet, Pennington, Hauschild, Schulze, Krewitt *et al.* 2002; Bare, Udo de Haes and Pennington 2000). Some models use simple ordinal ranking scores based on specific chemical properties. Other models account for fate and exposure using multimedia models and multi-pathway models.

Significant differences between ERA and LCA must be noted. ERA is a site-specific tool, with a narrow scope in space and time; LCA studies the system as a whole and

addresses all relevant impacts, with a wide scope in space and time (Hauschild and Pennington 2002; Wrisberg, Udo de Haes, Triebswetter, Eder and Clift 2002; Olsen 2000). ERA is oriented towards environmental compartments, and contaminants are expressed in terms of concentrations in specific environmental media; LCA is a function-oriented tool (Wrisberg, Udo de Haes, Triebswetter, Eder and Clift 2002) which assesses impacts for a selected unit of process or service (functional unit), and contaminants are expressed in terms of flows per functional unit. ERA is performed within a regulatory context and employs a conservative bias; LCA attempts to provide the best estimate for each impact category (Hauschild and Pennington 2002; Udo de Haes, Jolliet, Finnveden, Hauschild, Krewitt, and Muller-Wenk 1999).

LCA acts as a complementary tool that can be combined with an ERA or other analyses, such as modeling of contaminant transport (a component of an ERA), in order to identify a sustainable approach to the remediation of a contaminated site. This study attempts to identify the site management option which minimizes the environmental impacts for an existing contaminated site, and to compare the conclusions drawn from an LCA and from modeling of contaminant transport in groundwater. In addition, this study proposes technical improvements in LCA methodology for the analysis of remediation.

4.1.5 Methodology

4.1.5.1 Case study definition

This study was performed on a landfill containing spent pot lining (SPL), a waste product of aluminum refining. In the Hall-Heroult process, aluminum is produced in large refractory-lined cells ("pots"). The potliner (carbon cathode and refractory) is removed from service when it has reached the end of its useful life, so that new refractory and carbon cathode can be installed. In the USA, SPL is designated as hazardous waste K088 under the Resource, Conservation and Recovery Act (USEPA 1997). Disposal of SPL is an industry-wide problem.

An estimated 460 000 m³ of waste mix was landfilled, including 100 000 m³ of SPL. The SPL landfill located in North America covers a superficial area of approximately 77 500 m² and has a depth of about 7 m. Over the years, contaminants have leached out of the SPL and moved in the groundwater towards surface water at the site boundary. The landfill was capped to minimize infiltration of rain and snowmelt water through the landfill. Groundwater monitoring has been carried out from monitoring wells implemented near and within the SPL landfill. Four chemical species were identified as priority contaminants: cyanide, fluoride, iron, and aluminum. Since the capping of the landfill, monitoring data shows that the fluoride concentrations in the groundwater have decreased by a factor of two (from 600 mg/L to 300 mg/L), although they remain above the regulatory criteria. In the surface water, fluoride concentration exceeds the surface water regulatory criterion (1.5 mg/L) by two to three orders of magnitude.

Seasonal runoff from the mountain upstream have created a preferential infiltration flow under the SPL landfill, but water table fluctuations do not typically reached the bottom of the SPL landfill. Recent field investigations identified a layer of silt which releases sorbed contaminants. This layer of silt is located immediately under the SPL landfill and shows an important discontinuity, creating a preferential flow pathway for contaminants.

4.1.5.2 Modeling of contaminant transport in groundwater

Modeling of contaminant transport in groundwater requires good quality, site-specific data on a wide range of hydrogeological and geochemical properties. A synthesis of existing data through available reports was performed to develop a conceptual model, as the basis for numerical modeling of groundwater flow and contaminant transport. Additional field investigations were conducted to fill the gaps and resolve uncertainties in the existing data. These investigations included borehole drilling, soil sampling,

monitoring well installation, groundwater sampling and analysis, piezometry, and hydraulic tests.

The numerical model was based on the hydrostratigraphic units defined in the site conceptual model (Figure 4.1) and their corresponding hydraulic properties (key hydraulic properties are reported in Table 4.1). The saturated hydraulic conductivity (K_{sat}) was measured in-situ by slug tests and then calibrated through successive simulation runs. It was assumed that the permeable units (Fill, Lower, Middle and Upper sand) are anisotropic, with horizontal conductivity (K_h) being 10 times higher than the vertical conductivity (K_v). The porosity (n) was approximated on the basis of values for textural classes in the compilation of Carsel and Parrish (1988). The specific storage (S_s) values were approximated from values given in Anderson and Woessner (1992) for similar material.

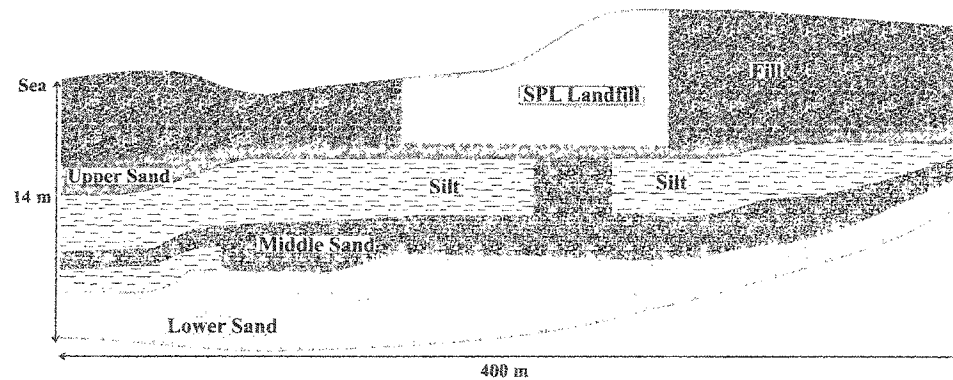


Figure 4.1: Cross-section showing hydrostratigraphic units.

The site conceptual model required the definition of the domain boundaries (Figure 4.2). Variable-head boundaries were assigned for the two Water basins. At the Northern limit of the domain (Creek), a constant-head boundary was assigned. No-flow boundaries corresponding to the groundwater flow pathlines were assigned to the southern and north-eastern limits of the model. A specified flux boundary was assigned at the soil surface to represent water infiltration from precipitation and mountain runoff.

Table 4.1: Saturation, values of saturated hydraulic conductivity (K_{sat}), porosity (n), specific storage (S_s) of each hydrostratigraphic units, and values of annual Infiltration.

Unit	Saturation	K_{sat} (m/s) *	n	S_s (m^{-1})
Upper sand	Unsaturated/Saturated	1.0×10^{-5}	0.43	1.7×10^{-4}
Lower sand	Saturated	4.0×10^{-4}	0.43	1.7×10^{-4}
Middle sand	Saturated	8.0×10^{-5}	0.43	1.7×10^{-4}
Silt	Saturated	1.5×10^{-7}	0.46	2.0×10^{-3}
Annual infiltration (mm/yr) *			3.0×10^2	
Infiltration volume from mountain runoff (m^3/yr) *			7.3×10^4	

* Calibrated values

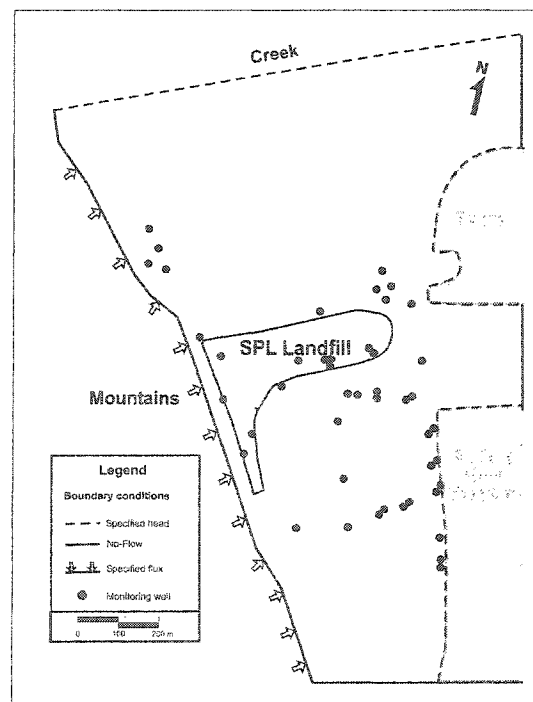


Figure 4.2: Boundaries conditions.

The groundwater flow regime was characterized by three distinctive zones: 1) Under the SPL Landfill, the Upper, Middle and Lower sands are characterized by a relatively strong hydraulic gradient (on the order of 0.02 m/m); 2) In the zone between the landfill and the surface water (receptor), the gradient is weaker (on the order of 0.005 m/m), with a less-pronounced vertical component; 3) In the zone near the water basin, flow gradients and directions are spatially and temporally variable, and vertical components are generally zero or upwards, indicating discharging conditions. Under the SPL landfill and in the zone between the landfill and the surface water (receptor), all vertical components are downwards, indicating recharging conditions.

The FRAC3DVS software (Therrien and Sudicky 1996) was employed for numerical modeling of groundwater flow and contaminant transport. This software is capable of three-dimensional simulation of saturated-unsaturated conditions. The ability to represent both saturated and unsaturated conditions was required because the landfill is mainly located within the unsaturated zone. Also, this finite element model was selected over other available models because of its ability to represent the irregular aquifer geometry and the numerous stratigraphic discontinuities present in the aquifer. The flow and transport simulations were performed in porous formation under steady-state and fluoride was selected as the modeled species for contaminant transport, because it is one of the most mobile contaminants. Advective-dispersive modeling was employed to simulate contaminant transport. Sorption processes in the silt unit were simulated using a linear isotherm defined from laboratory experiments. It was assumed that sorption did not affect the transport of fluoride in the sand units, because the low silt and clay content of these units implies minimal sorption.

The groundwater flow model was calibrated by matching simulated and observed hydraulic head values at specific locations; the parameters that were varied were hydraulic conductivity and annual recharge. It was assumed that the model is calibrated when the root mean square error (RMS) is within 5% of the total head variation over the

domain. In a second step, the contaminant transport model was calibrated by matching simulated fluoride concentrations with average observed fluoride concentrations at specific locations and specific times; the parameters that were varied were dispersivity coefficient, soil-water partition coefficient of silt units, and source concentration. The model was considered calibrated when the linear correlation coefficient was as close as possible to 1.

Following calibration, a number of runs were conducted to simulate the behaviour of the system under different conditions (e.g. variable average thickness of the silt layer, variation of the partition coefficient for fluoride) over a time horizon extending 50 years beyond the current year.

4.1.5.3 Life cycle assessment study

LCA, as defined by International Standard Organization, is a process, divided into four phases: 1) goal and scope definition; 2) life cycle inventory (LCI); 3) life cycle impact assessment (LCIA); and 4) interpretation (ISO 14 040 1997).

- ***Goal and scope definition***

In the goal-and-scope definition phase, the aim of the study is defined and the methodological choices which will be used in subsequent phases are set. The functional unit was defined as the management, of 460 000 m³ of waste mix (including 10 000 m³ of SPL) and 200 000 m³ of contaminated soil from the Upper Silt, for a period of 50 years. The 50-year-period was selected because this is the estimated time for contaminant concentrations, near the point of discharge to the aquatic environment, to reach an approximately asymptotic level under the no-intervention scenario.

Four scenarios were considered: leaving the landfill in place (Option 1); excavation of the landfill, with on-site disposal of the excavated materials in a secure cell (Option 2); excavation of the landfill, with treatment of the SPL fraction (Option 3a); and

excavation of the landfill, with incineration of the SPL fraction in a cement kiln (Option 3b).

The life cycle stage (or unit process) involved in the no-intervention scenario (Option 1) was limited to the transportation of groundwater monitoring samples over a 50-year period (Figure 4.3) (life cycle stage 1.1). This option implies that the mass transfer from the Upper Silt and the landfill will continue for years, as quantified by the transport modeling.

The excavation scenarios (Options 2, 3a and 3b) involve three main life cycle stages (Figure 4.3): 1) site preparation, 2) excavation of the waste mix (including SPL) and the contaminated fraction of the Upper Silt, and 3) site closure. The site preparation step (life cycle stages 2.2, 3a.2 and 3b.2) consists of installation of a fence around the landfill site, to restrict access. Excavation begins with removal of the capping material and temporary storage of the capping material near the landfill. Excavator and loader operations, as well as transport of excavated material, are included (life cycle stages 2.3, 3a.3 and 3b.3). The various excavation scenarios take into account the pumping of contaminated excavation water to a water retention basin where natural attenuation processes occur. Since the excavation is performed in order to attain generic criteria for industrial use, residual contamination will remain on site and the amount of contaminants leaching to the aquatic ecosystem has been quantified for the 50-year period with the groundwater transport model. Site closure (life cycle stages 2.4, 3a.4 and 3b.4) consists of backfilling the excavation hole with the capping material and an additional 1.5 m layer of gravel. A drainage pipe, running the length of the landfill and discharging into the water retention basin, is installed prior to backfilling.

In the on-site disposal scenario (Option 2), the waste mix and the contaminated soil are permanently confined in an impermeable cell (HDPE membrane with a reinforced concrete base) near the landfill (life cycle stage 2.5). The product system for this

scenario includes construction of the cell (including the production and transport of all required materials) and the storage operations.

In the excavation-plus-treatment and excavation-plus-incineration scenarios (Options 3a and 3b, respectively) a separation step is required in order to isolate the SPL fraction from the rest of the waste mix (included in life cycle stages 3a.3 and 3b.3). Segregation of the waste is done as it is excavated, followed by mechanical sieving. The non-SPL portion of the excavated waste mix is stored on-site in a secure cell (life cycle stages 3a.5 and 3b.5). The cell design is the same as that considered for Option 2, except for the dimensions, which are reduced since the cell only contains the contaminated soil and the non-SPL fraction of the wastes. In both options, the contaminated soil (Upper Silt) is excavated and transported 4 000 km by train to a secure landfill with clay capping and bottom layers (life cycle stages 3a.7 and 3b.7).

In the excavation-plus-treatment scenario (Option 3a – life cycle stage 3a.6), the SPL fraction is transported 3 000 km by train to a treatment plant. The treatment of the SPL fraction consists of chemical stabilization in a cement-like matrix. The stabilized material is then stored in a secure cell consisting of several layers of HDPE geomembrane, composite drainage medium, clay and soil. The excavation of the secure cell and the production and transport of all required materials are included in the product system for this scenario.

In the excavation-plus-incineration scenario (Option 3b- life cycle stage 3b.6), the SPL fraction is transported 1 000 km by train to the cement kiln. The amount of coal consumption that is avoided due to the use of SPL as an alternative fuel is credited to the option, based on an energetic equivalence, as per ISO 14 049 (2000).

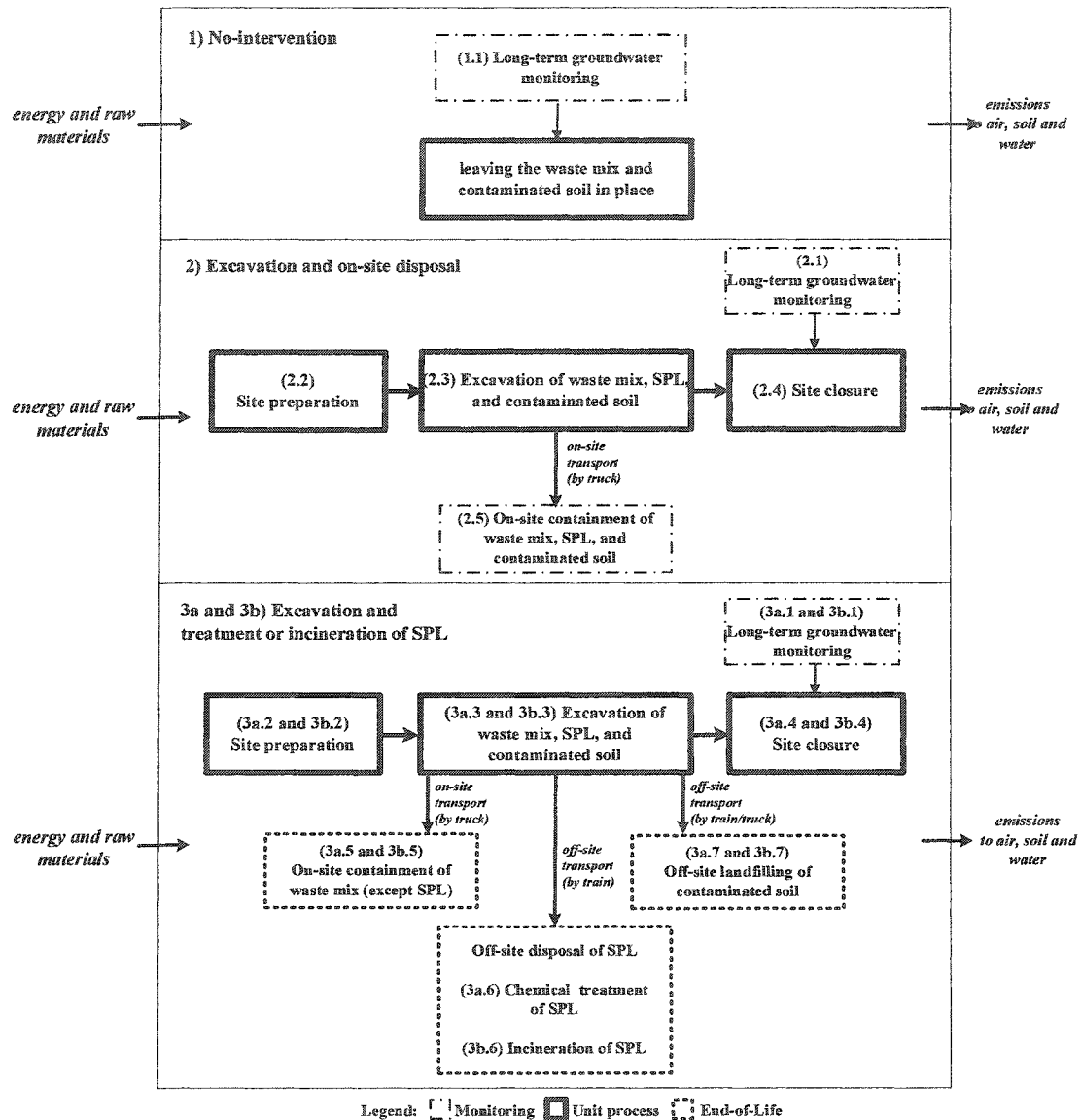


Figure 4.3: Schematic representation of remediation scenarios: no-intervention (Option 1), excavation and on-site disposal (Option 2), excavation and treatment of SPL (Option 3a), excavation and incineration of SPL (Option 3b).

- *Life cycle inventory (LCI)*

The LCI phase involves data collection and calculation procedures to quantify relevant inputs and outputs of the product system. The SimaPro 5.1 LCA software (Pre Consultants 2002) was used for the treatment of the inventory data. The outcome of the inventory analysis is the list of all extracted resources and emitted substances.

Depending on the process to be modeled, site or process specific data (primary data) or generic data (secondary data) were used. Primary data, from site owner reports and previous technical reports on the SPL landfill, were used to estimate site-specific emissions. For example, to quantify the water emissions related to the landfill wastes and the contaminated soil, site-specific information was used to increase the environmental relevance of the primary impact assessment. For this purpose, the total mass of cyanide, fluoride, aluminum and iron discharged to the aquatic environment over a 50-year-period was estimated, based on: 1) the concentrations of each contaminant predicted by the transport model, and 2) the groundwater discharge rate estimated for this site. Another example is the calculation of leachate production during excavation, based on the Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model (USEPA 1994) and on meteorological data.

Secondary data (e.g., data on material production or environmental load associated with transport and mechanical equipment) were collected from different commercial databases (see Table 4.2).

Table 4.2 : Secondary data sources.

Data identification	Generic databases
Material production, fuel production, and emissions related to train transportation	Franklin US LCI database (Franklin Associates 1998), and IDEMAT database (Delft University of Technology 2001)
Emissions related to truck transportation	EMEP/CORINAIR Atmospheric Emissions Inventory Guidebook (UNECE 2001)
Emissions related to use of mechanical equipment	Nonroad Engine Modeling (USEPA 1998)

- *Life cycle impact assessment (LCIA)*

In the life cycle impact assessment (LCIA) phase, the results of the life cycle inventory are processed to evaluate potential environmental impacts. The inventoried flows are first classified according to the selected impact categories and then converted to relevant common units for each category (e.g., CO₂-equivalent for the global warming category). The sum of the converted flows is the indicator result for each category, which can be normalized to indicate its share of the modeled system in a worldwide or regional total. Finally, the normalized indicators can be weighted to reflect societal preference with respect to the various impact categories.

Classification, characterization, normalization and weighting of the impacts were performed using the Danish EDIP97 method (Wenzel *et al* 1997). This method was selected over other available methodologies due to its simplicity and transparency (Koning *et al.* 2002). Moreover, no method was adapted to the North American context at the time the study was performed and EDIP97 method includes low geographical specificity in the characterization phase (Wenzel *et al.* 1997).

The contributions to the following impact categories were quantified: global warming

potential (GWP₁₀₀); ozone depletion potential (ODP); acidification potential (AP); nutrient enrichment potential (NP); photochemical smog (POCP); chronic and acute water ecotoxicity potentials (ETWC and ETWA); chronic soil ecotoxicity potential (ETSC); air, water and soil human toxicity potentials (HTA, HTW and HTS); and waste production. Since iron was the only SPL-associated contaminant for which a characterization factor was already included in the available EDIP97 database, factors for aluminium, cyanide and fluoride were developed and added to the water ecotoxicity model. The EDIP97 characterization model partially accounts for fate and exposure through some key properties of the chemical (i.e., volatility, atmospheric degradation, and biodegradability potential for chronic ecotoxicity), leading to an ordinal scoring. For each substance, the effect factor is set as the inverse of the concentration found to have no toxic effect in the environment (PNEC). The weighting of the impacts included in this method are based on the Danish environmental policy targets for the reduction of emissions.

- ***Life cycle interpretation***

The fourth phase of the LCA consists of the assessment of the reliability of the results which is affected by uncertainties in the methodological choices or data. This was performed through three sensitivity analyses: 1) variation of the temporal boundaries for the integration of the wastes and the emissions from contaminated soil to the local environment; 1) variation of the volume of excavated soil; and 3) variation of the time required for the excavation.

4.1.6 Results

4.1.6.1 Results of contaminant transport modeling

The results of the fluoride transport modeling, as a function of time at a point of discharge to the aquatic environment, show that the excavation scenarios (Options 2, 3a and 3b) have a beneficial effect on fluoride concentration, compared to the no-intervention scenario (Figure 4.4). Modeling results also show that fluoride

concentration will decrease and will approach the regulatory criterion (1.5 mg/L) in 50 years from the current year, if excavation is performed.

The curve for the no-intervention scenario (Option 1) shows an initial rapid decrease after the capping of the landfill, followed by a much slower long-term decline. This is explained by the slow release of the sorbed contaminants from the Upper Silt unit. If Option 1 is retained, levels of fluoride will remain at about 30 to 40 times the regulatory criterion in 50 years. Furthermore, the sensitivity analysis showed that due to the uncertainties in the model, this time length might be as long as 80 years, depending on which set of parameters is considered. This leads to the conclusion that the capping of the site alone will not achieve the regulatory criterion in the 50-year time horizon.

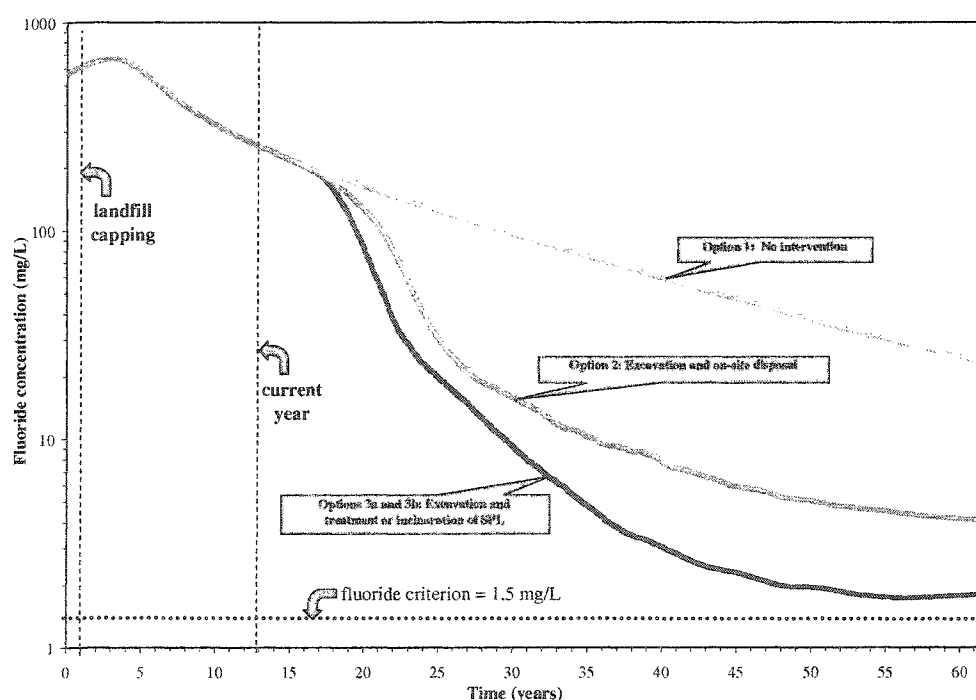


Figure 4.4: Evolution of fluoride concentrations near point of discharge to aquatic environment.

4.1.6.2 Life cycle assessment study

- *LCI results*

The material consumption inventory results from the LCI phase (Table 4.3) show that at least 7.4×10^8 kg of clean materials would be required to implement the excavation options (Options 2, 3a and 3b). For Option 3a, 9.7×10^8 kg of clean materials would be required to manage 1.4×10^9 kg of contaminated materials (contaminated soils and waste mix including SPL).

Table 4.3 : Materials involved in the excavation and disposal remediation scenarios.

Options	Mass (kg)	Life cycle stage contribution	Inputs (> 1 %)
2	8.6×10^8	2.5 On-site containment of waste mix (81 %)	sand (42 %)
			gravel (40 %)
		2.4 Site closure (19 %)	concrete (16 %)
			steel (1.8 %)
3a	9.7×10^8	3a.5 On-site containment of waste mix (46 %)	(except gravel (27 %)
		3a.7 Off-site landfilling of cont. soil (19 %)	clay (27 %)
		3a.6 Off-site treatment of SPL (18 %)	sand (24 %)
			concrete (14 %)
		3a.4 Site closure (17 %)	
3b	7.4×10^8	3b.5 On-site containment of waste mix (except SPL) (53 %)	sand (27 %)
			gravel (36 %)
		3b.7 Off-site landfilling of cont. soil (25 %)	clay (22 %)
		3b.4 Site closure (22 %)	concrete (11 %)
			steel (1.2 %)

For all excavation options, the construction of the on-site storage cell (life cycle stages 2.5, 3a.5 and 3b.5) is the life cycle stage with the largest material requirements, representing 81% of the consumed material for Option 2. Sand, cement and gravel are

mainly used during the concrete production. Materials that account for less than 1.0% of the total consumed were not reported in Table 4.3; however, note that more than 3.4×10^5 kg of polypropylene and more than 6.9×10^4 kg of PVC are required for Options 2, 3a and 3b.

Option 3a and 3b are the main fuel-consuming scenarios, with 2.29×10^7 kg of diesel consumed for Option 3a and 1.84×10^7 kg for Option 3b. In both case, long-haul transportation of soil to secure landfill is the larger diesel-consuming process. For Option 3a, the long-haul transportation of SPL to the treatment facility is also an important diesel-consuming process. Option 2 consumes 1.37×10^6 kg of diesel used at 62.4% during the on-site storage cell construction, while sample transport over 50 years in Option 1 consumes 5.62×10^4 kg of fuel.

According to the inventory results, the most abundant air emission, representing more than 76% of the total air releases for every option, is CO₂. Option 3a is the scenario with the largest contribution (1.20×10^8 kg of CO₂ emitted), followed by Option 3b (9.90×10^7 kg of CO₂). Long-haul transportation of contaminated soil by train to the secure landfill represents the main CO₂ generation process. For Option 2, 5.5×10^7 kg of CO₂ are generated at 96% during the storage cell construction, released during the production of steel required for the reinforced concrete slab. For water emissions, fluoride represents more than 50% of all toxics released to water.

- *LCIA results*

The LCIA results are shown in Table 4.4. As it was said, the results are weighted to reflect societal preferences. Therefore, the scores are expressed in person equivalent targeted for the year 2000, referred here as Points. Option 1 is identified as the option having the lowest total environmental impact, as indicated by total score. The ranking for the options according to their total impact (the sum of the primary and secondary impacts) is as follows, in increasing order: Option 1, Option 3b, Option 2 and Option

3a. Option 1 has essentially only primary (local) impacts. The secondary impact of Option 3b is reduced due to credit for use of the SPL fraction as an alternative fuel.

Table 4.4 : Impacts (%) for each potential impact category.

Impact categories	Options			
	1	2	3a	3b
GWP ₁₀₀	0.00 %	4.00 %	8.20 %	7.60 %
ODP	0.00 %	0.00 %	0.00 %	0.00 %
AP	0.00 %	1.90 %	5.20 %	5.00 %
NP	0.00 %	0.40 %	2.40 %	2.30 %
POCP	0.00 %	0.40 %	0.80 %	0.80 %
ETWC	28.70 %	23.30 %	22.40 %	22.10 %
ETWA	71.00 %	49.20 %	48.10 %	55.80 %
ETSC	0.00 %	0.20 %	0.10 %	0.20 %
HTA	0.00 %	0.10 %	0.10 %	0.20 %
HTW	0.30 %	1.60 %	1.60 %	1.50 %
HTS	0.00 %	0.50 %	0.50 %	0.40 %
Bulk waste	0.00 %	18.40 %	10.60 %	4.10 %
Total (%)	100 %	100 %	100 %	100 %
Total (Pt)	9.35E+04	2.26E+05	2.28E+05	1.74E+05

Note: GWP₁₀₀ = global warming potential; ODP = ozone depletion potential; AP = acidification potential; NP = nutrient enrichment potential; POCP = photochemical smog; ETWC and ETWA = chronic and acute water ecotoxicity potentials; ETSC = chronic soil ecotoxicity potential; HTA, HTW and HTS = air, water and soil human toxicity potentials.

On a more detailed level, the LCIA results can be used to identify high-impact life cycle stages for each remediation option, with consequent potential for impact reduction in

these stages (Figure 4.5).

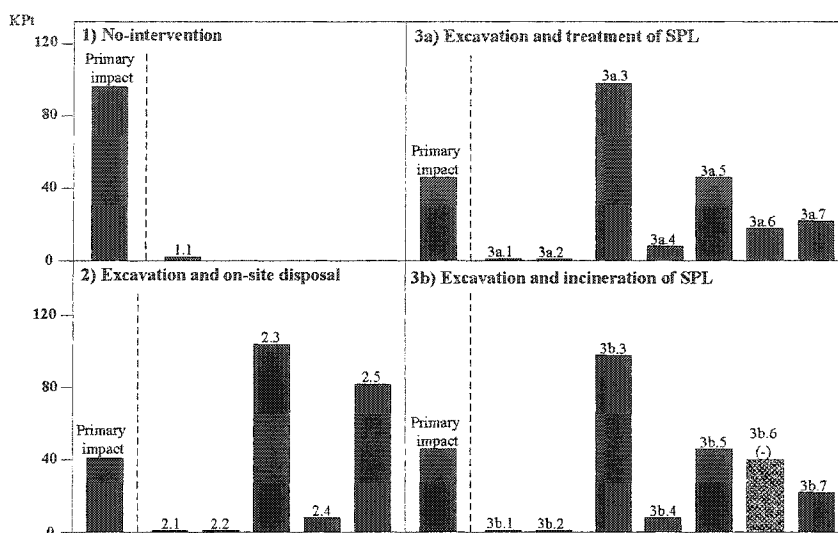


Figure 4.5: Primary and secondary impacts in 10^3 points for each life cycle stage of each option.

For Options 2, 3a and 3b, the dominant life cycle stage is excavation of the contaminated materials (life cycle stages 2.3, 3a.3, and 3b.3). Management of contaminated excavation water is the major contributor to the impact of this life cycle stage.

Primary impact is also an important contributor to the total impact of each option. However, removal of the contaminant source significantly reduces the primary impact. The acute and chronic water ecotoxicity categories (EWTA and EWTC) are the impact categories that contribute the most to the total score for each scenario. Cyanide is the major substance contributing to ETWA and ETWC.

The impacts of site preparation (life cycle stages 2.1, 3a.1 and 3b.1) and site closure (life cycle stages 2.4 and 3a.4 and 3b.4) are negligible. For Option 1, the contribution of the sample transportation during long-term monitoring is negligible, representing less than 1% of the impact associated with this option.

The incineration of the SPL fraction (life cycle stage 3b.6) yields an environmental credit (negative impact value), because the SPL is treated as an alternative fuel which acts as a substitute for coal.

- *Results of life cycle interpretation*

As the impact due to the release of contaminants in the silt layer is important in Option 1, it is important to evaluate whether the ranking would be different if the time boundary was longer than 50 years. To address this question, the loading curves for each contaminant were prolonged for an additional 50-year period, using exponential regressions on the loadings obtained by simulation over the first 50 years. The modifications were done on Option 1 only, and included sample transportation for an additional 50 years. The total score increased by 2%, and remains lower than the scores obtained for the other options.

The sensitivity analyses considering a reduction in the excavated soil volume to 140 000 m³, the minimum volume estimated during field investigations, showed similar results, with Option 1 remaining the preferred option.

In order to identify possible improvements for the high-impact excavation life cycle stages in Options 3a and 3b, a sensitivity analysis was performed on the time required for excavation, with the time period for excavation reduced from seven years to four years. The seven-year period is controlled by transport capacity. It would be possible to reduce the excavation time period by temporary on-site storage of waste, with an impermeable cover. This procedural adjustment reduces the total score by up to 15%, although the ranking is unchanged. It can be concluded that the time period of excavation should be minimized if Option 3a or 3b is implemented.

4.1.7 Discussion

LCA identified Option 1 as having the lowest potential environmental burdens. The contaminant transport model indicated that Options 2, 3a and 3b would provide a significant reduction of the contaminants reaching the aquatic ecosystem. Therefore, Option 3b is an interesting alternative that could be considered if the no-intervention option is rejected based on environmental risk. As demonstrated by the LCA, this option reduces the overall environmental impacts when compared to the other excavation options, and also reduces the local primary impacts associated with the contaminants left in place. However, procedures to reduce the impacts associated with the excavation water should be taken, by minimizing the time period for excavation and by implementing an efficient water treatment system.

With the available information, the only conclusion that can be made based on the groundwater transport model and the LCA is that Option 1 should not be selected without a complete ERA, which requires study of receptors, exposure routes and toxicological effects (USEPA 1996). The groundwater transport model is only one component of a complete ERA. It provides an estimate of contaminant concentrations along one portion of one exposure route, from the source to the point of discharge of groundwater into the aquatic environment. It does not quantify the level of contaminants experienced by receptors in the aquatic environment, where toxicity will be reduced by phenomena such as dilution and bioavailability. However, in the absence of a complete ERA, the conservative assumption is that Option 1 does represent a risk to the local ecosystem.

ERA also has as objective to evaluate the local risk on human health. However, in this case, the environmental concerns are principally focused on ecosystem quality since the contaminated site is located in an industrial area, 100 km distant from the nearest city, and the groundwater is not used for drinking. This assumption is consistent with the LCIA results, showing low impacts on the human health categories (HTA, HTW, HTS).

In the evaluation of the human health effects, the EDIP97 impact methodology considered the redistribution from surface water to air and soil, based on the volatility property of the substances. In the case under study, most of the remaining SPL' contaminant have low volatility (except cyanide), explaining the negligible exposure through inhalation (i.e. negligible HTA). Also, for the HTS calculations, the considered exposure routes are: direct from the ingestion of soil or indirect from the ingestion of plants, milk or animal meat; however, those exposure routes are not considered in the present case because the landfill leachate does not occur in the superficial soil layers.

LCA differs in its objective from ERA, and does not attempt to provide a conclusion with respect to the risk acceptance of an activity. LCA is usually performed in a comparative context, in order to improve the environmental performance of a products or services which serve the same function. As demonstrated in this study, LCA can also be used to identify significant environmental issues (i.e. ecotoxicological potential impacts) and therefore identify the necessity to proceed to a complete ERA.

- *Limitations of LCA*

The score calculated with the EDIP97 method showed significant contributions from water ecotoxicological impacts (ETWC and ETWA), and negligible contributions from other toxicological impact categories. For example, environmental burdens associated with the long-distance transportation by train of the SPL fraction and the contaminated soil was relatively low. These results can be explained by at least three lines of reasoning. First, the evaluation of (eco)toxicological impacts is characterized by a low level of sophistication (Koning *et al.* 2002; USEPA 2000): fate and exposure are based only on chemical properties; bioavailability and chemical degradation are not considered. Second, the human toxicity characterization model in the selected LCIA method does not consider the respiratory effect of airborne small particulates; this omission reduces the contribution of human health impacts associated with long-haul transportation (HTA impact category). Third, the influence of the weighting factors

could partially explain this result, as the factors are based on Danish environmental targets defined for the common reference year of 1990, and would be different if based on environmental targets defined for a different country or a different year.

Other methodological aspects should be considered when interpreting the conclusions of this LCA. For example, confinement of soil and wastes was assumed to be perfect, with zero emissions. In fact, these sites could themselves become long-term sources of contamination (Fitch and Cheeseman 2003). Note that Option 3b is the only option which includes total destruction of the SPL fraction, giving an advantage to this option if concerns about the quality of long-term confinement are considered. The additional function of land restoration was not considered in this study. This secondary function does not have an equal influence on all scenarios. The excavation scenarios leave a site that has been remediated and can be used for industrial purposes. The no-intervention scenario leaves a non-remediated site that cannot be used for other purposes.

- ***Assessment of primary impacts in the LCA framework***

For the case presented in this study, the use of site-specific information was judged necessary (in LCI) for the characterization of local differences, in order to assess primary impacts in LCA. The lack of site-specific data could result in misleading conclusions and misdirected decision-making, because site-specific conditions have a dominant influence on the behaviour of contaminants in the subsurface, and the understanding of this behaviour is essential for primary impact assessment.

Furthermore, depending on the application, an LCIA method integrating a fate-and-exposure model with an increased level of sophistication is recommended (Hertwich *et al.* 2002). The use of multimedia modeling and multi-pathway exposure would be preferable to the simplified EDIP approach for the modeling of expected impacts. This will increase the environmental relevance of the assessment of primary impacts, and will therefore allow a more accurate differentiation of the environmental burdens

associated with the remedial options.

4.1.8 Conclusions

This study was performed to demonstrate that the LCA and the groundwater transport model, although they have different goals, acted in a complementary manner to provide a global understanding of the situation.

This LCA identified significant ecotoxicological potential impacts associated with Option 1; therefore, it would be advisable to perform a complete ERA to clarify if the actual emission of contaminants represents a risk to the local aquatic environment.

The assessment of primary impact was implemented within the LCA framework, in order to provide a complete environmental assessment, covering not only impacts associated with the remediation activities, but also the impacts associated with the residual on-site contamination. Since the amount of residual contaminants left in place can differ greatly among remedial options, the primary impacts assessment attempts to improve the relevance of LCA in the site remediation sector. However, LCAs in the remediation sector should consider site-specificity in the LCI for the assessment of primary impacts, and should use a high degree of sophistication, allowing spatial differentiation, in the characterization of toxic emissions.

4.1.9 Acknowledgments

The authors would like to acknowledge Michel Mailloux, Laurent Saumure, Doug MacDonald and Dan Walker for their contributions and valuable advice in the preparation and review of this paper, and the partners of the NSERC Industrial Chair in Site Remediation and Management for the financial support: Alcan, Bell Canada, Cambior, Canadian Pacific Railway, Centre Expertise Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), City of Montreal, Gaz de France/Électricité de France, Hydro-Québec, Ministère de la Métropole (Gouvernement du Québec), Natural Science and

Engineering Research Council (NSERC), Pétro-Canada and Solvay.

4.2 Comparaison de deux méthodes d'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV) : EDIP97 et Impact 2002

4.2.1 Introduction

Cette section présente les résultats d'une étude comparative de deux méthodes de caractérisation des substances toxiques en Analyse du Cycle de Vie (ACV) : EDIP97 et Impact 2002.

La présente étude fait suite à la réalisation d'une ACV comparative de différentes alternatives de restaurations applicables à un site contaminé (voir section 4.1 de ce mémoire). Le site, situé au Canada, a été contaminé par la lixiviation de déchets issus de l'industrie de l'aluminium de première fusion. Afin de permettre la comparaison d'options de restaurations d'efficacités variables, deux types d'impacts ont été évalués: 1) les impacts liés à la contamination résiduelle du site (impacts primaires) et 2) les impacts liés aux activités de restauration (impacts secondaires). L'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV) a été réalisée à l'aide de la méthode EDIP97, en raison de sa transparence et de sa simplicité. Les options de restaurations étudiées étaient les suivantes: l'atténuation naturelle (option 1), l'excavation de la source et l'entreposage dans une cellule de confinement étanche (option 2), l'excavation et le traitement d'une fraction des déchets (option 3a) et l'excavation et l'incinération d'une fraction des déchets (option 3b).

L'étude des résultats pondérés et agrégés de l'ACV comparative démontre que l'écotoxicité aquatique domine largement sur les autres catégories d'impacts. L'addition des scores pondérés associés à l'écotoxicité chronique et aiguë représente 99.7% de l'impact potentiel associé à la mise en place de l'option 1. De plus, les impacts primaires, essentiellement associés aux substances toxiques, occupent une part importante du score global, soit 99% du score total dans le cas de l'option 1.

La méthode EDIP97 évalue le devenir environnemental à partir de quelques propriétés physico-chimiques des substances et par conséquent, elle est définie par une faible représentativité environnementale (voir chapitre 2 de ce mémoire). Les résultats obtenus soulèvent alors la question suivante : l'intégration des impacts primaires doit-elle être accompagnée d'une méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV) caractérisée par un niveau de détails plus élevée? Autrement dit, les résultats de l'ACV comparative pourraient-ils être influencés par le choix de la méthode d'EICV?

La présente étude tente de répondre à cette question. Pour ce faire, la méthode Impact 2002, caractérisée par un niveau de représentativité environnementale plus élevé, est utilisée. Les facteurs de caractérisation, d'effet et de devenir développés à partir de cette méthode sont comparés aux facteurs obtenus à partir de la méthode EDIP97. Dans cette section, seule l'écotoxicité aquatique est étudiée en raison de sa dominance sur les autres catégories d'impacts. L'étude se limite également aux substances contribuant aux impacts primaires en raison de leur importante contribution à cette catégorie d'impacts.

4.2.2 Problématique

La caractérisation est une étape de l'évaluation des impacts en ACV qui permet de différencier le potentiel toxique de chaque polluant. Les méthodes de caractérisation des substances toxiques sont variables en raison de l'absence d'unanimité scientifique internationale à cet effet. Les principes généraux de caractérisation ont toutefois fait l'objet de nombreuses recommandations et publications (Jolliet 1996; Udo de Haes, Jolliet, Finnveden, Hauschild, Krewitt et Muller-Wenk 1999; Hertwich, Jolliet, Pennington, Hauschild, Schulze, Krewitt *et al.* 2002; Krewitt, Pennington, Olsen, Crettaz et Jolliet 2002; Hauschild et Pennington 2002). Ainsi, les facteurs de caractérisation des substances toxiques doivent intégrer un facteur d'effet (E) et un facteur de devenir environnemental et d'exposition (F). Les méthodes de caractérisation se différenciant entre autres par le niveau de détails considéré lors de l'évaluation du

devenir et de l'exposition, allant d'une simple évaluation massique à l'utilisation de modèles de type multicompartiments incluant des voies d'expositions multiples (voir chapitre 2).

Quelques études comparatives des méthodes de caractérisation des substances toxiques ont été réalisées (Schulze, Jödicke, Scheringer, Margni, Jolliet, Hungerbühler *et al.* 2001; Pant, Van Hoof, Schowanek et Feijtel 2003; Dreyer, Niemann et Hauschild 2003) et des efforts se poursuivent en ce sens sous le projet Omniitox (2003). Schulze *et al.* (2001) ont comparé l'impact écotoxicologique aquatique associé à différents détergents selon différentes méthodes: CML92, EDIP, USES LCA et Eco-Indicator 99. Selon les auteurs, le niveau de détails considéré par la méthode est un facteur d'influence. Également, pour une même méthode, l'écart entre les facteurs de caractérisation augmente en fonction du niveau de détails considéré. L'étude réalisée par Dreyer *et al.* (2003) identifie des écarts importants lors de la caractérisation des substances toxiques selon les méthodes EDIP et CML₂₀₀₁, toutefois, les auteurs recommandent des recherches plus approfondies afin d'en déterminer la cause. Une comparaison de méthodes, effectuée dans le cadre du projet Omniitox (Pant, Van Hoof, Schowanek et Feijtel 2003; Dreyer, Niemann et Hauschild 2003), entre EDIP, CML92, USES LCA et Impact 2002, détermine que la méthode USES-LCA est celle qui accorde le plus d'importance à l'écotoxicité aquatique par rapport aux autres catégories d'impacts, suivent Impact 2002 et finalement EDIP97.

Malgré ces quelques études, des efforts de recherches sont encore nécessaires, notamment en ce qui concerne les substances inorganiques et leur devenir dans les océans. À cette fin, une comparaison est effectuée entre les méthode EDIP97 et Impact 2002. La méthode EDIP, orientée problème sur l'échelle cause à effet, est reconnue pour sa transparence, mais également pour sa faible représentativité environnementale (de Koning, Guinée, Pennington, Sleeswijk, Hauschild, Molander *et al.* 2002). Les résultats sont exprimés sous la forme de volumes de dilution. L'indicateur sélectionné

pour l'écotoxicité aquatique correspond à la plus faible concentration sans effet (PNEC). Le devenir environnemental est évalué à partir de quelques caractéristiques physico-chimiques des polluants (la volatilité, la demi-vie atmosphérique, la biodégradabilité, la persistance et la bioaccumulation). La méthode Impact 2002 (Pennington, Margni, Payet, Charles et Jolliet 2003) est actuellement reconnue comme étant l'une des plus évoluées du point de vue de la représentativité environnementale (de Koning, Guinée, Pennington, Sleeswijk, Hauschild, Molander *et al.* 2002). Cette méthode est caractérisée par une approche orientée dommages sur l'échelle cause à effet. L'écotoxicité est évaluée à l'aide d'une approche moyenne basée sur la concentration médiane qui affecte 50% des espèces testées (HC50): la méthode AMI, développée par Payet, Pennington et Jolliet (2001). L'indicateur final de l'impact sur la santé des écosystèmes est la fraction d'espèces disparues (PDF). Depuis peu, des indicateurs orientés problèmes sur l'échelle cause à effet sont également disponibles (Jolliet, Margni, Charles, Humbert, Payet, Rebitzer et Rosenbaum 2003). Le devenir environnemental est déterminé à partir d'un modèle européen de type multicompartiments permettant soit : 1) une évaluation générique (version a-spatiale du modèle) ou 2) une évaluation spatiale effectuée à partir d'une segmentation de l'Europe de l'Ouest en 135 zones terrestres et 124 zones océaniques. Pour chacune des zones des caractéristiques spatiales sont intégrées (superficie, température, etc.) et des caractéristiques d'exposition humaine (production annuelle de viande, légumes,...). Contrairement à la méthode EDIP, la méthode Impact 2002 différencie le devenir dans les océans du devenir dans les eaux de surface. L'utilisation du modèle Impact 2002, dans le contexte canadien requiert des adaptations géographiques (superficies des eaux de surface, population, etc.). Toutefois, selon Hertwich, McKone et Pease (1999, 2000), les incertitudes liées au contexte géographique seraient relativement faibles.

4.2.3 Méthodologie

Dans un premier temps, l'influence du niveau de détails est abordée, suivie de l'étude de l'influence du contexte géographique effectué à partir du modèle Impact 2002. En

dernier lieu, la sensibilité du modèle Impact 2002 aux propriétés de partition est évaluée.

4.2.3.1 Étude de l'influence du niveau de détails lors de la caractérisation des substances toxiques en ACV

Dans cette section, sont comparés les facteurs de caractérisation, d'effet et de devenir développés à partir des méthodes EDIP97 et Impact 2002 pour l'écotoxicité aquatique et les substances contribuant aux impacts primaires (fluorures, cyanures, aluminium et fer). Ces choix méthodologiques sont justifiés par l'objectif principal de l'étude, soit de déterminer si la sélection d'une méthode ayant une représentativité environnementale plus élevée pourrait avoir une influence sur les résultats de l'ACV comparative des options de restaurations. De plus, seuls les effets chroniques sont étudiés.

- **EDIP97**

La méthodologie de développement des facteurs de caractérisation, d'effet et de devenir est présentée aux annexes 3c et 3d.

- **Impact 2002**

La version a-spatiale⁴ européenne du modèle est utilisée. Les facteurs de devenir sont déterminés à partir d'une émission continue unitaire (1 kg/hr) dans l'océan en Europe de l'Ouest. La méthodologie de développement des facteurs de caractérisation, d'effet et de devenir est présentée aux annexes 3e et 3f. Les valeurs utilisées pour évaluer l'effet ont été tirées de tests écotoxicologiques réalisés dans l'eau de mer lorsque disponibles. Les propriétés physico-chimiques des polluants entrées dans le modèle Impact 2002 sont présentées à l'annexe 3g, alors que les caractéristiques liées au territoire européen et canadiens sont rapportées à l'annexe 3h. À cet effet, la concentration évaluée dans les premiers 200 m a été considérée pour la zone océanique européenne et les premiers 500 m pour le compartiment monde. Le volume de l'océan considéré pour l'Europe de l'Ouest est de $6,38E+14 \text{ m}^3$, alors qu'il est de $2,53E+17 \text{ m}^3$ pour le reste du monde.

⁴ La version a-spatiale est disponible à l'adresse suivante : <http://gecos.epfl.ch/lcsystems/>

4.2.3.2 Adaptation de la méthode Impact 2002 au contexte canadien

La version a-spatiale du modèle Impact 2002 est adaptée au contexte canadien. Au tableau 4.5 se trouvent les sources de données principales. Lors de cette adaptation, quelques propriétés du compartiment monde sont également ajustées (population, superficies, etc.), puisque celui-ci exclut la zone géographique régionale. L'annexe 3h présente l'ensemble des modifications.

Tableau 4.5 : Comparaison des paramètres géographiques Europe de l'Ouest – Canada.

Données	Europe de l'Ouest	Canada
Précipitations moyennes (m/h)	5.65E-5	6.13E-5 ^b
Superficie territoire (m ²)	3.08E+12	8.57E12 ^a
Superficie eau de surface (m ²)	1.08E+11	7.55E+11 ^a
Superficie sédiments (m ²)	1.08E+11	7.55E+11 ^a
Superficie zone côtière (m ²)	3.19E+12	1.01E13 ^a
Température moyenne	298	278 ^c
Zone pavée avec système de drainage (m ²)	3.30E10	9.04E10 ^b
Taux d'érosion (cm/an)	0.1	0.1
Advection eaux de surface vers monde (m ³ /h)	2.18 E+07	3.76 E+07 ^b
Advection vers océan monde (m ³ /h)	6.22 E+09	1.87E+10 ^b

a) CIA Factbook 2003, b) FAO 2003, c) Environnement Canada 2002.

4.2.3.3 Analyses de sensibilité

L'augmentation du niveau de détails va de pair avec l'augmentation du nombre de données d'entrées requises. Dans la littérature scientifique certaines données sont difficiles à trouver ou alors inexistantes et doivent alors être approximées, augmentant ainsi l'incertitude associée à l'utilisation de modèles plus détaillés. La difficulté à trouver certains coefficients de partition (K_D)⁵ requis aux modèles de type multicompartiments en est un exemple. Les propriétés de partition reflètent la tendance d'une substance à passer d'une phase à une autre et sont utilisées dans les modèles multicompartiments pour l'évaluation du devenir environnemental. Mentionnons également la grande variabilité des coefficients de partition trouvés pour une même substance dans la littérature. Par exemple, les propriétés de partition dans les sols pour le cuivre, le nickel et le zinc varient jusqu'à 4 ordres de grandeur (Sauvé *et al* 2000). Ces variations s'expliquent par le fait que les propriétés de partition sont influencées par les caractéristiques du milieu récepteur. Ainsi, dans le cas des sols, le pH, le contenu en matière organique, la présence d'éléments traces, etc. influencent les propriétés de partition, alors que dans le cas des particules en suspension dans les eaux, le pH, la nature des particules, leur densité, etc. influencent les propriétés de partition (Sigg 1998). Puisque les conditions du milieu peuvent varier de façon importante d'un site à l'autre et d'une région géographique à l'autre, la réponse du modèle Impact 2002 aux variations de propriétés de partition est évaluée dans la présente étude.

Quelques analyses de sensibilité sont effectuées à partir de la version a-spatiale européenne et elles se limitent au compartiment océan. Les variations de propriétés de partition étudiées sont : 1) la partition entre l'eau et les particules en suspension et 2) la partition entre l'eau et les sédiments. Les analyses de sensibilité sont effectuées à partir du fluorure, puisque que pour cette substance, aucune valeur de partition pour les

⁵ Les coefficients de partition définissent la répartition des substances entre l'eau et le sol/ l'eau et les particules en suspension/ l'eau et les sédiments. Ils sont généralement exprimés en L/kg, c'est-à-dire en concentration dans la phase solide (moles/kg) / concentration dans la phase dissoute (mole/L).

particules et les sédiments n'a été trouvée dans la littérature consultée. Les valeurs retenues pour cette analyse sont basées sur les valeurs maximums et minimums trouvées pour la partition fluorures dans les sols.

4.2.4 Résultats

4.2.4.1 Étude de l'influence du niveau de détails lors de la caractérisation des substances toxiques en ACV

Les facteurs d'effet et de devenir développés à partir des méthodes EDIP97 et Impact 2002 pour chaque substance contribuant aux impacts primaires (incluant une substance de référence: le triéthylène glycol) sont rapportés au tableau 4.6.

- **Comparaison des facteurs de devenir**

Les facteurs de devenir environnemental déterminés selon la méthode EDIP97 varient faiblement (de 0,2 à 1). Ainsi, les facteurs de caractérisation développés selon la méthode EDIP reflètent principalement le facteur d'effet, soit l'inverse de la PNEC. Selon Impact 2002, les facteurs de devenir varient de façon plus importante entre les différentes substances considérées, soit jusqu'à 8 ordres de grandeur. La différenciation des substances toxiques avec le modèle Impact 2002 est ainsi fonction non seulement de l'effet, mais également du devenir et de l'exposition.

- **Comparaison des facteurs d'effet**

À la figure 4.6, sont rapportées les valeurs utilisées pour le développement des facteurs d'effet, soit la PNEC pour EDIP97 et à la concentration médiane qui affecte 50% des espèces testées (HC50) pour Impact 2002. La méthode AMI propose également une méthode de calcul des incertitudes (annexes 3e et 3f). On remarque que les écarts entre les facteurs d'effet évalués à l'aide des deux méthodes sont relativement faibles, variant d'un facteur 1 à 2 selon les substances.

Tableau 4.6 : Facteur d'effet, de devenir et de caractérisation selon les méthodes EDIP97 et Impact 2002.

Facteur	Méthode	Substances					Unités
		HCN	F	Fe	Al	Triéth. glycol	
Effet	EDIP97	2,00E+04	4,00E+01	1,00E+02	6,67E+02	7,05E+03	m ³ /g
	Impact 2002						
	Europe	1,34E+02	2,98E+00	1,36E+00	4,49E+00	5,00E-04	PDF m ² /kg
	Monde	5,35E+01	1,19E+00	5,44E-01	1,79E+00	2,00E-04	
Devenir	EDIP97	2,00E-01	2,00E-01	1,00E+00	1,00E+00	2,00E-01	—
	Impact 2002						
	Europe	2,15E-02	1,38E+01	4,72E-01	4,43E-01	5,68E-03	an
	Monde	9,21E-05	1,00E+03	4,95E-02	4,35E-02	4,48E-06	
FCT	EDIP97						m ³ /g
	Impact 2002	4,00E+03	8,00E+00	1,00E+02	6,67E+02	1,50E+03	
	Europe	2,88E+00	4,12E+01	6,42E-01	1,99E+00	2,84E-06	PDF
	Monde	4,93E-03	1,20E+03	2,69E-02	7,79E-02	8,96E-10	m ² an/kg
	TOTAL	2,89E+00	1,24E+03	6,68E-01	2,06E+00	2,84E-06	

Note : Pour le fluorure: K_D particules = 100 L/kg, K_D sol et sédiments = 19.9 L/kg.

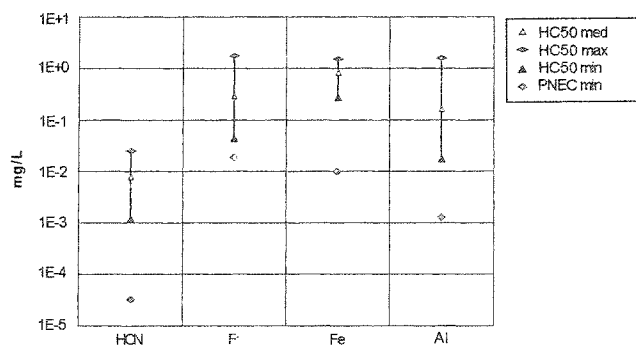


Figure 4.6 : Comparaison entre la concentration médiane qui affecte 50% des espèces testées (HC50) et la concentration sans effet observée (PNEC).

- **Comparaison des facteurs de caractérisation sous forme d'unités communes**

La comparaison des facteurs de caractérisation ne peut être effectuée directement puisque les unités ne sont pas les mêmes d'une méthode à l'autre. La méthode EDIP97 exprime les facteurs d'écotoxicité en volume de dilution (m^3 de compartiment/g de substance), alors que la méthode Impact 2002 exprime les facteurs en fraction d'espèces disparues ($\text{PDF m}^2/\text{kg}$). La comparaison demande alors une conversion en unités communes en utilisant une substance de référence : le triéthylène glycol (CAS : 112-27-6). Cette substance a été sélectionnée, puisqu'il s'agit du polluant retenu selon la méthode Impact 2002 lors de la caractérisation orientée problèmes (Jolliet, Margni, Charles, Humbert, Payet, Rebitzer et Rosenbaum 2003). Sa faible volatilité et sa grande solubilité permettent de réduire l'incertitude sur le devenir environnemental. La conversion pour une substance (i) est effectuée selon les équations 5 et 6.

$$\text{FCT}_{\text{impact2002}} = \frac{\text{FCT}_{\text{impact 2002 (i)}}}{\text{FCT}_{\text{impact 2002 (triethylene glycol)}}} [=] \text{ kg eq triethylene glycol} \quad \text{Eq. 5}$$

$$\text{FCT}_{\text{EDIP}} = \frac{\text{FCT}_{\text{EDIP (i)}}}{\text{FCT}_{\text{EDIP (triethylene glycol)}}} [=] \text{ kg eq triethylene glycol} \quad \text{Eq. 6}$$

Les Facteurs de Caractérisation des substances Toxiques (FCT) sont exprimés en kg équivalent de triéthylène glycol. Les valeurs sont présentées à la figure 4.7. L'étude comparative permet de déterminer que l'écart entre les FCT est important. Il varie de 5 à 10 ordres de grandeur selon les substances. L'écart est toutefois influencé par le choix de la substance de référence et ne doit pas être interprété hors du contexte actuel. Ces résultats suggèrent toutefois que les choix méthodologiques relatifs à la caractérisation des substances toxiques affectent de façon non négligeable les facteurs de caractérisation. Tel que démontré précédemment les différences entre les HC50 et les PNEC sont faibles. Ainsi, les écarts observés entre les FCT selon les deux méthodes d'EICV sélectionnées s'expliquent principalement par le niveau de détails considéré lors de l'évaluation du devenir. De plus, ces résultats sont conformes aux observations

de Schulze *et al.* (2001), puisque l'écart entre FCT augmentent en fonction du niveau de détails considéré: l'écart est de 2 ordres de grandeur au maximum pour la méthode EIDP et de 3 pour Impact 2002. Toutefois, le nombre limité de substances sélectionnées pour cette évaluation comparative, limite cette conclusion.

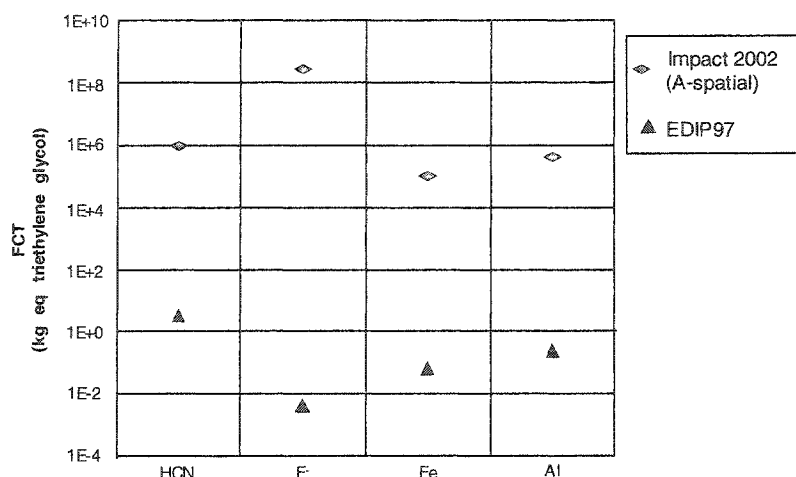


Figure 4.7 : Comparaison des FCT en kg eq triéthylène glycol.

4.2.4.2 Adaptation de la méthode Impact 2002 au contexte canadien

- Émissions vers l'océan

Les facteurs de devenir sont déterminés suite à la simulation d'une émission continue dans le compartiment océan à l'aide de la version a-spatiale adaptée au Canada. Les facteurs ainsi déterminés sont comparés aux résultats obtenus à partir du modèle européen. Le facteur de devenir est basé sur la concentration finale dans le compartiment océan (dans les 200 premiers mètres). La concentration est ensuite multipliée par le volume du compartiment (volume de l'océan en Europe ou au Canada) et divisée par les émissions totales annuelles (8760 kg/an). Le facteur de devenir est exprimé en année.

Les résultats comparatifs sont présentés à la figure 4.8. Ils suggèrent que les différences géographiques n'ont pratiquement pas d'influence dans le cas d'émissions vers l'océan.

Ces résultats s'expliquent par les faibles différences entre les volumes des compartiments océaniques européen et canadien.

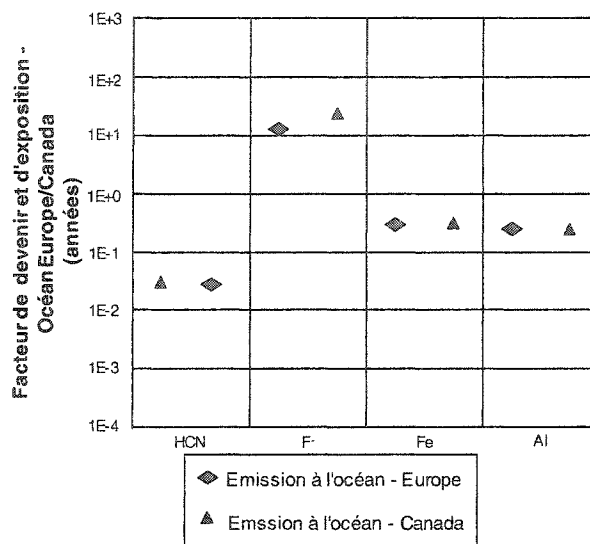


Figure 4.8 : Comparaison des facteurs de devenir environnemental (océan).

• Autres scénarios d'émission

Les facteurs de devenir obtenus à partir de différents scénarios d'émissions ont été évalués (émission à l'eau de surface, à l'air et au sol). L'étude des concentrations finales dans les compartiments océans Europe et Canada, montre de très faibles variations. Toutefois, l'étude des variations dans les eaux de surface, en tant que compartiment final, plutôt que l'océan, révèle des différences plus marquées. Les résultats comparatifs des facteurs de devenir dans les eaux de surface dans le cas d'une émission à l'eau de surface et à l'air sont présentés à la figure 4.9. Pour l'eau de surface, la profondeur moyenne est estimée à 17.8 m pour les deux régions géographiques comparées.

Les facteurs de devenir varient au maximum d'un facteur 3 dans le cas d'une émission à l'eau de surface ou 4 dans le cas d'une émission à l'air. Ces différences s'expliquent principalement par l'écart des volumes d'eaux considérés : le volume des eaux de

surface considéré au Canada est 7 fois plus important qu'en Europe de l'Ouest.

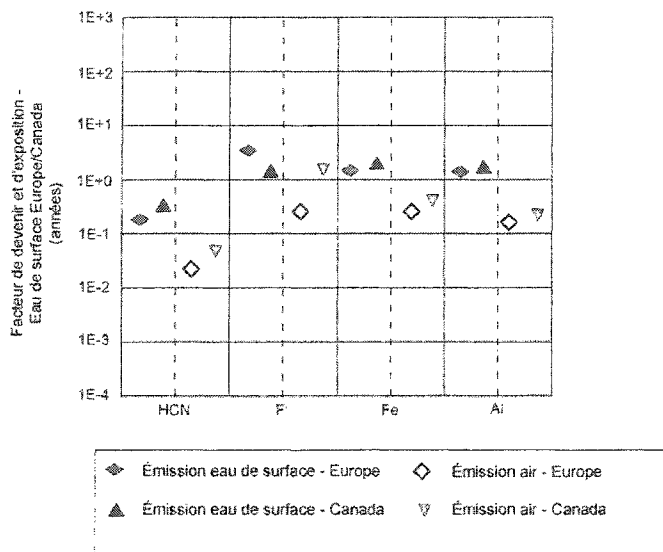


Figure 4.9 : Comparaison des facteurs de devenir environnemental (eaux de surface).

4.2.4.3 Analyses de sensibilité

Dans un premier temps, les propriétés de partition pour les particules en suspension ont été modifiées. Les valeurs maximales et minimales trouvées dans la littérature pour les propriétés de partition des fluorures dans les sols ont été utilisées (voir tableau 4.6). Les résultats sur le facteur de devenir dans l'océan européen indiquent une variation de 1 ordre de grandeur.

Dans un deuxième temps, les propriétés de partition pour les sédiments ont également été modifiées (voir tableau 4.7). D'importantes variations dans les valeurs de partition pour les sédiments n'ont que peu ou pas d'effet sur les concentrations finales dans la colonne d'eau (considération des concentrations dans la section supérieure de la colonne d'eau uniquement). Toutefois, des variations sont observées au niveau des concentrations dans les sédiments.

Tableau 4.7 : Variation des propriétés de partition (fluorure)

Kd Particules en suspension (L/kg)	Facteur de devenir Europe (a-spatial) (an)
100	1,38E+01
0.49	5,42E+02
Kd Sédiments (L/kg)	Facteur de devenir Europe (a-spatial) (an)
0.49	1,38E+01
1 ^E +05	1,38E+01

Les résultats de ces analyses de sensibilité suggèrent que, dans le cas de substances inorganiques et lors de l'évaluation de leur devenir dans les océans, les propriétés de partition des particules en suspension ont une influence déterminante. En conséquence, des valeurs représentatives des conditions environnementales moyennes du milieu devraient être sélectionnées.

4.2.5 Discussion et conclusions

Tel que démontré, le niveau de détail influence les FCT qui varient de 5 à 10 ordres de grandeur entre les méthodes EDIP97 et Impact 2002. Ces résultats signifient que le niveau de détails est non négligeable. Également, vu l'importance des impacts primaires (se référer à la section 4.1), une méthode, ayant un niveau de représentativité environnementale supérieur tel que le modèle Impact 2002, est alors recommandée.

De façon générale, les variations géographiques affectent faiblement l'évaluation du devenir environnemental (d'un facteur 3 à 4). Ces résultats sont en accord avec ceux issus des études de Hertwich, McKone et Pease (1999, 2000) qui concluent que les

incertitudes liées au contexte géographique sont relativement faibles. En fait, selon Hertwich, McKone et Pease (1999, 2000) cette source d'incertitude serait faible comparativement aux incertitudes associées aux propriétés des substances toxiques. Toutefois, les propriétés de partition des substances inorganiques sont influencées par les caractéristiques du milieu, ce qui rend indissociables ces deux paramètres. Les valeurs des propriétés de partition ne sont pas ajustées en fonction des caractéristiques géographiques moyennes. Il pourrait s'agir d'un facteur d'erreur important qui devrait être évalué dans de futures études. De plus, tel que démontré avec le modèle Impact 2002, les coefficients de partition liés aux particules en suspension ont une influence non négligeable lors de l'évaluation du facteur de devenir dans les eaux. Ceux-ci sont fonction du pH, du type de particules en suspension, de leur densité, etc. (Sigg 1998). En conséquence, l'utilisation de corrélations tirées de la littérature liant les caractéristiques du milieu aux propriétés de partition serait recommandée.

De plus, les résultats d'une évaluation du devenir environnemental négligeant les processus biologiques doivent être utilisés avec une certaine prudence (Church et Scudlark 1998). En effet, tout comme les plantes jouent un rôle important au niveau terrestre, les algues sont sujettes à la bioaccumulation des métaux. De plus, la présence de groupes fonctionnels en surface permet une adsorption des métaux. La bioturbation peut également être un phénomène important (Church et Scudlark 1998). Le fait de ne pas considérer ces processus pourrait mener à une surestimation des concentrations finales de métaux dans les eaux.

La pertinence de distinguer le devenir des contaminants dans les océans des estuaires marins devrait également être étudié. Les phénomènes de pollution ont souvent lieu au niveau des estuaires marins qui ceignent les côtes. De multiples industries y sont localisées pour des raisons d'accessibilité au transport maritime. Ces milieux abritent de nombreuses espèces animales et ainsi méritent une attention particulière. Les concentrations observées sont souvent plus importantes dans ces écosystèmes

aquatiques qu'au large. La proximité des côtes et la présence de courants marins opposés limitant la déposition expliquent ces concentrations élevées (Church et Scudlark 1998). Un courant vers la côte est provoqué par l'effet tidal, alors qu'un courant vers le large est entraîné par le ruissellement des eaux souterraines. De plus, la turbidité importante occasionnée par les courants opposés entraîne une réduction de la luminosité, donc une réduction de la photolyse et une stagnation des particules plus importante que dans l'océan.

CHAPITRE 5 - DISCUSSION GÉNÉRALE

L'objectif initial de ce projet de maîtrise était l'évaluation environnementale de la restauration d'un site contaminé par des brasques usées. Les résultats de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) comparative ont permis d'identifier l'option 1 (atténuation naturelle) comme étant celle qui génère le moins d'impacts environnementaux potentiels. L'option 3b (excavation et incinération des brasques usées) suivait en raison du crédit environnemental accordé à l'option pour la valorisation énergétique des brasques usées dans un four à cimenterie. Les options 2 (excavation et disposition en cellules de confinement) et 3a (excavation et traitement physico-chimique des brasques usées) arrivaient en dernier avec peu d'écart entre les deux.

- **L'intégration des impacts primaires**

Les impacts primaires, associés à la contamination résiduelle du site, ont été intégrés à l'ACV afin de permettre la comparaison d'options de restauration d'efficacités différentes. Cette intégration permet d'améliorer l'applicabilité de l'ACV au domaine de la restauration de sites. Afin d'améliorer la représentativité environnementale des impacts primaires, il a été jugé nécessaire d'utiliser des données de sites (pH, contenu en matière organique, etc.). De plus, une modélisation du devenir des contaminants dans les eaux souterraines, tenant compte des conditions du milieu et de phénomènes telles la persistance, la mobilité des contaminants, a été utilisée. Cette modélisation aura permis de déterminer les masses de contaminants déversées dans l'environnement aquatique situé en bordure du site. Les quantités ainsi déterminées ont ensuite été introduites dans l'inventaire de l'ACV. La considération de la masse totale de contaminants aurait possiblement désavantagé les options de restaurations passives.

La modélisation du devenir des contaminants dans les eaux souterraines utilisée dans cette étude était complexe. D'autres modèles plus simples pourraient être utilisés, tel le modèle Caltox (McKone 1993) dans lequel de nouvelles conditions environnementales

(superficies de sol, d'eau, etc.) peuvent être définies. Idéalement, l'utilisation directe d'une méthode d'évaluation des impacts en ACV, présentant un niveau élevé de détails, telle la version spatiale du modèle Impact 2002 adaptée au Canada, pourrait être envisagée. Les concentrations émises au sol seraient alors introduites directement dans l'inventaire.

- **Le besoin d'outils complémentaires**

Les résultats d'une étude du devenir environnemental ont démontré que les concentrations en fluorures au dernier puits avant l'environnement marin seraient de 30 à 40 fois supérieures au critère réglementaire si l'option 1 était retenue. Ces résultats sont cohérents avec les résultats de l'ACV ayant identifiés un important potentiel d'impact sur l'écosystème aquatique. En restauration des sites, l'ACV peut donc être utilisée dans un premier temps afin de comparer différentes options de gestion et d'identifier les forts potentiels d'impact. Dans un deuxième temps, selon les résultats de l'ACV et dans le cas d'impacts primaires importants, il peut s'avérer nécessaire de compléter par une analyse des risques détaillée.

L'analyse de risques demande une évaluation approfondie des récepteurs potentiels, des routes d'exposition et des effets toxicologiques. Ainsi, l'ACV doit parfois être utilisée en complément avec d'autres outils. En effet, rappelons que l'ACV ne vise en aucun cas à déterminer si les risques associés à une option sont acceptables ou non, mais à comparer les performances environnementales de différents produits ou services remplissant la même fonction et à identifier les forts potentiels d'impacts. En conséquence, dans le cas étudié, avant d'accepter l'option 1 comme mode de gestion du site, il est recommandé de procéder à une analyse de risques détaillés en raison de l'important potentiel d'impact sur l'écosystème aquatique.

- **Réduire les impacts environnementaux**

Si l'option 1 est rejetée sur la base d'une analyse de risque environnemental, les

résultats de l'ACV comparative indiquent que l'option 3b devrait être favorisée. Toutefois, certaines étapes du cycle de vie qui contribuent de façon importante au score global devraient être améliorées. Ainsi, la cellule de confinement dédiée à l'entreposage des déchets (autres que les brasques) devrait faire l'objet d'un travail de re-conception, en raison de l'utilisation de matériaux qui contribuent fortement aux impacts (béton, acier). De même, un procédé de traitement des eaux d'excavation plus efficace devrait être envisagé.

- **Le choix de la frontière temporelle**

Certains choix méthodologiques effectués peuvent influencer les conclusions de l'ACV. Le choix de la frontière temporelle en est un exemple. Dans le cadre de l'ACV comparative, celle-ci a été fixée à 50 ans, ce qui exclut les émissions à long terme. Les lieux d'entreposage sécuritaires permanents (cellule de confinement sur site, cellule d'enfouissement des sols, cellule de confinement des brasques usées traitées) ont été considérés comme entièrement étanches dans la perspective temporelle étudiée. En réalité, ces sites peuvent présenter des failles ou alors devenir des sources d'émissions dans une perspective à long terme. Dans le cas de substances non dégradables, la considération de frontières infinies reviendrait à considérer que les concentrations totales confinées seront émises dans l'environnement un jour ou l'autre. Cette façon de faire donnerait alors un large avantage à l'incinération. Or, le manque de ressources naturelles pourrait, un jour, nous amener à exploiter les déchets enfouis. En réalité, une grande incertitude existe quant à l'utilisation future des déchets enfouis et quant aux mesures de protection qui seront appliquées à ces sites dans une perspective à long terme. Dans cette perspective, nous ne recommandons pas l'utilisation de frontières infinies dans des cas de comparaison d'options de gestion des déchets.

- **Les limites de la méthode EDIP**

Les résultats de l'ACV comparative réalisée avec EDIP97 montrent une large contribution de l'écotoxicité aquatique (chronique et aiguë) sur les scores finaux.

L'addition des contributions relatives pondérées de l'écotoxicité chronique et aiguë pour les options de restaurations donne les résultats suivants (exprimés en pourcentage de l'impact total): 99.7% (option 1), 70.5% (option 2), 77.9% (option 3a) et 72.5% (option 3b). Inversement, les scores accordés au transport sur de longues distances représentent de faibles contributions. Par exemple, le transport de 3.60E+05 tonnes de sol sur plus de 4000 km contribue de façon négligeable au score final pondéré (options 3a et 3b). Ces résultats peuvent être expliqués par deux raisons. Tout d'abord la méthode EDIP ne considère pas l'impact sur la toxicité humaine lié aux émissions de particules fines émises lors de la combustion de diesel. Les particules fines contribuent uniquement à la formation de smog photochimique selon la méthode EDIP. Deuxièmement, les facteurs de pondération sont calculés par rapport aux cibles politiques de réduction pour l'année 2000 établies à partir de l'année de référence 1990 et ce, pour le Danemark, pays d'origine de la méthode EDIP. Les cibles politiques ont possiblement changées depuis et pourraient varier d'un pays à l'autre.

On peut également se poser la question de la pertinence de l'inclusion de l'écotoxicité aiguë comme catégorie d'impact en ACV. L'écotoxicité aiguë se définit par une occurrence d'effet lors d'une exposition courte à des concentrations élevées. Or, l'ACV s'intéresse aux flux de polluants normalisés selon l'unité fonctionnelle et les caractéristiques temporelles ne sont généralement pas connues. Ainsi il est impossible de prédire si une exposition est aiguë.

- **Le choix de la méthode d'évaluation des impacts du cycle**

Dans le cadre de l'évaluation des impacts primaires, l'inclusion de données de sites visait essentiellement à améliorer la représentativité environnementale des impacts primaires. Cette considération devrait être également appliquée à l'étape d'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV). Rappelons que la représentativité environnementale d'une méthode d'EICV se définit par le choix des indicateurs et par le niveau de détails considéré dans le devenir environnemental. Tel que démontré, lors de

l'étude comparative des méthodes EDIP et Impact 2002, le niveau de détail influence les facteurs de caractérisation. Ces derniers varient de 5 à 10 ordres de grandeur entre les méthodes pour l'écotoxicité aquatique et des substances considérées (fluorures, cyanures, fer et aluminium). L'évaluation du devenir environnemental effectuée à partir de la méthode EDIP97 est ordinale et les facteurs de caractérisation reflètent principalement les facteurs d'effet. L'utilisation de modèles multicompartiments permet d'améliorer la représentativité environnementale. En raison de l'importance que les impacts primaires peuvent représenter sur le score global, nous recommandons d'utiliser une méthode d'EICV présentant un niveau supérieur de représentativité environnementale, tel le modèle Impact 2002.

L'adaptation géographique canadienne du modèle Impact 2002 a permis de constater que les variations spatiales affectent faiblement l'évaluation du devenir environnemental (d'un facteur 3 à 4). Toutefois, les propriétés de partition n'ont pas été ajustées en fonction des nouvelles caractéristiques géographiques. Les propriétés de partition sont pourtant influencées par les conditions environnementales. En conséquence, nous recommandons alors d'utiliser des corrélations afin de déterminer les propriétés de partition selon les caractéristiques du milieu (pH, contenu en matières organiques, etc.). Les résultats d'analyses de sensibilité effectuées à partir du modèle Impact 2002 suggèrent que, dans le cas de substances inorganiques et lors de l'évaluation de leur devenir dans les océans, les propriétés de partition des particules en suspension ont une influence déterminante. En conséquence, des valeurs représentatives des conditions environnementales moyennes du milieu devraient être sélectionnées.

L'utilisation de modèle de type multicompartiments soulève un besoin d'adaptation et de recherches supplémentaires notamment, en ce qui concerne les substances inorganiques et leur devenir dans les océans. La non considération des processus biologiques, telle la bioturbation, ou la non considération de processus affectant le la

disponibilité, telles la bioaccumulation, l'adsorption des contaminants par les algues, pourrait mener à une estimation erronée des concentrations dans le compartiment océanique.

CHAPITRE 6 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Ce travail de maîtrise portait sur l'évaluation environnementale de différentes options de restaurations d'un site contaminé par des brasques usées. Les alternatives de gestion étudiées dans le cadre de ce travail étaient les suivantes : l'atténuation naturelle (option 1), l'excavation de la source de contamination et son entreposage dans une cellule de confinement étanche sur le site (option 2), l'excavation et le traitement physico-chimique des brasques usées (option 3a), l'excavation et la valorisation énergétique des brasques usées (option 3b). L'évaluation environnementale de la restauration a été réalisée par une Analyse du Cycle de Vie (ACV) comparative.

L'objectif premier de ce mémoire était d'intégrer les impacts primaires dans le cadre de l'ACV afin de permettre la comparaison d'options de restaurations d'efficacité variables. Dans le but d'améliorer la représentativité environnementale des impacts primaires, des données de sites (pH, contenu en matière organique, etc.) ont été utilisées et intégrées dans une modélisation du devenir des contaminants spécifiques au site, tenant compte de phénomènes, telles la persistance, la mobilité des contaminants et la biodisponibilité des contaminants.

Le second objectif de ces travaux de maîtrise était de déterminer, parmi les différentes options de restaurations préalablement identifiées, celle qui engendre potentiellement le moins d'impacts environnementaux sur la base des contributions primaires et secondaires. Pour ce faire, les impacts environnementaux associés aux quatre options de restaurations ont été évalués à partir de la méthode EDIP97. Les résultats de l'ACV comparative ont identifié l'option 1 comme étant celle qui générerait le moins d'impacts environnementaux potentiels. L'option 3b suivait en raison du crédit environnemental accordé à l'option pour la valorisation énergétique des brasques usées. Les options 2 et 3a arrivaient en dernier avec peu d'écart entre les deux.

Le troisième objectif de ces travaux de maîtrise était d'évaluer les rôles complémentaires de l'ACV et de l'analyse de risques en gestion des sites contaminés. Ainsi, les résultats d'une étude du devenir environnemental (une composante clé de l'analyse de risques) ont démontré que les concentrations en fluorures seraient encore bien au-dessus des normes, dans 50 ans, si l'option 1 était retenue. Ces résultats mènent à la conclusion que l'ACV doit être utilisée en combinaison avec d'autres outils, dans les situations faisant intervenir des notions de risques (par exemple dans le cas de l'atténuation naturelle). L'ACV est donc un outil permettant de cibler les forts potentiels d'impacts. Cet outil doit être combiné à une évaluation complète des risques en cas d'impacts primaires importants en raison du caractère essentiellement local des impacts primaires. En conséquence, nous recommandons qu'une évaluation détaillée du risque soit réalisée afin de statuer sur l'acceptabilité de l'option 1. Si elle est rejetée, les résultats de l'ACV comparative indiquent que l'option 3b devrait être implantée. Toutefois, la cellule de confinement dédiée à l'entreposage des déchets (autres que les brasques) devrait faire l'objet d'une re-conception. L'installation d'un procédé de traitement des eaux d'excavation plus efficace devrait également être envisagée.

En raison de l'importance des impacts primaires sur les scores pondérés de l'ACV comparative, le dernier objectif de ces travaux de maîtrise était d'évaluer l'influence du niveau de détails considéré lors de la caractérisation des substances toxiques. Pour ce faire, une étude comparative des méthodes d'évaluation des impacts EDIP et Impact 2002 a été réalisée. Rappelons que ces méthodes se différencient de façon importante, la première est orientée problèmes alors que la seconde est orientée dommages sur l'échelle cause à effet. De plus, l'évaluation du devenir environnemental présentait des écarts importants dans le niveau de détails considéré. Il passait de la considération de quelques caractéristiques physico-chimiques des polluants selon EDIP, à une évaluation de type multicompartiments avec Impact 2002. De plus, contrairement à la méthode EDIP, la méthode Impact 2002 différencie le devenir dans les océans et les eaux de surface. Il a été déterminé que le niveau de détails affectait de façon non négligeable les

facteurs de caractérisation, qui variaient de 5 à 10 ordres de grandeur entre les méthodes (selon la substance de référence sélectionnée : le triéthylène glycol). L'adaptation géographique canadienne du modèle Impact 2002 a permis de constater que les variations spatiales affectaient faiblement l'évaluation du devenir environnemental (d'un facteur 3 à 4), contrairement aux propriétés des substances, telles que les propriétés de partition. Toutefois, dans le cas de substances inorganiques, les propriétés de partition sont influencées par les conditions environnementales du milieu. En conséquence, l'utilisation de corrélations tirées de la littérature, permettant de déterminer les propriétés de partition selon les caractéristiques du milieu (pH, contenu en matière organique, etc.) serait plus appropriée. De plus, les résultats d'analyses de sensibilité effectuées à partir du modèle Impact 2002 suggèrent que, dans le cas de substances inorganiques et lors de l'évaluation de leur devenir dans les océans, les propriétés de partition des particules en suspension ont une influence déterminante. En conséquence, des valeurs représentatives des conditions environnementales moyennes du milieu devraient être sélectionnées.

De cette étude les recommandations suivantes sont émises :

- Les ACV comparatives d'options de restaurations de sites devraient intégrer les impacts primaires;
- Afin d'améliorer la représentativité environnementale des impacts primaires, des données propres au site à l'étude devraient être utilisées. Certains phénomènes, telles que la persistance, la mobilité et la biodisponibilité des contaminants, devraient être considérés afin de ne pas surévaluer la masse de contaminants à laquelle les populations et les écosystèmes sont exposés.
- D'autres modèles, plus simples que celui utilisé dans le cadre de ce travail pour évaluer l'évolution des concentrations dans les eaux souterraines, pourraient être utilisés. L'utilisation d'une méthode d'évaluation des impacts en ACV, présentant un niveau de détails élevé, telle la version spatiale du modèle Impact 2002 adaptée

au Canada, pourrait être envisagée. Les concentrations émises au sol seraient alors introduites directement dans l'inventaire de l'ACV.

- Dans la pratique, suite à l'identification des options de gestion de la contamination viables pour le site, nous recommandons d'effectuer une ACV afin de comparer les impacts environnementaux des différentes options. Par la suite, dans le cas de fort potentiel d'impact primaire, une analyse de risque détaillée devrait être effectuée.
- L'utilisation de méthodes de caractérisation des substances toxiques en ACV basée sur des modèles de type multicompartiments doit être favorisée, lorsque les impacts associés aux substances toxiques sont importants;
- Nous recommandons d'utiliser des corrélations afin de tenir compte des caractéristiques moyennes du milieu (pH, contenu en matières organiques,...) dans la détermination des propriétés de partition des substances inorganiques;
- L'utilisation de modèles de type multicompartiments soulève un besoin de recherches supplémentaires :
 - ❖ L'influence de la non considération des processus biologiques dans les compartiments 'océan' et 'eaux de surface' devrait faire l'objet d'une étude approfondie. Les algues jouent un rôle important au niveau de la bioaccumulation et de l'adsorption des métaux comme le font les plantes au niveau terrestre. L'effet de la bioturbation devrait également être étudié;
 - ❖ En raison de l'abondance des espèces dans les estuaires marins, la distinction du compartiment océan devrait également être étudiée. Les phénomènes de pollutions abondantes, la forte turbidité occasionnée par les courants opposés font en sorte que le devenir des contaminants dans ce milieu est distinct.

RÉFÉRENCES

ANDERSON AND WOESSNER. (1992). Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport, San Diego, academic Press.

ASSOCIATION DE L'ALUMINIUM DES ÉTATS-UNIS. (2002). News, Statistics and Links. [En ligne]. <http://www.aluminum.org/>. (Page consultée en juin 2002).

ASSOCIATION DE L'ALUMINIUM DU CANADA. (2002). Statistiques. [En ligne]. <http://aac.aluminium.qc.ca>. (Page consultée en juin 2002).

ATSDR (THE AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY). (1997). Toxicological Profile for cyanide. U.S Department of Health and Human Services, Public Health Service.

ATSDR (THE AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY). (1999). Toxicological Profile for aluminum. U.S Department of Health and Human Services, Public Health Service.

ATSDR (THE AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY). (2001). Toxicological Profile for Fluorine, Hydrogen Fluoride, and Fluorides. U.S Department of Health and Human Services, Public Health Service.

BARE, J.C., UDO DE HAES, H.A. et PENNINGTON, D.W. (2000). An International Workshop on Life Cycle Impact Assessment Sophistication. Etats-Unis: USEPA. National Risk Management Research Laboratory. 85p.

BARE, J.C., NORRIS, G., PENNINGTON, D.W. et MCKONE, T.E. (2003). TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. Journal of Industrial Ecology. 6:3-4. 49-78.

BEINAT, E., VAN DRUNEN, M.A., NIJBOER, N.H., KOOLENBRANDER, J.G.M., OKX, J.P., et SCHUTTE A.R. (1997). REC: a methodology for comparing soil remediation alternatives on the basis of risk reduction, environmental merit and costs. Gouda, Netherlands: Nobis report 95-10-3. 95 p.

BONTRON, J.C., LARONZE, D., et PERSONNET, P. (1993). The split process : aluminium Pechiney method for safe disposal of spent potlining. Light Metals 1993. Proceedings. Etats-Unis : Edited by Subodh K. Das. 523 p.

BUREAU D'AUDIENCES PUBLIQUES SUR L'ENVIRONNEMENT. (1997). Projet de construction d'une usine d'électrolyse à Alma, par Alcan Aluminium ltée. Rapport d'enquête et d'audience publique 120, Bibliothèque Nationale du Québec, Québec, Canada, 181 p.

CARSEL R.F. et PARRISH R.S. (1988). Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. Water Resour Res 24:5. 755 – 769.

CARPENTER, R. (1969). Factors controlling the marine geochemistry of fluoride. Geochemica et Cosmochimica Acta. 33: 1153-1167.

CHURCH, T.M. et SCUDLARK, J.R. (1998). Trace metals in estuaries: a delaware bay synthesis In Metals in Surface Waters. Chelsea, Michigan, États-Unis: Edited by Herberts, Garrison, Luther, Ann Arbor Press. P. 1-18.

CIA. (2003). The world factbook. [En ligne]. <http://www.cia.gov/cia/publications/factbook/>. (Page consultée le 19 septembre 2003).

COWAN, C.E., MACKAY, D., FEIJTEL, T., VAN DE MEENT, D., DI GUARDO, A., DAVIES, J. et MACKAY, N. (1995). The multi-media fate model: a vital tool for predicting the fate of chemicals. Proceeding of a workshop organized by the SETAC. Pensacola, Floride, États-Unis: SETAC Press.

DELFT UNIVERSITY OF TECHNOLOGY. (2001). IDEMAT 2001 database. [En ligne]. <http://www.io.tudelft.nl/research/dfs/idemat/index.htm>. (Page consultée le 28 décembre 2002).

DIAMOND, M.L., MACKAY, D. et WELBOURN, P.M. (1992). Models of multi-media partitioning of multi-species chemical: the fugacity/aquivalence approach. Chemosphere. 25:12. 1907-1921.

DIAMOND, M.L., PAGE, C.A., CAMPBELL, M., MCKENNA, S. et LALL, R. (1999). Life cycle framework for assessment of site remediation options: method and generic survey. Environ Toxicol Chem 18: 788-800.

DREYER, L.C., NIEMANN, A.L. et HAUSCHILD, M. (2003). Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99 - does it matter which one you choose?. Int J LCA 8:4. 191-200.

ENVIRONNEMENT CANADA. (2002). Le Service météorologique du Canada. [En ligne]. <http://www.msc-smc.ec.gc.ca/>. (Page consultée le 20 juillet 2003).

FAO. (2003). Aquastat. Land and Water Development Division. [En ligne]. <http://www.fao.org/>. (Page consultée le 10 août 2003).

FERGUSON, C. et KASAMAS, H. (1999). Risk assessment for contaminated sites in Europe: volume 2. policy frameworks. United Kingdom: LQM Press.

FITCH AND CHEESEMAN. (2003). Characterization of environmentally exposed cement-based stabilized/solidified industrial waste. J Haz Mat: 239-255.

FRANKLIN ASSOCIATES. (1998). Franklin US LCI database. En ligne. <http://www.pre.nl/download/manuals/DatabaseManualFranklinUS98.pdf>. (Page consultée le 25 décembre 2002).

FRISCHKNECHT, R., HEIJUNGS, R. et HOFSTETTER, P. (1998). Einstein's lessons for energy accounting. Int J LCA 3:5. 266-272.

GOEDKOOOP, M. et SPRIENSMA, R. (1999). The eco-indicator 99 a damage oriented method for LCIA – methodology annexes. 108p. [En ligne]. www.pre.nl. (Page consultée en juillet 2003).

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. (2003). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. [En ligne]. <http://www.menv.gouv.qc.ca/>. (Page consultée le 5 août 2003).

GUINÉE, J., GORÉE, M., HEINJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIN, R., de KONING, A., VAN OERS, L., SLEESWIJK, A., SUH, S., UDO DE HAES, H.A., DE BRUIJN, H. et VAN DUIN, R. (2001). An operational guide to the ISO-standards. Leiden: Center of Environmental Science.

HAUSCHILD, M. et PENNINGTON, D.W. (2002). Indicators for ecotoxicity in life cycle impact assessment. In: Udo de Haes, Finnveden, Goedkoop, Hauschild, Hertwich, Hofstetter, Joliet, Klopffer, Krewitt, Lindeijer, Muller-Wenk, Olsen, Pennington, Potting et Steen. Life cycle impact assessment: striving towards best practice. Pensacola, FL, Etats-Unis: Published by the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). P 149-176.

HAUSCHILD, M. et POTTING, J. (2003). Guideline on spatial differentiation in life cycle impact assessment - the EDIP2000 methodology. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency.

HAUSCHILD, M. et WENZEL, H. (1998). Environmental assessment of products- volume 2: scientific background. United Kingdom: Chapman & Hall. 565p.

HERTWICH, E.G., JOLLIET, O., PENNINGTON, D.W., HAUSCHILD, M., SCHULZE, C., KREWITT, W. et HUIJBREGTS, M. (2002). Fate and exposure assessment in the life cycle impact assessment of toxic chemicals. In: Udo de Haes, Finnveden, Goedkoop, Hauschild, Hertwich, Hofstetter, Jolliet, Klopffer, Krewitt, Lindeijer, Muller-Wenk, Olsen, Pennington, Potting et Steen. Life cycle impact assessment: striving towards best practice. Pensacola, FL, États-Unis: Published by the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC),. pp 149-176

HERTWICH E. G., MCKONE T. E. AND PEASE W. S. 1999. Parameter uncertainty and variability in evaluative fate and exposure models. Risk Analysis, 19, n° 6, p. 1193-1204.

HERTWICH E. G., MCKONE T. E. AND PEASE W. S. 2000. A systematic uncertainty analysis of an evaluative fate and exposure model. Risk Analysis, 20, n° 4, p. 439-454.

HERTWICH, E.G., MATALES, S.F., PEASE, W.S. et MCKONE, T.E. (2001). Human toxicity potentials for life-cycle assessment and toxics release inventory risk screening. Environmental Technology and Chemistry. 20. 928-939.

HOFSTETTER, P. (1999). Top-down arguments for a goal-oriented structure. Comments by Patrick Hofstetter in The Life Cycle Impact Assessemnt of SETAC-Europe (Second Working Group – WIA-2): Task Group on Normalisation and Weighting. [En ligne]. <http://www.scientificjournals.com/sj/>. (Page consultée le 20

septembre 2003).

HSDB (HAZARDOUS SUBSTANCES DATA BANK). (2002). Iron fact sheet. [En ligne]. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>. (Page consultée en juin 2002).

INTERNATIONAL ALUMINIUM INSTITUT (2002). Aluminium Production. [En ligne]. <http://www.world-aluminium.org/production/index.html>. (Page consultée en septembre 2002).

IRIS (INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM). (1987). Fluoride profile. Etats-Unis: USEPA: Office of Research and Development and National Center for Environmental Assessment. [En ligne]. <http://www.epa.gov/iris/>. (Page consult/e en septembre 2002).

ISO (International Standard Organization) 14 040. (1997). Environmental management-life cycle assessment-principles and framework. Association canadienne de normalisation. CAN/CSA- ISO 14 040-97.

ISO (International Standard Organization) 14 041. (1999). Environmental management – life cycle assessment-goal and scope definition and inventory analysis. Association canadienne de normalisation. CAN/CSA-ISO 14 041-99.

ISO (International Standard Organization) 14 042. 2001. Environmental management - life cycle assessment-life cycle impact assessment. Association canadienne de normalisation. CAN/CSA-ISO 14 042-01.

ISO (International Standard Organization) 14 043. 2001. Environmental management - life cycle assessment-life cycle interpretation. Association canadienne de normalisation. CAN/CSA-ISO 14 043-01.

ISO (International Standard Organization) 14 049. 2000. Environmental management-life cycle assessment-Examples of application to goal and scope definition and inventory analysis. Association canadienne de normalisation. CAN/CSA-ISO14 049-00.

JOLLIET, O. (1996). Impact assessment of human and eco-toxicity in life cycle assessment. In: Udo de Haes HA, ed., Towards a methodology for life cycle impact assessment. Belgique: SETAC-Europe. P.49-62.

JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G. et ROSENBAUM, R. (2003). IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. Int J LCA 8:6. 324-330.

KAWAMOTO, K., MACLEOD, M., MACKAY, D. 2001. Evaluation and comparison of mass balance models of chemical fate: application of EUSES and ChemCAN to 68 Chemicals in Japan. Chemosphere. 44: 599-612

de KONING, A., GUINEE, J., PENNINGTON, D.W., SLEESWIJK, A., HAUSCHILD, M., MOLANDER, S., NYSTROM, B., PANT, R. et SCOWANEK, D. (2002). Methods and typology report Part A: Inventory and classification of LCA characterisation methods for assessing toxic releases, Contribution to work-package of the Omniitox project as part A. Leiden University. 120p.

MACKAY, D. (2001). Multimedia environmental models: the fugacity approach. 2nd edition. États-Unis: Lewish Publishers.

MACKAY, D., DI GUARDO, A., PATERSON, S. et COWAN, C.E. (1996). Evaluating the environmental fate of a variety of types of chemicals using the EQC model. Environmental Toxicology and Chemistry 15:9. 1627-1637.

MACLEOD, M., WOODFINE, D.G., MACKAY, D., MCKONE, T.E., BENNETT, D. et MADDALENA, R. (2001). BETR North America: a regionally segmented multimedia contaminant fate model for North America. Environmental Science and Pollution. 8. 156-163.

MARGNI, M. (2003). Source to intake modelling in life cycle impact assessment. 110p. Thèse de doctorat, Ingénierie de l'environnement, École Polytechnique Fédérale de Lausanne.

MCBRIDE, .M. (1994). Environmental chemistry od soils. États-Unis: Oxford University Press.

MCKONE, T.E. (1993). CalTOX, a multimedia total-exposure model for hazardous-wastes sites. Livermore, Californie, États-Unis: Lawrence Livermore National Laboratory. UCRL-CR-111456PtI.

MEEHAN, S. (2000). The fate of cyanide in groundwater at gasworks sites in South-Eastern Australia. Thèse de doctorat, School of Earth Sciences, University of Melbourne.

MEEUSSEN, J.C.L., KEIZER, M.K., ET DE HAAN, F.A.M. (1992). Chemical stability and decomposition rate of iron cyanide complexes in soils solutions. Environmental Science and Technology, 26, 511-516.

MUALEM, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour Res 12. 513-522.

MURRAY, C. J. L., et LOPEZ, A.D. (1996). The global burden of disease. Etats-Unis: Harvard University Press.

OLSEN, S.I. (2000). Life cycle assessment versus risk assessment – an introduction. In Risk assessment and life cycle assessment-environmental strategies, Nordic Workshop, Vedbæk 1999. TEMANORD 2000:545. Copenhagen, Denmark: Nordic Council of Ministers.

OMNIITOX. (2003). EU-project under the competitive and sustainable growth-program running from 2001 to 2004. [En ligne]. <http://www.omniitox.net> (Page consultée le 22 septembre 2003).

OWENS, J.W. (1999). Why life cycle impact assessment is now described as an indicator system. Int J LCA 4:2. 81-86.

PAGE, C.A., DIAMOND, M.L., CAMPBELL, M. et MC KENNA, S. (1999). Life-cycle framework for assessment of site remediation options: case study. Environmental Toxicology and Chemistry 18. 801-810.

PANT, R., VAN HOOFF, G., SCHOWANEK, D. et FEIJTEL, T.C. (2003). Comparison of four LCIA methods for ecotoxicity based on detergent case study within Omiitox. SETAC Europe 13th Annual Meeting: 27 April- 1 May, 2003, Hambourg-Allemagne.

PARADIS, G. (1998). La gestion des brasques usées au Canada. Essai de maîtrise en sciences de l'environnement. 58p. Université de Sherbrooke.

PAYET, J., PENNINGTON, D.W. et JOLLIET, O. (2001). The AMI method: a specific LCA tool for the assessment of toxic impacts on ecosystems. Draft Report. Suisse : École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL).

PENNINGTON, D.W., MARGNI, M., PAYET, J. CHARLES, R. et JOLLIET, O. (2003). Estimating cumulative toxicological risks and potential impacts for human health and ecosystems in LCA. Submitted to Environmental Toxicology and Chemistry.

PERSONNET, p. (1999). Treatment and reuse of spent pot lining, an industrial application in cement kiln. Light Metals 1999 Proceedings. États-Unis : Edited by Edward Eckert. 915 p.

PNUE/SETAC (Programme des Nations Unis pour l'Environnement/Société de Toxicologie et Chimie Environnementale). (2003). Life Cycle Initiative. <http://www.uneptie.org/pc/sustain/lcinitiative/home.htm>. (Page consultée en septembre 2003).

POTTING, J. et HAUSCHILD, M. (1997). Predicted environmental impact and expected occurrence of actual environmental impact. Part II: spatial differentiation in LCA via the site-dependent characterisation of environmental impact from emissions. Int J LCA. 2:4. 209-216.

ROSS, S. et EVANS, D. (2002). Excluding site-specific data from the LCA inventory: how this affects LCIA. Int J LCA 7:3. 141-150.

PRE CONSULTANTS. (2002). SimaPro 5.1 LCA Software. [En ligne]. <http://www.pre.nl/>. (Page consultée en septembre 2002).

SAUVE, S., W. HENDERSHOT AND H. E. ALLEN. (2000). Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden and Organic Matter." Environmental, Science and Technology 34(7): 1125-1131.

SCHULZE, C., JÖDICKE, A., SCHERINGER, M., MARGNI, M., JOLLIET, O., HUNGERBULHER, K. et MATTHIEST, M. (2001). Comparison of different LCIA methods for aquatic ecotoxicity. Env Tox and chemistry. 20:9. 2122-2132.

SCOTT, J., et INGLES, J. (187). State of the art process for the treatment of gold mill effluents. Mining, Mineral and Metallurgical Process Division, Environment Canada.

SECRÉTARIAT DU CONSEIL DU TRÉSOR DU CANADA. (2002). The federal contaminated sites and solid waste landfills inventory. Gouvernement du Canada. [En ligne] <http://www.tbs-sct.gc.ca/>. (Page consultée en août 2003).

SIGG, L. (1998). Partitioning of metals to suspended particles. In Metals in surface waters. Chelsea, Michigan, États-Unis: Edited by Allen Herberts, Garrison, Wayne, Luther, George. Ann Arbor Press.

SMITH, A. et MUDDER, T.I. (1991). The chemistry and treatment of cyanidation

wastes. London: Mining Journal Books Publishers.

THERRIEN R. et SUDICKY, E.A. (1996). Three-dimensional analysis of variably-saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. J Contam Hydrol 23:1-2. 1:44.

TOFFOLETTO, L. (2002). Analyse du cycle de vie du traitement par biopiles d'un sol contaminé au diesel. 210p. Mémoire de maîtrise en génie chimique. École Polytechnique de Montreal.

UDO DE HAES, H.A., FINNVEDEN, G., GOEDKOOP, M., HAUSCHILD, M., HERTWICH, E.G., HOFSTETTER, P., JOLLIET, O., KLÖPFFER, W., KREWITT, W., LINDEIJER, E., MUELLER-WENK, R., OLSEN, S.I., PENNINGTON, D.W., POTTING, J. et STEEN, B. (2002). Life cycle assessment : striving towards best practice. Pensacola, Floride, États-Unis: SETAC Press. 250 p.

UDO DE HAES, H.A., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M., KREWITT, W. et MULLER-WENK, R. (1999). Best available practice regarding categories and category indicators in LCIA. Int J LCA 4:2. 66-74.

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe). (2001). Joint EMEP/CORINAIR atmospheric emission inventory guidebook. 3rd edition. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1992). Drinking water criteria document for cyanide. États-Unis: Environmental Criteria and Assessment Office.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1994). The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: engineering documentation for version 3. États-Unis: Risk Reduction Engineering Laboratory. EPA/600/9-94/168b.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1996a). A citizen's guide to soil washing. États-Unis: Office of Emergency and Remedial Response. EPA/542/F-96/002.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1996b). Soil screening guidance: technical background document. États-Unis: Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/R-95/128.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1997). Hazardous waste management system: identification and listing of hazardous waste, removal of final rule. États-Unis: Office of Solid Wastes. 62 FR 37696.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1998). Exhaust emission factors for Nonroad Engine modeling – compression - ignition. États-Unis: Assessment and Standards Division. EPA/NR/009A.

VAN DE MEENT, D. (1993). SIMPLEBOX: a generic multimedia fate evaluation model. Pays-Bas: National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM). Rapport 672720001. 107 p.

VOLKWEIN, S., HURTIG, H.W. et KLOPFER, W. (1999). Life cycle assessment of contaminated sites remediation. Int J LCA 4:5. 263-274.

WARRINGTON, P.D. (1995). Ambient water quality criteria for fluoride. Ministry of Environment Province of British Columbia.

WENZEL, H., HAUSCHILD, M. et ALTING, L. (1997). Environmental assessment of products- volume 1: methodology, tools and case studies in product development. United Kingdom: Chapman & Hall. 543 p.

WRISBERG, N., UDO DE HAES, H.A, TRIEBSWETTER, U., EDER, P. et CLIFT, R. (2002). Analytical tools for environmental design and management in a systems perspective, the combined use of analytical tools. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

XU, M. et ECKSTEIN, Y. (1995). Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale. Ground Water 33:6. 905-908.

ANNEXE 1 : MODELISATION DES CONTAMINANTS PROPRE AU SITE

1.0 Historique de la contamination

À la fin des années 1980, le site d'enfouissement de matériaux secs a été fermé. La quantité de brasques usées enfouies est alors estimée à 180 000 tonnes. Le site d'enfouissement couvre une superficie approximative de 58936m² et atteint une profondeur maximale de 7m selon les rapports de consultants.

Peu de temps après la fermeture du site d'enfouissement, un panache de contaminants contenant les substances toxiques et lixiviables caractéristiques des brasques usées (fluorures, cyanures, aluminium et fer) est identifié. En 1988-1989, afin de réduire la lixiviation des contaminants causée par les eaux de pluie et la fonte de neige, le site d'enfouissement est recouvert d'une membrane imperméable.

Depuis la fin des années 1980, un suivi environnemental des eaux souterraines est effectué selon les directives réglementaires. Les puits d'échantillonnage sont localisés à divers points sur le site de l'usine (figure 1). Depuis le recouvrement du site d'enfouissement, les résultats du suivi environnemental montrent une diminution des concentrations de contaminants dans les eaux souterraines. Toutefois, en 2002, les concentrations en fluorures, cyanures et aluminium dans les zones affectées demeurent supérieures aux normes. Cette contamination s'explique par un volume de sol contaminé avant le recouvrement et situé sous le site d'enfouissement qui agit maintenant comme source de contamination secondaire. Le panache suit la direction générale de l'écoulement des eaux souterraines, soit du nord-ouest vers le sud-est et se déplace vers l'estuaire marin (figure 1).

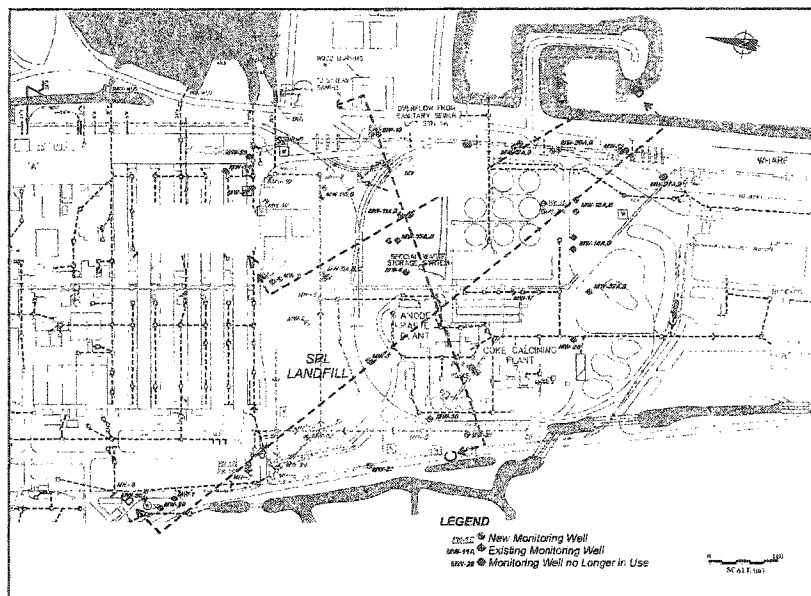


Figure 1 : Plan du site d'enfouissement et identification des plans A-A, B-B et C-C.

Les plus importants dépassements dans les eaux souterraines par rapport aux normes sont mesurés peu après le site d'enfouissement dans le silt supérieur (puits PN 2A, voir figure 4). Les facteurs de dépassement sont alors de 305 pour les fluorures, de 178 pour les cyanures totaux, de 38 pour l'aluminium et de 4 pour le fer. Toujours selon les résultats de la campagne d'échantillonnage effectuée en 2002, les facteurs de dépassement au dernier puits avant l'environnement marin (puits MW 12A, voir figure 2) sont de 148 pour les fluorures, de 64 pour les cyanures totaux et de 7 pour l'aluminium. Les concentrations mesurées en fer à ce puits sont sous les normes.

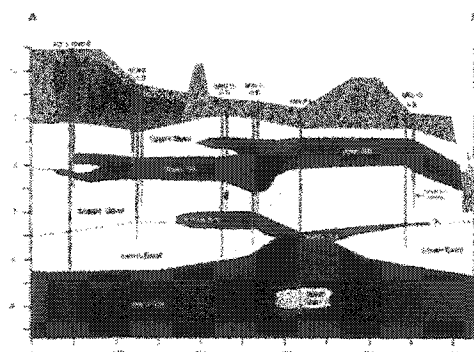


Figure 2 : Plan A-A du site.

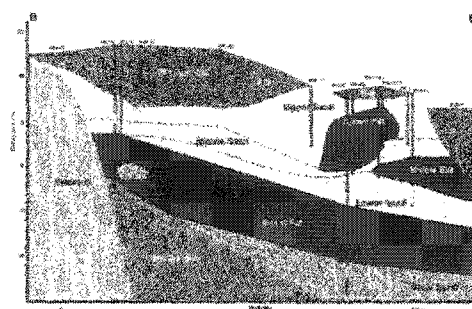


Figure 3 : Plan B-B du site.

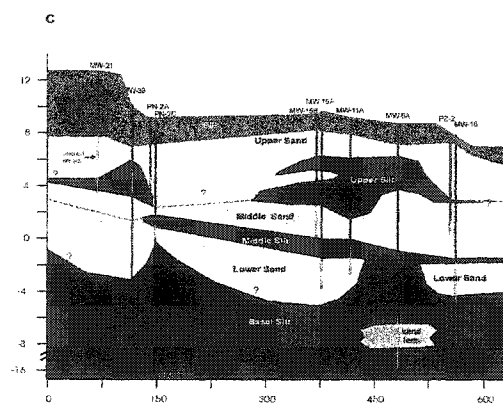


Figure 4 : Plan C-C du site.

2.0 Caractérisation du site

Une campagne d'échantillonnage (printemps 2002) a été réalisée dans le cadre de la présente étude par les consultants d'Hydrogéologie Plus, responsables de l'étude hydrogéologique du site et de la modélisation. Pour ce faire, 9 nouveaux puits d'échantillonnage ont été installés sur le site. Cette campagne avait pour but de combler les lacunes des rapports de caractérisation précédents afin de développer un modèle de transport environnemental adéquat des contaminants. Les principales conclusions de la campagne d'échantillonnage sont décrites ci-dessous, de même que les informations générales issues des études de caractérisation précédentes.

- Géologie et stratigraphie

Les échantillons de sol, prélevés lors de la dernière campagne, ont permis de préciser la géologie du site (figures 2, 3 et 4). L'épaisseur, la lithologie, la conductivité hydraulique et le niveau de saturation des principaux horizons de sol nécessaires à la modélisation sont présentés au tableau 1.

Tableau 1 : Stratigraphie du site.

Horizon de sol	Épaisseur (m)	Lithologie	Conductivité hydraulique	Saturation
Matériaux de remblayage	1.8 to 8	Sable et gravier	Élevée	Non saturé
Site d'enfouissement	7	Brasques usées/déchets solides	--	Non saturé
Sable supérieur	0.7 à 8	Sable et gravier	Élevée	Non saturé
Silt supérieur	0 à 3	Silt avec peu d'argile	Faible	Saturé
Sable moyen	0.5 to 6	Sable et gravier	Moyenne	Saturé
Silt moyen	1 à 3	Argile avec silt	Faible	Saturé
Sable bas	3 à 8	Sable et gravier	Moyenne	Saturé
Silt de fond	inconnue	silt avec argile	Très faible	Saturé
Sable de fond	inconnue	Sable	Moyenne	Saturé
argile des polders	inconnue	Argile	Très faible	Saturé
substratum rocheux	inconnue	Roche ignée	Très faible	Saturé

La couche de silt supérieur montre des discontinuités importantes (figures 2, 3 et 4). Ces discontinuités entraînent le passage des contaminants de l'horizon de sable supérieur vers l'horizon de sable moyen. Le silt moyen montre également des discontinuités (figures 2, 3 et 4) permettant le passage des contaminants du sable moyen au sable bas. Conséquemment, le panache de contaminants est principalement localisé

dans le sable bas. L'horizon de silt de fond agit comme une barrière imperméable au passage des contaminants.

- Influence de la marée et des précipitations

L'estuaire marin en bordure du site est un environnement macrotidal où l'influence des marées a un impact significatif sur l'écoulement des eaux souterraines près de la côte. L'influence maximale est observée au sud-est du site. Une amplitude de 1.12 m y a été mesurée durant la campagne d'échantillonnage 2002.

L'influence des marées diminue du sud au nord sur la côte et n'a que peu d'influence sous le site d'enfouissement. Lors de la campagne d'échantillonnage (printemps 2002), une amplitude de moins de 0.06 m a été mesurée sous le site d'enfouissement, alors qu'une amplitude maximale de 0.15 m a été mesurée à proximité du site (puits MW-10). Ces valeurs ne permettent pas de contact entre les eaux souterraines et les déchets et ce même à marée haute.

De plus, le site est sujet à de fortes précipitations dont la majorité sont sous la forme de neige. Le niveau des eaux souterraines est sujet à des fortes variations au printemps. Toutefois, les mesures des fluctuations saisonnières montrent que l'eau n'atteint généralement pas le bas du site d'enfouissement.

- Composante verticale du gradient hydraulique

La composante verticale du gradient entre différents puits d'observation a été mesurée au printemps 2002 lors de la campagne d'échantillonnage. Des valeurs positives élevées ont été mesurées dans certaines zones, particulièrement sous le site d'enfouissement entre le sable supérieur et le sable moyen. Ces valeurs indiquent un fort courant descendant. La faible dispersion latérale du panache observée est représentative de ce fort gradient hydraulique.

- Conditions géochimiques

Le panache de contamination a créé des changements au niveau des conditions géochimiques. En effet, la région dans laquelle s'étend le panache est caractérisée par un pH élevé et des conditions réductrices, alors que les zones non affectées sont caractérisées par un pH généralement neutre. Une augmentation de la profondeur et de la concentration en fluorures entraîne une augmentation du pH et de la conductivité et une diminution de l'oxygène dissout et du potentiel redox. L'oxydation des espèces chimiques dissoutes pourrait expliquer ces conditions géochimiques : l'oxydation entraîne une consommation de l'oxygène dissout qui provoque une augmentation de pH en raison de la production d'ions OH^- et une diminution du potentiel redox en raison de la diminution de l'oxygène dissout. Les conditions géochimiques observées dans la zone du panache de contaminants ne sont pas propices à la prolifération microbienne. Les cinétiques microbiennes ont ainsi été négligées lors de la modélisation du devenir des contaminants.

Peu après le site d'enfouissement, là où les plus importantes concentrations en contaminants sont observées dans les eaux souterraines, le pH est autour de 9.5 alors que le potentiel redox est de 42 mV. Au dernier puits avant l'environnement marin le pH est autour de 9 alors que le potentiel redox a diminué pour atteindre -80 mV. Dans les zones peu contaminées le potentiel redox peut atteindre jusqu'à 180 mV alors que le pH est autour de 6-7.

Dans les eaux souterraines, l'étude des espèces dominantes dans les zones contaminées a été réalisée à l'aide du modèle MINTEQA2 v.4 (US EPA 1991). Selon le modèle, l'espèce dominante est $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ pour l'aluminium (à 98% dans la zone fortement affectée près du site d'enfouissement et à 80% au dernier puits avant l'environnement marin, MW 12A). Pour le fluorure, l'espèce dominante est F^- à plus de 96% dans l'ensemble du panache (de la zone fortement affectée près du site d'enfouissement au dernier puits avant l'environnement marin, MW 12A). Pour les cyanures, le thiocyanate

domine (SCN^-) à plus de 84% dans l'ensemble du panache. Pour le fer l'espèce dominante est $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ (à 76% dans la zone fortement affectée près du site d'enfouissement et à 46% au dernier puits avant l'environnement marin, MW 12A).

Dans les zones peu affectées, les espèces dominantes sont les suivantes : $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ pour l'aluminium, AlF^{++} pour le fluorure, Fe^{++} pour le fer et HCN pour le cyanure.

3.0 Modélisation tridimensionnelle

La modélisation des concentrations de fluorures dans les eaux souterraines en fonction du temps est déterminée par un ensemble d'équations résolues par la méthode des éléments finis. Le domaine tridimensionnel doit être défini au préalable, comprenant la définition des frontières, des conditions aux frontières et des conditions à l'intérieur des frontières (caractéristiques des horizons de sols, équations de transport des contaminants, terme source, maillage et choix du logiciel pour résoudre le système).

3.1 Frontières et conditions frontières

Les frontières du système sont présentées à la figure 5. Les conditions limites sont représentées par des hauteurs de charge variables et constantes selon les frontières (voir figure 5). La hauteur de charge représente la pression exercée par la colonne d'eau souterraine en un point donné de l'aquifère.

L'infiltration d'eau à la surface du sol a été définie à l'aide des données météorologiques et du modèle HELP développé par le US EPA (US EPA 1994). Un taux d'infiltration moyen de 350 mm/an a été calculé. Celui-ci n'est toutefois pas uniforme en raison des bâtiments situés à proximité du site d'enfouissement et de la membrane imperméable. Le volume d'infiltration provenant des montagnes situées en amont du site est estimé à $3.48\text{E}+05 \text{ m}^3/\text{an}$.

Les mesures de la conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) ont été effectuées *in situ* et sont rapportées au tableau 3. Les valeurs d'emménagement spécifique (S_s) en fonction des horizons de sol sont tirées de Anderson et Woessner (1992) et sont rapportées au tableau 2. L'emménagement spécifique (S_s) se définit comme le volume d'eau emmagasiné par unité de volume du milieu poreux et ce sans référence au temps. Les paramètres capillaires, tels le contenu résiduel en eau (θ_r) et le contenu en eau à saturation (θ_s), ont été déterminés selon le modèle de van Genuchten (1980). Ce dernier tient compte de la hauteur de charge (pression de la colonne d'eau exercée verticalement exprimée en mètre et du type de matériaux (sable, silt,...). La vitesse moyenne dans les horizons de sable est de 450 m/an.

Tableau 2 : Synthèse des informations.

Horizon de sol	K_{sat} (m/s)	S_s (1/m)	θ_r	θ_s
Matériaux de remblayage	1.0×10^{-4}	1.7×10^{-4}	0.045	0.43
Sable supérieur	1.0×10^{-4}	1.7×10^{-4}	0.045	0.43
Silt supérieur	1.0×10^{-7}	2.0×10^{-3}	0.034	0.46
Sable moyen	6.0×10^{-5}	1.7×10^{-4}	0.045	0.43
Silt moyen	1.0×10^{-7}	2.0×10^{-3}	0.034	0.46
Sable bas	1.7×10^{-4}	1.7×10^{-4}	0.045	0.43
Sable de fond	1.7×10^{-4}	1.7×10^{-4}	0.045	0.43

- Dispersion

La dispersion longitudinale (α_L) est estimée à 8.77m selon la relation de Xu et Eckstein (1995) :

$$\alpha_L = 0.83 \cdot [\text{Log}_{10}(\text{échelle})]^{2.414}$$

L'échelle représente la distance entre la source et le récepteur (la côte dans ce cas) estimée à 452 m. La dispersion transversale (α_T) est estimée comme étant 10 fois moins élevée que la dispersion longitudinale et la dispersion verticale (α_V), 10 fois moins élevée que la dispersion transversale.

- Sorption/Désorption

Dans le but de déterminer la désorption des fluorures de la couche de silt supérieur le coefficient de partition (K_d) a été déterminé expérimentalement. La couche de silt supérieur agit maintenant comme une source secondaire de contamination des eaux souterraines et elle est estimée à $160\,000\text{ m}^3$, selon les consultants d'Hydrogéologie Plus. L'isotherme linéaire de Freundlich a été utilisé afin d'estimer la relation entre la concentration de fluorures en solution et la quantité liée au silt : $Q=K_dC^{1/n}$. ; Q représente la concentration adsorbée, C la concentration en solution à l'équilibre, K_d le coefficient de partition (isotherme d'adsorption) exprimé en mg de fluorures par kg de solide/mg de fluorures par litre de solution. Le coefficient de partition a été déterminé en laboratoire à partir de silt échantillonné sur le site. Le coefficient de partition déterminé est de $0,49\text{ L/kg}$ indiquant une faible désorption.

- Terme source

La source de fluorure provenant du site d'enfouissement (avant le recouvrement) a été modélisée selon l'équation suivante : $\frac{q_0 c_0}{n} = v c - D_n \frac{\partial c}{\partial n}$

La variable c_0 représente la concentration source, q_0 représente la vitesse d'infiltration et D_n le coefficient de dispersion.

- Maillage et choix du logiciel

Le système tridimensionnel a été divisé en couches espacées verticalement de 1.5 m au maximum. Chaque couche a ensuite été divisée en plusieurs nœuds distants en moyenne de 10 m . Le maillage a été raffiné près du site d'enfouissement et le long du chemin préférentiel du panache de contamination. Le logiciel FRA3DVS (Therrien and Sudicky 1996) a été utilisé afin de solutionner le système tridimensionnel par la méthode des éléments finis. La représentation schématique tridimensionnelle du modèle est présentée à la figure 7. Le système a été solutionné en régime permanent. L'estimation des concentrations en fluorures en fonction du temps requiert la définition d'un intervalle de temps. Ce dernier doit être assez faible pour éviter les erreurs et a été

déterminé à 8.1 jours, de manière à ce que $dt < dl/v$ (l'intervalle de temps doit être inférieur au temps requis au polluant pour passer d'un nœud à l'autre).

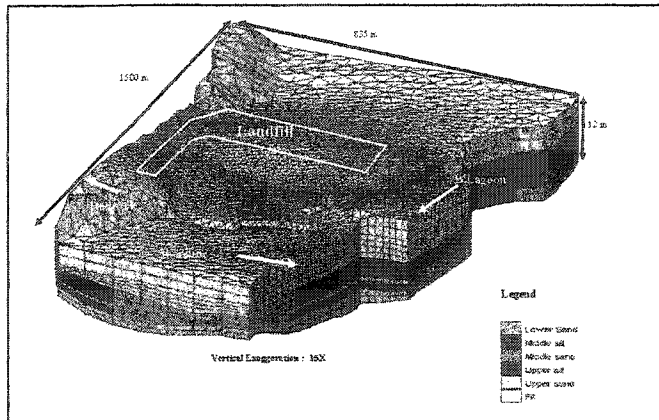


Figure 7: Coupe isométrique du modèle tridimensionnel.

4.0 Calibration du modèle

Dans un premier temps, les valeurs de conductivité hydraulique et d'infiltration ont été ajustées. Pour ce faire, le modèle tridimensionnel hydraulique (excluant l'évolution des concentration en fluorure) a été calibré par essai erreur afin d'atteindre une correspondance satisfaisante entre les niveaux de l'eau souterraine prédits à l'aide du modèle et les mesures effectuées sur le terrain au printemps 2002. Suite à cette étape, la conductivité a été modifiée passant pour le sable supérieur de 1.0×10^{-4} m/s à 1.0×10^{-5} m/s, pour le sable bas de 1.7×10^{-4} m/s à 4.0×10^{-4} m/s, pour le sable moyen de 6.0×10^{-5} m/s à 8.0×10^{-5} m/s et pour le silt de 1.0×10^{-7} m/s à 1.5×10^{-7} m/s. Le taux annuel d'infiltration des précipitations sur le site est passé de 350 mm/an à 300 mm/an, alors que l'infiltration, provenant des montagnes en amont, est passée de $3.48\text{E}+05$ m³/an à $7.27\text{E}+04$ m³/an.

Dans un deuxième temps, le modèle d'évaluation du transport des fluorures dans les eaux souterraines a été calibré. Pour ce faire, plusieurs paramètres (coefficient de dispersion, K_d , terme source, conductivité hydraulique) ont été modifiés afin de simuler

une distribution spatiale en fluorure ayant un niveau de correspondance acceptable avec les valeurs mesurées sur le terrain. Ce niveau de correspondance acceptable est atteint lorsque le coefficient de dispersion (r^2) est près de 1. Les ajustements ont eu lieu avant le recouvrement et après le recouvrement. Seules les valeurs de dispersion ont été modifiées : la dispersion longitudinale de 8.77m a été remplacée par 8m, la dispersion transversale est passée de 0.877m à 0.4m et la dispersion verticale de 0.0877m à 0.008m.

5.0 Références

- Anderson and Woessner (1992). Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport. San Diego, Academic Press.
- MINTEQA2 v.4 (USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1991. A geochemical assessment model for environmental systems. Athens Georgia, EPA/600/3-91/021.
- Therrien, R. and E. A. Sudicky. 1996. Three-dimensional analysis of variably-saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. Journal of Contaminant Hydrology 23(1-2): 1-44.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1994. The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Engineering documentation for version 3.
- EPA/600/9-94/168b. Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati, OH, USA.
- Van Genuchten. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal 44: 892-898.
- Xu et Eckstein. 1995. Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale. Groundwater, Volume 34.

ANNEXE 2 : INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

ANNEXE 2A : DIAGRAMME DE FLUX DES OPTIONS DE GESTION DU SITE

Option 1 : Atténuation naturelle

Les principales étapes requises à la mise en place de l'option 1 sont présentées à la figure 1.1. Chaque étape est par la suite détaillée dans les paragraphes qui suivent.

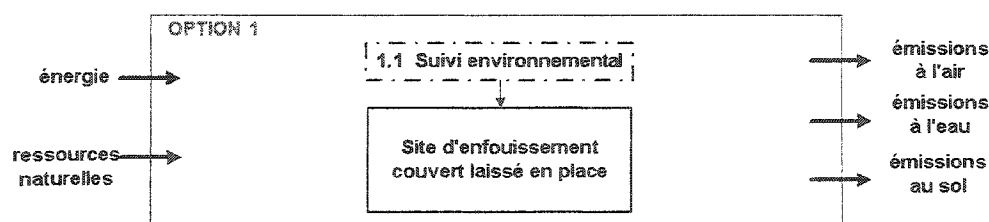


Figure 1.1 : Représentation schématique des principales étapes requises à l'option 1.

1.1 Suivi environnemental

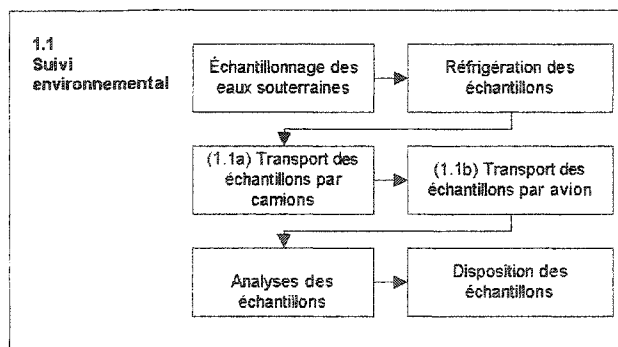


Figure 1.2 : Procédés requis à l'étape 1.1 (option 1).

En raison de l'éloignement du site, deux étapes de transport sont nécessaires lors de l'échantillonnage, soit un transport par camion (procédé 1.1 a) suivi d'un transport par avion (procédé 1.1b). Les distances parcourues sont de 68,5 km par camion et de 694 km par avion. Les analyses de laboratoire et la disposition du matériel ne sont pas considérées dans l'ACV en raison du manque de données. Pour les procédés de transport, la précombustion et la combustion du carburant doivent être considérées.

La quantité de carburant consommé lors du transport par camion est calculé comme suit:

- Le nombre de trajets par camion du site à l'aéroport est de 200 sur la période de 50 ans (4 fois par an durant 50 ans).
- La distance totale parcourue par camion est de 13 700 km ($68.5 \text{ km} * 200$) sur l'autoroute donc à une vitesse moyenne de 100 km/h.
- Selon le modèle issu du rapport conjoint EMEP/CORINAIR (UNECE 2001), le diesel consommé est fonction de la vitesse et de la charge transportée (se référer à l'annexe 3a). Ainsi, le camion consomme 87.6 g de diesel par km.
- Pour parcourir la distance totale, 12 000 kg de diesel sont requis ($87.6 \text{ g/km} * 13\,700 \text{ km}$).
- Dans le logiciel Sima Pro, la donnée de précombustion du diesel de Franklin (Franklin Associates 1998) est sélectionnée et la quantité entrée est 12 000 kg.

Le calcul des émissions liées à la combustion de diesel (camion) est fonction du poids des échantillons et de la distance parcourue (exprimé en tonnes kilomètres). Dans le cas de l'option 1 la masse a été calculée comme suit :

- 28 puits sont échantillonnés quatre fois par année à raison de 6 échantillons par puits.
- Chaque échantillon pèse en moyenne 1.5 kg.
- Les échantillons doivent être placés dans des unités isolées afin de conserver les échantillons au frais durant le transport. Ces unités pèsent en moyenne 3.8 kg et ont une capacité de 12 échantillons par unité.
- Des blocs de glace de 5 kg doivent être ajoutés dans chaque unité.
- Le poids total à transporter pendant 50 ans est alors de 75 040 kg.
- La distance parcourue par camion est de 68.5 km, donc de $5.14\text{E}+03$ tonnes km.
- La distance parcourue par avion est de 694 km, donc de $5.21\text{E}+03$ tonnes km.
- Les émissions en CO, CO₂, COV, CH₄, NH₃, N₂O, NO_x, SO₂, particules, Cd, Cr, Cu, Ni, Se, Zn sont calculées selon les équations publiées dans le rapport

EMEP/CORINAIR (voir annexe 3). Les taux d'émissions varient en fonction de la vitesse du véhicule, du type d'équipement et du type de route (autoroute, route rurale ou urbaine).

- Les émissions, calculées en fonction de la distance totale parcourue (sur 50 ans) pour chaque contaminant, sont ensuite entrées dans le logiciel Sima Pro.

Pour le transport par avion, les processus de pré-combustion du jet-fuel et de combustion ont été tirés de la base de données IDEMAT (Delft University of Technology 2001).

Impact primaire

Le calcul des émissions au dernier puits avant l'environnement marin a été effectué en tenant compte des interactions entre les contaminants et le milieu récepteur à l'aide du modèle FRAC3DVS (voir annexe 1). L'hypothèse a été posée de conditions géochimiques stables sur la période de 50 ans. Selon la modélisation, les quantités totales de fluorures, cyanures, aluminium et fer durant les 50 prochaines années seront les suivantes :

- Fluorures : 4.5E5 kg
- Cyanures : 3.9E3 kg
- Aluminium : 4.2E3 kg
- Fer : 2.7E3 kg

Option 2 : Excavation et entreposage en cellule de confinement étanche sur le site

Les principales étapes requises à la mise en place de l'option 2 sont présentées à la figure 1.3. Chaque étape est par la suite détaillée dans les paragraphes qui suivent.

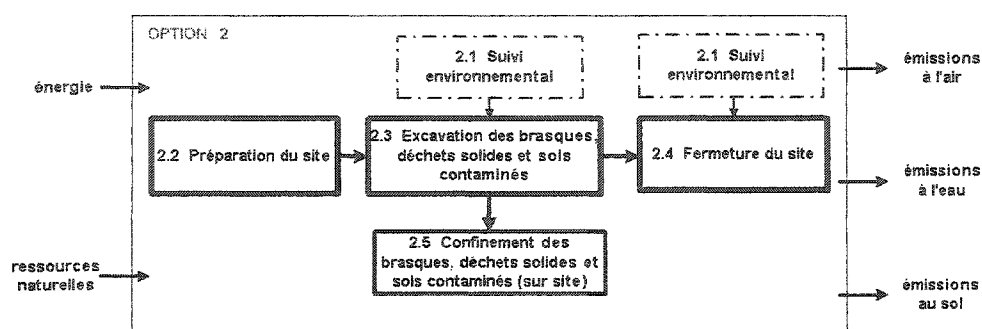


Figure 1.3 : Représentation schématique des principales étapes requises à l'option 2.

2.1 Suivi environnemental

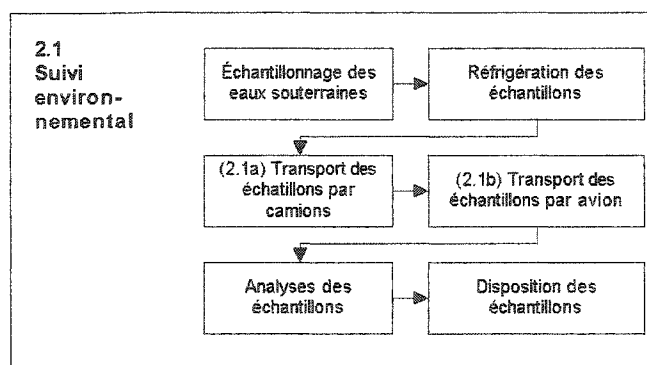


Figure 1.4 : Procédés requis à l'étape 2.1 (option 2).

Le transport requis au suivi environnemental n'est pas considéré étant donné sa faible contribution relative. En effet, la quantité totale de diesel, consommé pour mettre en place l'option 2 par l'ensemble des équipements (camions, excavatrice, chargeuse, bulldozer, séparateur mécanique,...) est de $1.37E+06$ kg, ainsi la consommation de diesel requise au suivi environnemental est inférieure à 1% de la consommation totale.

2.2 Préparation du site

Cette étape consiste à l'installation d'une clôture d'acier afin de restreindre l'accès à la zone d'excavation. La contribution de cette étape a été négligée. D'une part, la clôture est réutilisable nécessitant une allocation au procédé et d'autre part, les quantités sont relativement faibles en comparaison de celles requises à la construction de la cellule étanche.

2.3 Excavation

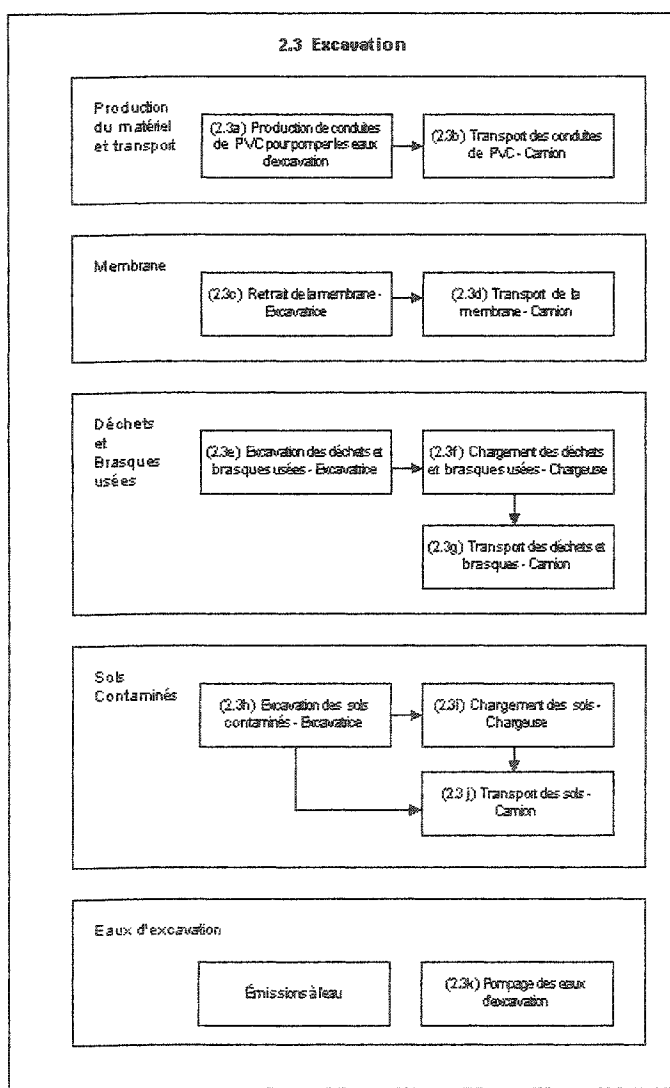


Figure 1.5 : Procédés requis à l'étape 2.3 (option 2).

L'excavation se fait pendant une période de quatre ans, à raison de 20 semaines par année de la mi-mai à la fin septembre. Le choix des équipements repose sur les informations reçues des représentants du site et également sur les sources d'informations publiques consultées.

La première étape de l'excavation consiste en l'enlèvement du matériel de recouvrement. Cette étape est effectuée par une excavatrice hydraulique. Celle-ci décharge le matériel directement dans un camion qui assure le transport jusqu'à un lieu de dépôt temporaire près du site d'enfouissement (200 m de distance). La quantité de matériel de recouvrement est estimée à $6.31E04 \text{ m}^3$ selon les rapports techniques et devis produits lors de son installation. Lors de l'excavation cette dernière prend une expansion de 15% portant son volume à $7.25E04 \text{ m}^3$.

Les déchets solides et les brasques ($4.60E05 \text{ m}^3$) sont ensuite retirés du site d'enfouissement à l'aide d'une excavatrice hydraulique. Le transfert au camion est opéré par une chargeuse (loader). Les matériaux retirés sont ensuite acheminés vers la cellule étanche pour un confinement permanent. La cellule est située non loin du site d'enfouissement (à 2458 m pour le voyage aller retour).

La dernière étape de l'excavation est le retrait des sols contaminés. Selon les dernières études effectuées par Hydrogéologie Plus, la quantité de sol devant être excavé est de $160\,000 \text{ m}^3$. À ce nombre un 25 % a été ajouté afin de donner une marge de sécurité portant le volume considéré à $2.00E05 \text{ m}^3$. Les volumes de sols, brasques et déchets retirés prennent une expansion de 15%, portant le volume de sol à $2.30E05 \text{ m}^3$ et le volume de brasques et déchets excavés à $5.29E05 \text{ m}^3$.

Durant les travaux d'excavation, de l'eau contaminée, provenant des précipitations et de la nappe souterraine, s'accumule au fond du site et doit être disposée. Cette eau est pompée et évacuée vers un bassin naturel de décantation tel que recommandé par les

représentants du site. Ce bassin est considéré comme étant partiellement efficace en plus de donner un accès direct à l'environnement marin. Pour ces raisons, les eaux contaminées ont été considérées comme étant directement envoyées à l'environnement. L'énergie requise au pompage des eaux et les conduites de PVC sont comptabilisées dans l'inventaire de l'ACV. La masse des conduites est estimée à 1.29E03kg (voir sommaire des calculs à l'annexe 2b). Le logiciel HEPL a été utilisé afin de déterminer le volume d'eau qui doit être traité provenant des précipitations et de la nappe d'eau. Le volume d'eau est de 1.22E+6m³. En se basant sur les concentrations moyennes présentes dans les eaux souterraines, sous le site, les masses totales de contaminants relarguées au bassin de décantation naturelle ont été calculées (voir tableau 1.1). Le bassin de décantation est ouvert à l'environnement marin et puisqu'il ne suffit actuellement pas à la tâche, son efficacité a été supposée étant nulle.

Tableau 1.1 : Émissions liées aux eaux d'excavation.

Contaminants	Concentration à la source	Masse totale
	[mg/L]	[kg]
Al	6,11	7,48E+03
Fe	8,572	1,05E+04
Cyanides	2,881	3,53E+03
Fluorides	400	4,90E+05

2.4 Fermeture du site

La fermeture du site consiste au remblayage par le dépôt des matériaux de recouvrement entreposés de façon temporaire durant les travaux d'excavation. Les matériaux sont chargés sur le camion puis acheminés au site d'enfouissement. Une couche de gravier de 1.5 m est ensuite déposée en surface, portant le volume de gravier requis à 8.84E04 m³ (voir sommaire des calculs à l'annexe 2b). Les matériaux sont étendus par un bulldozer. Un tuyau de drainage de 3.01E04 kg est installé afin d'éviter les accumulations d'eau. Ce dernier achemine les eaux vers l'environnement marin en bordure du site (600m de distance).

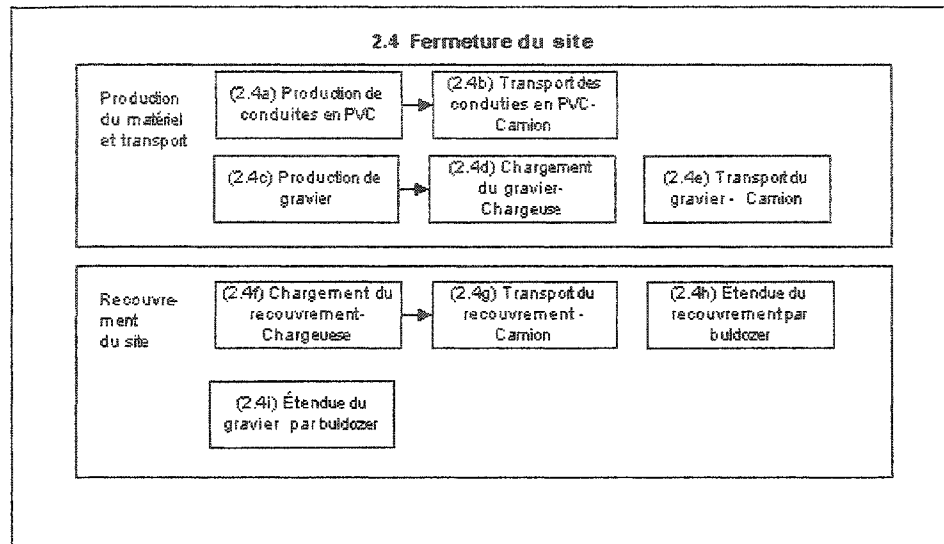


Figure 1.6 : Procédés requis à l'étape 2.4 (option 2).

2.5 Confinement

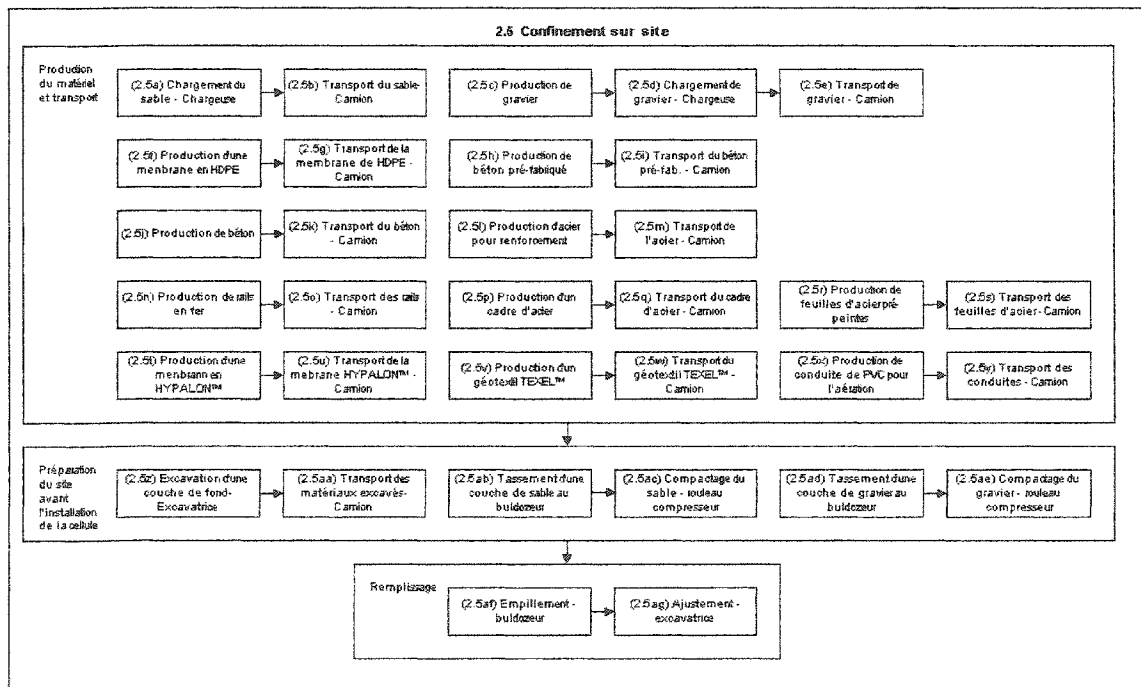


Figure 1.7 : Procédés requis à l'étape 2.5 (option 2).

Les matériaux utilisés durant la construction de la cellule, à l'exception du sable et du gravier, proviennent de la ville voisine située à 68.5 km. Le design de la cellule de

confinement est identique à celui autorisé au Québec pour l'entreposage de 50 000 tonnes de brasques usées. Les dimensions ont simplement été ajustées pour l'entreposage des déchets solides, des brasques et des sols, soit $5.29E05 \text{ m}^3$ pour les brasques et déchets et $2.30E05 \text{ m}^3$ pour les sols, pour un total de $7.59E05 \text{ m}^3$. Un facteur de 30.36 a donc été utilisé pour le calcul des matériaux requis à la nouvelle cellule, représentant le volume de cellule requise ($7.59E05 \text{ m}^3$) divisé par le volume de la cellule de référence construite au Québec ($2.50E04 \text{ m}^3$). Le système comprend la production et le transport des matériaux consommés (se référer au sommaire des calculs à l'annexe 2b pour connaître les masses et volumes). Une plateforme de béton armé ($1.35E08 \text{ kg}$ de béton et $1.51E07 \text{ kg}$ d'acier) est posée sur une couche de gravier et de sable. L'approvisionnement en gravier ($8.05E04 \text{ kg}$) est assuré sur le site même. Une membrane de HDPE ($2.09E05 \text{ kg}$) est déposée sur la plateforme de béton afin d'en assurer l'imperméabilité. Les déchets, brasques et sols contaminés sont introduits dans la cellule par un bâtiment mobile. Ce dernier est fait de feuilles d'acier ($2.40E04 \text{ kg}$) et de béton préfabriqué ($3.95E06 \text{ kg}$). Il possède des événements de PVC afin d'assurer l'aération ($6.74E04 \text{ kg}$) et il est posé sur des rails en fer ($3.13E05 \text{ kg}$). Le bâtiment est normalement fermé afin d'éviter tout contact avec l'humidité. Au fur et à mesure que les déchets sont introduits, le bâtiment se déplace laissant place à une cellule couverte de deux membranes successives, l'une d'elle faite de polyéthylène chlorosulfoné (également connu sous le nom d'HYPALON ($2.28E05 \text{ kg}$), marque déposée par DUPONT) et l'autre d'un géotextile (TEXEL) ($4.92E05 \text{ kg}$).

Impact primaire

Les émissions vers l'environnement marin associées aux sols contaminés durant la période d'excavation doivent être comptabilisées dans l'ACV. De même, l'excavation est effectuée jusqu'à l'atteinte du critère industriel, ainsi une contamination résiduelle demeure en place et doit être quantifiée dans l'ACV. Pour ce faire, les résultats de la modélisation ont été utilisés (annexe 1). L'hypothèse a été posée de conditions

géochimiques stables sur la période de 50 ans. Les quantités totales de fluorures, cyanures, aluminium et fer durant les 50 prochaines années seront les suivantes :

- Fluorures : 2.0E5 kg
- Cyanures : 1.8E3 kg
- Aluminium : 1.9E3 kg
- Fer : 1.2E3 kg

Données

Les camions utilisés pour le transport du matériel de recouvrement, des déchets, des brasques, des sols contaminés, du sable et du gravier ont une capacité de 10 m³. Un camion de 10 m³ est également utilisé pour le transport du béton, mais ce dernier est équipé d'un mélangeur. Les matériaux requis à la cellule de confinement sont transportés par des camions d'une capacité de 16 à 32 tonnes. Les émissions associées au transport ont été déterminées selon le rapport conjoint EMEP/CORINAIR (UNECE 2001) alors que les émissions associées à la précombustion ont été tirées de la base de données Franklin (Franklin Associates 1998). Pour les émissions associées aux équipements mécaniques (excavatrice, chargeuse, bulldozer) le modèle NONROAD publié par le USEPA a été utilisé (US EPA 1998). Ce modèle requiert l'entrée de données telles le type d'équipement, la puissance consommée et le temps de travail. Les résultats incluent la quantité de diesel consommé et les émissions atmosphériques (CO₂, CO, COV, CH₄, NO_x, SO₂, particules). Pour la production de matériaux, la base de donnée Franklin et IDEMAT (Delft University of Technology 2001) a été utilisée.

Options 3a et 3b : Excavation et traitement des brasques usées (3a) ou excavation et incinération des brasques usées (3b)

Les principales étapes requises à la mise en place des options 3a et 3b sont présentées à la figure 1.8. Chaque étape est par la suite détaillée dans les paragraphes qui suivent.

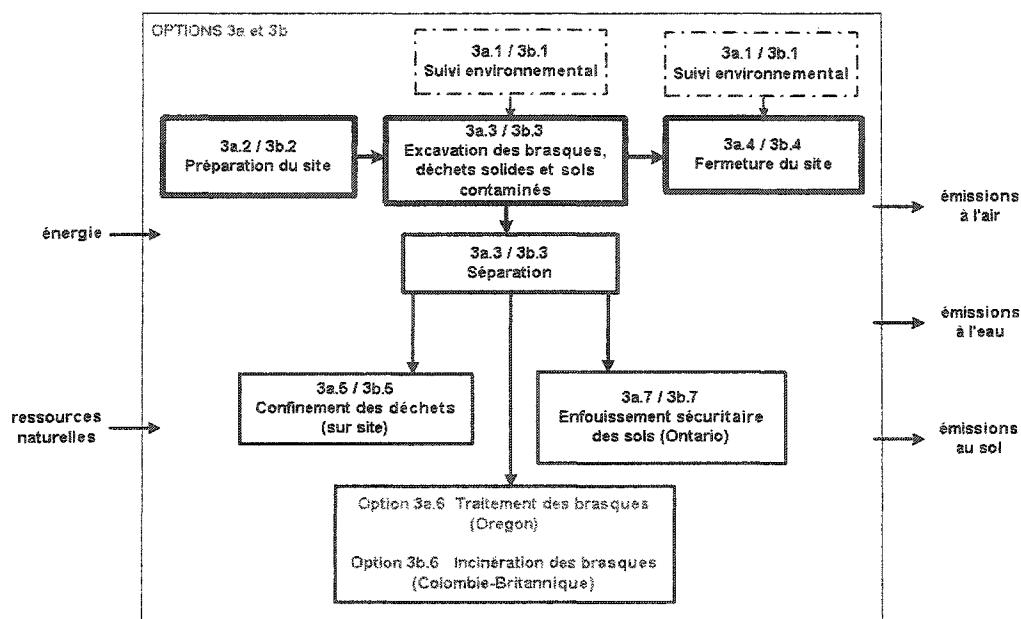


Figure 1.8 : Représentation schématique des principales étapes requises aux options 3a et 3b.

3.1 Suivi environnemental

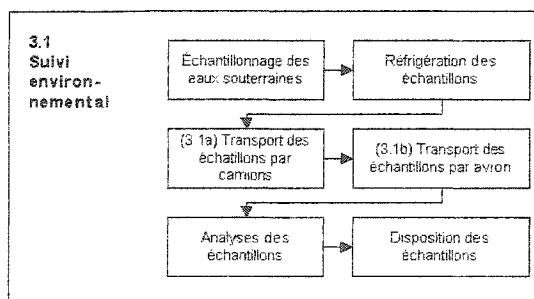


Figure 1.9 : Procédés requis à l'étape 3.1 (options 3a et 3b).

Tout comme à l'option 2, le transport requis au suivi environnemental n'est pas considéré étant donné sa faible contribution relative. Les quantités totales de diesel consommé sont de 2.29×10^7 kg (3a) et de 1.84×10^7 kg (3b).

3.2 Préparation du site

Cette étape consiste à l'installation d'une clôture d'acier afin de restreindre l'accès à la zone d'excavation. La contribution de cette étape a été négligée tout comme à l'option 2 puisque les quantités de matériaux sont relativement faibles et la clôture est réutilisable.

3.3 Excavation

L'excavation prend place en sept ans à raison de 20 semaines par année, de la mi-mai à la fin septembre. Le temps a été allongé par rapport à l'option 2 en raison des capacités limitées de traitement et de transport.

L'excavation débute de nouveau par le retrait du matériel de recouvrement (6.31×10^4 m³). Le matériel est retiré à l'aide d'une excavatrice hydraulique, puis déposé dans un camion vers le lieu de dépôt temporaire (200 m de distance).

Les déchets solides et les brasques (5.29×10^5 m³) sont ensuite retirés du site d'enfouissement à l'aide d'une excavatrice hydraulique. Une opération de séparation (en deux étapes) a lieu afin de séparer les brasques des autres déchets solides. La première séparation est effectuée visuellement durant l'excavation. L'hypothèse est posée que 50% des déchets sont séparables de cette façon. L'autre 50% (de plus petite taille) doit passer par un tamis rotatif. L'hypothèse est posée que 100% des brasques sont récupérées par ces deux opérations de séparation, soit 180 000 tonnes. Le détail des calculs relatifs à la séparation est présenté à l'annexe 2b. L'aire de séparation est localisée non loin du site d'enfouissement (476 m aller-retour). Ce lieu a été sélectionné, car il est situé en bordure de la voie ferrée d'où partiront les brasques usées vers le centre de traitement ou vers le lieu d'incinération.

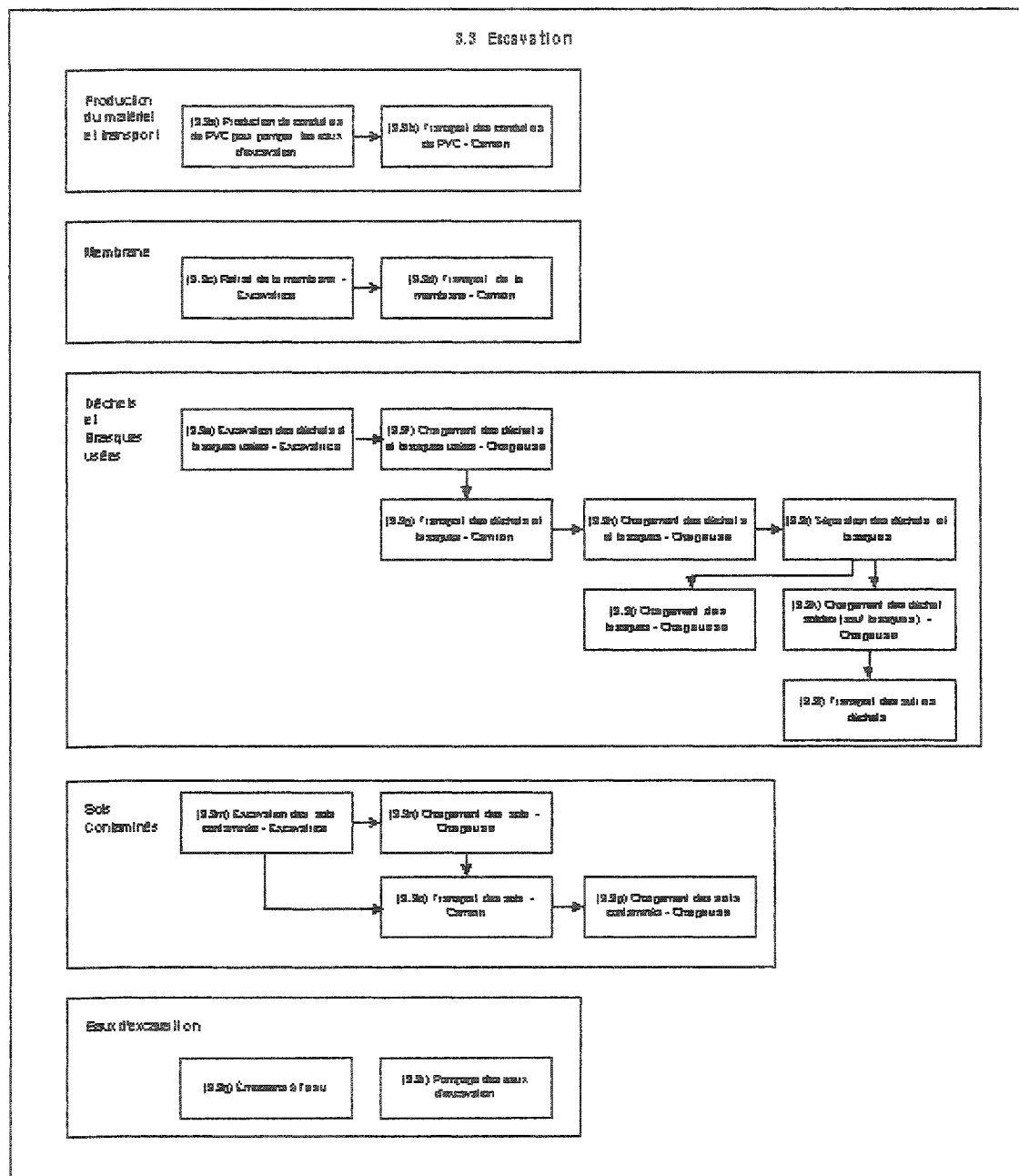


Figure 1.10 : Procédés requis à l'étape 3.3 (options 3a et 3b).

Le transfert au camion est opéré par une chargeuse (loader). Les matériaux secs excavés, autres que les brasques, sont acheminés vers la cellule étanche pour un

confinement permanent. La cellule est située non loin du site d'enfouissement (à 2458 m pour le voyage aller-retour).

L'excavation des sols ($2.30E05 \text{ m}^3$) est effectuée de la même façon qu'à l'option 2, mais cette fois ils ne sont pas acheminés vers la cellule de confinement, mais vers l'aire de séparation pour un envoi vers un centre d'entreposage sécuritaire.

Durant les travaux d'excavation, de l'eau contaminée provenant des précipitations et de la nappe souterraine s'accumule au fond du site et doit être disposée. Cette eau est pompée et évacuée vers un bassin naturel de décantation, tel que recommandé par les représentants du site. Tout comme à l'option 2, les eaux contaminées ont été considérées comme étant envoyées directement à l'environnement marin. L'énergie requise au pompage des eaux et les conduites sont comptabilisés dans l'inventaire de l'ACV (la masse des conduites est estimée à $1.29E03\text{kg}$ comme à l'option 2). Le logiciel HEPL a été utilisé afin de déterminer le volume d'eau qui doit être traité, provenant des précipitations et de la nappe d'eau. Le volume d'eau est de $1.22E+6 \text{ m}^3$. En se basant sur les concentrations moyennes présentes dans les eaux souterraines sous le site en aluminium, fer, fluorures et cyanures les masses totales de contaminants relarguées au bassin de décantation naturelle ont été calculées (voir tableau 1.2).

Tableau 1.2 : Émissions liées aux eaux d'excavation (options 3a et 3b).

Contaminants	Concentration à la source	Masse totale
	[mg/L]	kg
Al	6,11	$7.07E+03$
Fe	8.572	$9.92E+03$
Cyanides	2.881	$3.33E+03$
Fluorides	400	$4.63E+05$

3.4 Fermeture du site

Cette étape est identique à celle de l'option 2.

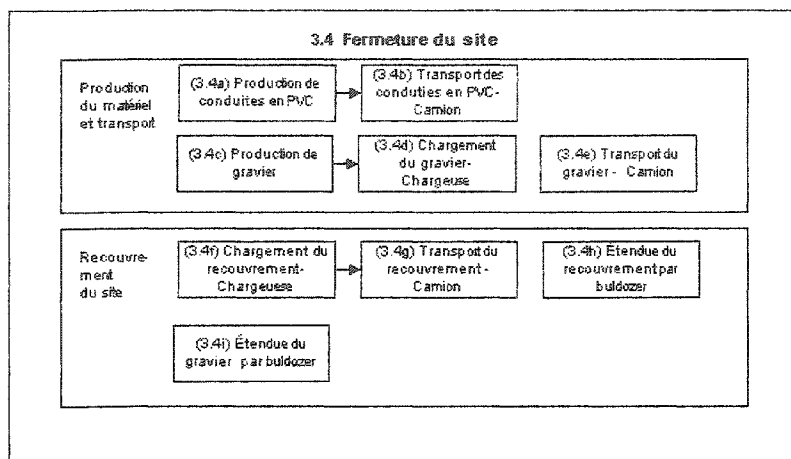


Figure 1.11 : Procédés requis à l'étape 3.4 (options 3a et 3b).

3.5 Confinement

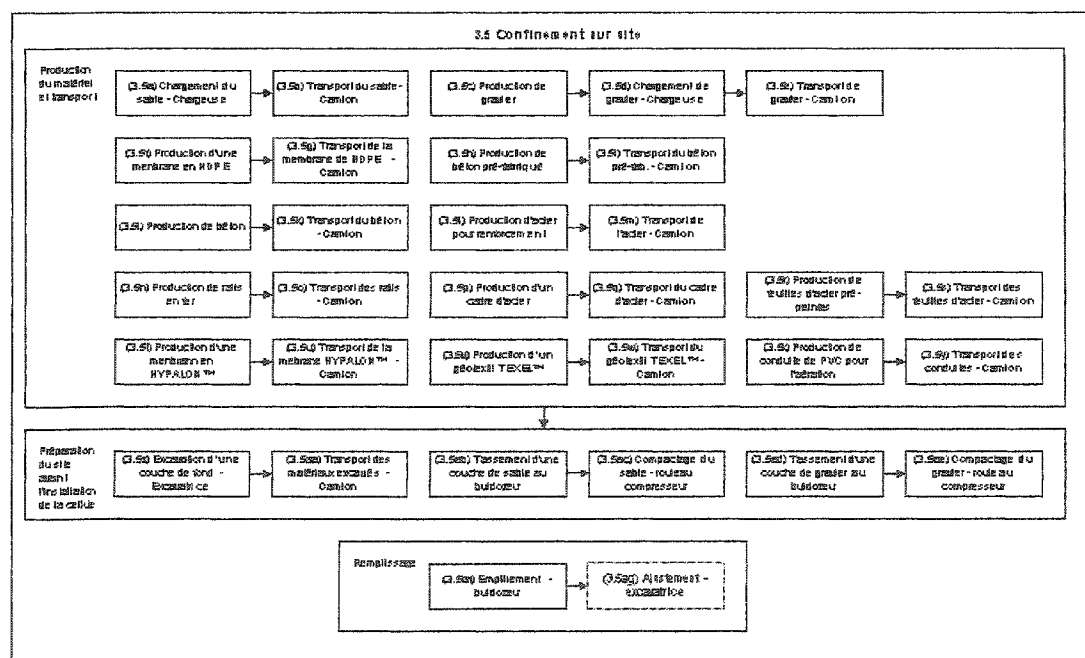


Figure 1.12 : Procédés requis à l'étape 3.5 (options 3a et 3b).

Le transport vers le lieu de traitement est opéré par train dans des contenants d'une capacité de 24 tonnes. La distance parcourue est d'environ 3000 km. Les conteneurs sont transférés sur le camion par un chariot élévateur. Le traitement débute par une réduction mécanique (concasseur à mâchoires) de la taille des brasques usées. Puis un broyeur à marteau permet de réduire la taille des particules à 3.8 cm. Le passage des brasques entre les équipements est assuré par un convoyeur. Les brasques broyées sont ensuite acheminées vers le centre de traitement par camion. Le traitement consiste à l'ajout d'agents chlorés et d'eau et au mélange mécanique. D'autres réactifs entrent également dans le procédé de stabilisation physico-chimique, toutefois, ces derniers ont été exclus en raison de la confidentialité des données. Les brasques sont ensuite disposées dans des cellules étanches de confinement consistant en plusieurs membranes de géotextile ($3.53E+05$ kg), géonet ($3.98E+05$ kg) et de HDPE ($5.16E+06$ kg). La production du matériel requis aux cellules de confinement, de même que le transport et la mise en place sont considérés dans l'ACV.

3b.6 Incinération des brasques usées

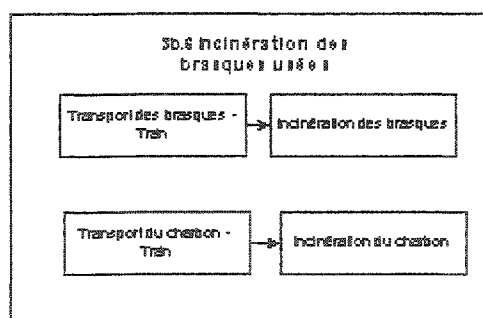


Figure 1.14 : Procédés requis à l'étape 3b.6 (option 3b).

Les brasques sont incinérées dans un four à cimenterie situé à 1300 km du site d'enfouissement. Les conteneurs de 24 tonnes sont transférés du train par un chariot élévateur, puis acheminés à l'opération de concassage. Les brasques sont ensuite introduites par pulvérisation à raison de moins de 2% des combustibles totaux. Cette mesure a pour but d'assurer qu'il n'y ait pas de changement au niveau des émissions

atmosphériques de la cimenterie (Personnet 1999). L'incinération des brasques procure un crédit environnemental à l'option 3b puisqu'une quantité de charbon, combustible traditionnel, est évitée. Les étapes du cycle de vie allant de l'extraction du charbon à la combustion seront créditées à l'option. Le calcul de la masse de charbon évitée est basé sur une équivalence énergétique :

- La masse de brasques incinérée est de 109 800 tonnes correspondant à la partie carbonée des brasques usées estimée à 61% de la masse totale (Personnet 1999).
- Le pouvoir calorifique de la brasque usée est estimé à 16281 kJ/kg (Personnet 1999).
- Le charbon est le combustible traditionnel des fours à cimenterie, son pouvoir calorifique est de 30150 kJ/kg (Mining technology 2002).
- La masse de charbon créditée est de 59 292 tonnes basée sur l'équivalence énergétique (ISO 14049 2000).

3.7 Enfouissement sécuritaire des sols

L'enfouissement des sols contaminés a lieu en Ontario, en raison de l'accord de cette province pour l'enfouissement des sols contaminés. Le transport vers le lieu d'enfouissement est effectué par train dans des contenants d'une capacité de 24 tonnes. La distance parcourue est de 4600 km. Le design, conforme aux plans et devis fournis par la compagnie responsable de l'enfouissement, est illustré à la figure 1.16. La production et le transport des matériaux requis à la cellule sont considérés dans l'ACV. La construction de la cellule est également considérée.

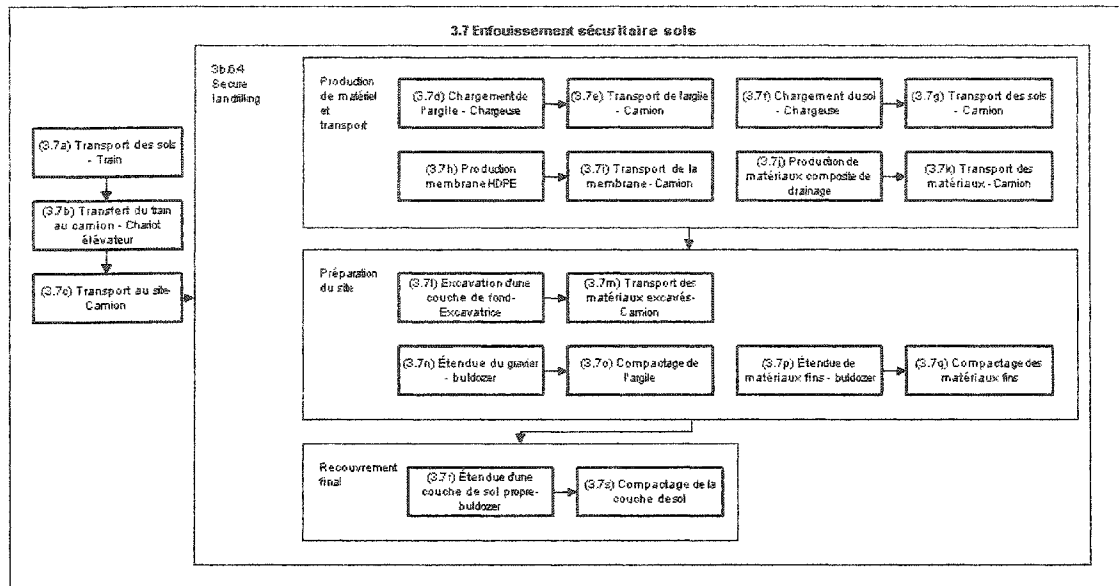


Figure 1.15: Procédés requis à l'étape 3.7 (options 3a et 3b).

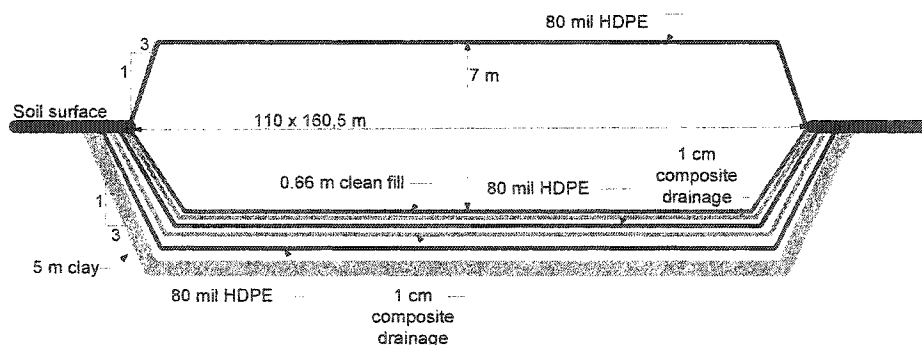


Figure 1.16: Représentation schématique de la cellule de confinement (options 3a et 3b).

Impact primaire

Les émissions à l'environnement marin associées aux sols contaminés durant la période d'excavation doivent être comptabilisées dans l'ACV. De même, l'excavation est effectuée jusqu'à l'atteinte du critère industriel, ainsi une contamination résiduelle

demeure en place et doit être quantifiée dans l'ACV. Pour ce faire, les résultats de la modélisation ont été utilisés (annexe 1). L'hypothèse a été posée de conditions géochimiques stables sur la période de 50 ans. Les quantités totales de fluorures, cyanures, aluminium et fer durant les 50 prochaines années seront les suivantes :

- Fluorures : 2.3E5 kg
- Cyanures : 2.0E3 kg
- Aluminium : 2.1E3 kg
- Fer : 1.4E3 kg

Données

Les camions utilisés pour le transport du matériel de recouvrement, des déchets, des brasques, des sols contaminés, du sable et du gravier ont une capacité de 10 m³. Un camion de 10 m³ est également utilisé pour le transport du béton, mais ce dernier est équipé d'un mélangeur. Les matériaux requis à la cellule de confinement sont transportés par des camions d'une capacité de 40 tonnes. Les émissions associées au transport ont été déterminées selon le rapport conjoint EMEP/CORINAIR (UNECE 2001) alors que les émissions associées à la précombustion ont été tirées de la base de données Franklin (Franklin Associates 1998).

Pour les émissions associées aux équipements mécaniques (excavatrice, chargeuse, bulldozer) le modèle NONROAD publié par le USEPA a été utilisé (US EPA 1998). Pour la production de matériaux, la base de données Franklin et IDEMAT (Delft University of Technology 2001) ont été utilisées.

Références :

- Delft University of Technology. 2001. IDEMAT 2001 database. [En ligne]. <http://www.io.tudelft.nl/research/dfs/idemat/index.htm>.
- Franklin Associates. 1998. Franklin US LCI database. [En ligne]. <http://www.pre.nl/download/manuals/DatabaseManualFranklinUS98.pdf>.
- Personnet. 1999. Treatment and reuse of spent pot lining, an industrial, application in a cement kiln. Conference presented to Light Metals 1999. Edited by C. Edward Eckert.
- Mining technology. [En ligne]. <http://www.mining-technology.com/projects/coalmt/>. (Page consultée le 25 décembre 2002).
- ISO (International Standard Organization). 2000. *Environmental Management- Life Cycle Assessment- Examples of application to goal and scope definition and inventory analysis*. Association canadienne de normalisation. CAN/CSA-ISO 14 049-00.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1998. Exhaust Emission Factors for Nonroad Engine Modeling-Compression-Ignition. EPA/NR/009A. Assessment and Standards Division, États-Unis.
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe). 2001. Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook, 3rd Edition. European Environment Agency. Copenhagen, Denmark.

ANNEXE 2B : SOMMAIRE DES CALCULS RELATIFS AUX FLUX

Volumes de déchets, brasques usées, sols, membrane de recouvrement du site et des cellules de confinement				
Options	matériel	informations	Quantité (Q)	unité calculs
option 2	déchets solides et brasques		4,60E+05	m3
				donnée fournie par les représentants du site
option 2	déchets solides et brasques	expansion 15%	5,29E+05	m3
				hypothèse $Q = V * 1,15$
options 3a/3b	brasques usées	masse brasques = 180 000 t $\rho = 2000 \text{ kg/m}^3$	9,00E+04	m3
				$Q = Q * 1000 / \rho$
options 3a/3b	brasques usées	expansion 15%	1,04E+05	m3
				hypothèse $Q = V * 1,15$
options 2/3a/3b	sols contaminés		1,60E+05	m3
				donnée fournies par Hydrogéo Plus
options 2/3a/3b	sols contaminés	facteur de sécurité 25%	2,00E+05	m3
				hypothèse $Q = V * 1,25$
options 2/3a/3b	sols contaminés	expansion 15%	2,30E+05	m3
				hypothèse $Q = V * 1,15$
options 2/3a/3b	membrane recouvrement	$S = 58936 \text{ m}^2$ $h = 1.07 \text{ m}$	6,31E+04	m3
				hypothèse $Q = S * h$
options 2/3a/3b	membrane recouvrement	expansion 15%	7,25E+04	m3
				hypothèse $Q = V * 1,15$
option 2	V c2 = V cellule de confinement 2	expansion 15%	7,59E+05	m3
				$Q = (V \text{ déchets } (4,60E5 \text{ m}^3) + V \text{ sols contaminés } (2,00E5)) * 1,15$
options 3a/3b	V c3 = V cellule de confinement 3	expansion 15%	4,26E+05	m3
				$Q = (V \text{ déchets } (4,60E5 \text{ m}^3) - V \text{ brasques usées } (9,00E5 \text{ m}^3)) * 1,15$

Volumes ou masses des matériaux

Procédé	Matériel	informations	quantité	unité	donnée inventaire	Données relatives aux calculs
2.3 a/3.3 a	conduite de	D in = 3,042"	1,29E+03	kg	PVC (Franklin)	$Q = (\pi/4) (D_{out}^2 - D_{in}^2) * L * \rho$
	PVC, sch40, d=3"	D out = 3,50 "			PVC extrusion (Idemat)	$L = 600m$
	ponpage eaux excavation					$\rho = 1420 \text{ kg/m}^3$
2.4 a/3.4 a	conduite de	D in = 22,5 "	3,01E+04	kg	PVC (Franklin)	$Q = (\pi/4) (D_{out}^2 - D_{in}^2) * L * \rho$
	PVC, sch40, d=24"	D out = 24,0 "			PVC extrusion (Idemat)	$L = 600m$
	drainage suivant fermeture					$\rho = 1420 \text{ kg/m}^3$
2.4 c/3.4 c	gravier	S = 58936m ²	8,84E+04	m ³	Idemat	$Q = S * h$
	remblayage du site	h = 1,5 m				
2.5 c	gravier	V c2/V c1 = 30,36	8,05E+04	m ³	Idemat	$Q = (Fc2/c1) * (Q \text{ gravier c1})$
		Q gravier c1 = 2,65e3				$V c2 / V c1 = V \text{ cellule 2 } (7,59E5 \text{ m}^3)$
	cellule confinement					$V \text{ cellule réf } (2,5E04m^3)$
option 2	Sable	Fc2/c1 = 30,36	1,96E+05	m ³	--	$Q = (Fc2/c1) * (Q \text{ sable c1})$
	cellule confinement	Q sable c1 = 6,45e3				
option 2	Sable	expansion 15%	2,25E+05	m ³	--	$Q = V_{initiale} * 1,15$
	cellule confinement					
options 3a/3b	Sable	Fc3/c1 = 17,02	1,10E+05	m ³	--	$Q = (Fc3/c1) * (Q \text{ sable c1})$
	cellule confinement	Q sable c1 = 6,45e3				
options 3a/3b	Sable	expansion 15%	1,26E+05	m ³	--	$Q = V_{initiale} * 1,15$
	cellule confinement					
option 2	Couche fond à excaver	expansion 15%	3,17E+05	m ³	--	$Q = 1,15 * (V \text{ sable à ajouter } (1,96E05m^3) + V \text{ gravier à ajouter } (8,04E4m^3))$
	cellule confinement					
options 3a/3b	Couche fond à excaver	expansion 15%	1,78E+05	m ³	--	$Q = 1,15 * (V \text{ sable à ajouter } (1,96E05m^3) + V \text{ gravier à ajouter } (8,04E4m^3))$
	cellule confinement					
2.5 f	HDPE	V c2/V c1 = 30,36	2,09E+05	kg	HDPE (Idemat)	$Q = (Vc2/V c1) * (Q \text{ HDPE c1})$
	cellule confinement	Q HDPE c1 = 6,88e3 kg			extrusion f (Idemat)	
2.5 h	béton réservoir préfab.	V c2/V c1 = 30,36	3,95E+06	kg	Idemat	$Q = (V c2/V c1) * (Q \text{ béton rés. c1})$
	cellule confinement	Q béton rés. c1 = 1,3e5				

Volumes ou masses des matériaux (suite)

Procédé	Matériel	informations	quantité	unité	donnée inventaire	Données relatives aux calculs
2.5 j	béton dalle cellule confinement	V c2/V c1 = 30,36 Q béton dalle c1 = 4,46e6 kg	1,35E+08	kg	Idemat	$Q = (V \text{ c2/V c1}) * (Q \text{ béton dalle c1})$
2.5 l	acier renforcement cellule confinement	V c2/V c1 = 30,36 Q acier renf. c1 = 4,96E5 kg	1,51E+07	kg	Idemat	$Q = (V \text{ c2/V c1}) * (Q \text{ acier renf. c1})$
2.5 n	fer rails cellule confinement	V c2/V c1 = 30,36 Q fer c1 = 1,03e4	3,13E+05	kg	Franklin	$Q = (V \text{ c2/V c1}) * (Q \text{ fer c1})$
2.5 p	acier cadre cellule confinement	V c2/V c1 = 30,36 Q acier cadre c1 = 1,36e5	1,36E+05	kg	Idemat	Q : constant peu importe le volume de la cellule
2.5 r	feuilles acier pré-peint cellule confinement	V c2/V c1 = 30,36 Q acier feuilles c1 = 2,40e4	2,40E+04	kg	Idemat	Q : constant peu importe le volume de la cellule
2.5 t	HYPALON cellule confinement	V c2/V c1 = 30,36 Q hypalon c1 = 7,5e3	2,28E+05	kg	64% LDPE (Idemat) 35% CL2 (Buwal 250)	$Q = (V \text{ c2/V c1}) * (Q \text{ HYPALON c1})$
2.5 v	TEXEL cellule confinement	V c2/V c1 = 30,36 Q texel c1 = 1,62e4	4,92E+05	kg	PP I (Idemat) HDPE extrusion (Idemat)	$Q = (V \text{ c2/V c1}) * (Q \text{ TEXEL c1})$
2.5 x	PVC ventilation cellule confinement	V c2/V c1 = 30,36 Q PVC c1 = 2,22e3	6,74E+04	kg	PVC (Franklin) PVC extrusion (Idemat)	$Q = (V \text{ c2/V c1}) * (Q \text{ PVC c1})$
3.5 c	gravier cellule confinement	V c3/V c1 = 17,02 Q gravier c1 = 2,65e3 m3	4,51E+04	m3	Idemat	$Q = (V \text{ c3/V c1}) * (Q \text{ gravier c1})$ $V \text{ c3/V c1} = \frac{V \text{ cellule 2 (4,25E5 m3)}}{V \text{ cellule réf (2,5E04m3)}}$
3.5 f	HDPE cellule confinement	V c3/V c1 = 17,02 Q HDPE c1 = 6,88e3 kg	1,17E+05	kg	HDPE (Idemat) extrusion I (Idemat)	$Q = (V \text{ c3/V c1}) * (Q \text{ HDPE c1})$
3.5 h	béton réservoir préfab. cellule confinement	V c2/V c1 = 30,36 Q béton rés. c1 = 1,3e5 kg	2,21E+06	kg	Idemat	$Q = (V \text{ c3/V c1}) * (Q \text{ béton rés. c1})$
3.5 j	béton dalle cellule confinement	V c3/V c1 = 17,02 Q béton dalle c1 = 4,46e6 kg	7,59E+07	kg	Idemat	$Q = (V \text{ c3/V c1}) * (Q \text{ béton dalle c1})$

Volumen ou masses des matériaux (suite)						
Procédé	Matériau	Informations	quantité	unité	donnée inventaire	Données relatives aux calculs
3.5 l	acier renforcement cellule confinement	V c3/V cl = 17.02 Q acier renf. cl = 4,96E5 kg	8,44E+06	kg	Idemat	$Q = (V \text{ c3} / V \text{ cl}) * (Q \text{ acier renf. cl})$
3.5 n	fer rails cellule confinement	V c3/V cl = 17.02 Q fer cl = 1,03e4	1,75E+05	kg	Franklin	$Q = (FV \text{ c3} / V \text{ cl}) * (Q \text{ fer cl})$
3.5 p	acier cadre cellule confinement	V c3/V cl = 17.02 Q acier cadre cl = 1,36e5	1,36E+05	kg	Idemat	Q : constant peu importe le volume de la cellule
3.5 r	feuilles acier pré-peint cellule confinement	V c3/V cl = 17.02 Q acier feuilles cl = 2,40e4	2,40E+04	kg	Idemat	Q : constant peu importe le volume de la cellule
3.5 t	HYPALON cellule confinement	V c3/V cl = 17.02 Q hypalon cl = 7,5e3	1,28E+05	kg	64% LDPE (Idemat) 35% CL2 (Buwal 250)	$Q = (V \text{ c3} / V \text{ cl}) * (Q \text{ HYPALON cl})$
3.5 v	TEXEL cellule confinement	V c3/V cl = 17.02 Q texel cl = 1,62e4	2,76E+05	kg	PP I (Idemat) HDPE extrusion (Idemat)	$Q = (V \text{ c3} / V \text{ cl}) * (Q \text{ TEXEL cl})$
3.5 x	PVC ventilation cellule confinement	V c3/V cl = 17.02 Q PVC cl = 2,22e3	3,78E+04	kg	PVC (Franklin) PVC extrusion (Idemat)	$Q = (V \text{ c3} / V \text{ cl}) * (Q \text{ PVC cl})$
3a.6 r	HDPE cellule confinement post-traitement		5,16E+06	kg	HDPE (Idemat) HDPE extrusion (Idemat)	Cf design de la cellule de confinement
3a.6 t	Geonet cellule confinement post-traitement		3,98E+05	kg	LDPE (Idemat) LDPE extrusion (Idemat)	Cf design de la cellule de confinement
3a.6 v	Geotextile cellule confinement post-traitement		3,53E+05	kg	PP (Idemat) HDPE extrusion (Idemat)	Cf design de la cellule de confinement
3.7 h	HDPE cellule confinement sol		1,84E+05	kg	HDPE (Idemat) HDPE extrusion (Idemat)	Cf design de la cellule de confinement
3.7 j	Matériaux composites cellule confinement sol		4,46E+05	kg	LDPE (Idemat) LDPE extrusion (Idemat)	Cf design de la cellule de confinement

Masse des brasques usées et des conteneurs pour le transport

Options	matériel	informations	quantité	unité	calculs
option 3a/3b	brasques usées+conteneurs	masse brasques = 180 000 t nombre conteneurs = 7500 masse conteneur = 6,24 t	8,42E+12	kg	Q= masse conteneurs (6,24t) * conteneurs (7500) + brasques (180 000t)

Masses, volumes des matériaux requis au traitement et enfouissement des brasques (option 3a)

Options	matériel	informations	quantité	unité	calculs
option 3a	cendres	0,3 kg cendre/kg brasque $\rho = 2065 \text{ kg/m}^3$	2,62E+04	m3	Q=0,3 * masse brasques usées (1,8E8kg)/rho
option 3a	cendres +brasques	0,3 kg cendre/kg brasque, $\rho = 1500 \text{ kg/m}^3$	1,56E+05	kg	Q=0,3 * masse brasques usées (1,8E9kg) + masse brasques usées (1,8E8 kg)
option 3a	argile enfouissement brasques traitées		8,02E+04	m3	Selon le design de la cellule de confinement
option 3a	sol propre enfouissement brasques traitées		3,11E+04	m3	Selon le design de la cellule de confinement
option 3a	Sable enfouissement brasques traitées	expansion 15%	1,93E+04	m3	Selon le design de la cellule de confinement

Masse, volume des matériaux requis à l'enfouissement des sols (option 3a et 3b)

Options	matériel	informations	quantité	unité	calculs
options 3a/3b	Couche fond à excaver enfouissement brasques traitées	expansion 15%	1,71E+05	m3	Q argile excavé *1,5 cellules*1,15 Selon le design de la cellule de confinement
options 3a/3b	sols contaminés+conteneurs	masse brasques = 180 000 t nombre conteneurs = 7500 masse conteneur = 6,24 t	3,60E+08	kg	Q= masse conteneurs (6,24t) * conteneurs (15000) + V sols contaminés (2,3e5 m3)*rho sol (1565)
options 3a/3b	argile enfouissement des sols contaminés		2,71E+05	m3	Selon le design de la cellule de confinement
options 3a/3b	sol propre enfouissement des sols contaminés		2,92E+04	m3	Selon le design de la cellule de confinement
options 3a/3b	Couche fond à excaver enfouissement des sols contaminés	expansion 15%	3,51E+05	m3	Q argile excavé *1,72 cellules*1,15

Calculs relatifs à la séparation (options 3a et 3b)

Étape 1: séparation visuelle lors de l'excavation

Matériel	quantité	unité	détails
V déchets (déchets solides +brasques usées)	5,29E+05	m3	brasques + déchets solides et avec expansion 15%
V brasques usées	1,04E+05	m3	avec expansion 15%
Efficacité séparation 1	50,00%		hypothèse: 50% de séparation visuelle lors de l'excavation
V déchets solides dirigé directement vers la cellule de confinement	2,13E+05	m3	V déchets séparés = Efficacité étape 1 (0,50) * V total déchets (5,29E3) - V brasques usées (1,04E05m3)
V brasques dirigé vers l'aire de chargement et de séparation	5,18E+04	m3	V brasques séparés = V brasques (1,04E5m3)*Efficacité étape 1 (0,50)

Étape 2: séparation au tamis rotatif

Matériel	quantité	unité	détails
Fraction brasques/déchets	19,57%		Fraction brasques / déchets = V brasques (1,04E5m3)/V déchets (5,29E05m3)
V déchets dirigé vers l'aire de chargement et de séparation	2,65E+05	m3	V déchets envoyé au tamis = V déchets (5,29E5m3) * Efficacité séparation 1(50%)
V déchets solides séparés dirigé vers la cellule de confinement	2,13E+05	m3	V déchets séparés = V déchets total envoyé étape 2 (2,65E5m3) * fraction déchets solides (1-0,1957)
V brasques séparées	5,18E+04	m3	V brasques séparés = V déchets total envoyé étape 2 * fraction brasques (0,1957)

ANNEXE 2C : CALCULS DES ÉMISSIONS SELON LE MODÈLE CORINAIR

Les détails techniques requis aux calculs des émissions et de la quantité de diesel consommé selon le modèle CORINAIR sont présentés au tableau 1. Dans celui-ci sont identifiés, le procédé (colonne A, se référer à l'annexe 2 pour le diagramme de flux), le matériel transporté et le type de véhicule utilisé (colonne B), la quantité de matériel transporté (colonne C), les unités de la quantité précédente (colonne D). La colonne E précise s'il s'agit du voyage d'aller ou de retour. Le voyage de retour n'est pas toujours comptabilisé dans les calculs. Il n'est pas considéré si d'autres matériaux non requis au système de procédés à l'étude sont transportés durant le voyage de retour. Dans le tableau 1, les données suivantes sont également fournies : la distance parcourue pour un voyage aller-retour (colonne F), la charge totale devant être transportée (colonne G), la distance totale parcourue (colonne H). Celle-ci correspond à la quantité de matériel transporté multipliée par la distance parcourue pour un voyage aller (ou de retour) divisée par la capacité d'un camion de 16-32 tonnes. Pour fins de simplification, cette capacité a été estimée à 25 tonnes ou 9,94 m³, sauf dans quelques cas, signalés dans le tableau 1. Des informations relatives au trajet (pourcentage du trajet effectué en milieu rural, urbain ou sur l'autoroute) sont également présentées au tableau 1 (colonne I). Les distances correspondantes (en km) parcourues en milieu urbain (colonne J), rurale (colonne K) et sur l'autoroute (colonne L) sont présentées dans le tableau. Pour terminer, la vitesse moyenne estimée se trouve dans la colonne M du tableau.

À partir des informations du tableau 1, la quantité de diesel consommé et les émissions produites durant la combustion du diesel sont calculées suivant les équations 1 à 16. Les calculs doivent être répétés pour le voyage de retour lorsque applicable.

Consommation de diesel :

- Si vitesse moyenne ≤ 60 km/h:

$$\text{Diesel [g]} = 1595.1 * M[\text{km/h}]^{-0.4744} (1 + (0.36 ((G[\%] - 50)/100))) * H [\text{km}] \quad (\text{Éq. 1})$$

- Si vitesse > 60 km/h:

$$\text{Diesel [g]} = (0.0382 * M[\text{km/h}]^{-2.5.163M}) + 399.3 * (1 + (0.36 * ((G[\%] - 50) / 100))) * H [\text{km}] \quad (\text{Éq. 2})$$

Monoxide de carbone:

$$\text{CO [g]} = 37.28 * M[\text{km/h}]^{-0.6945} (((55 * J[\text{km}] / H[\text{km}]) + (50 * K[\text{km}] / H[\text{km}]) + (35 * L[\text{km}] / H[\text{km}])) / 100) * (1 + (0.42 * ((G[\%] - 50) / 100))) * H [\text{km}] \quad (\text{Éq. 3})$$

Carbone organique volatil:

$$\text{COV [g]} = 40.12 * M[\text{km/h}]^{-0.8774} (((55 * J[\text{km}] / H[\text{km}]) + (40 * K[\text{km}] / H[\text{km}]) + (35 * L[\text{km}] / H[\text{km}])) / 100) * H [\text{km}] \quad (\text{Éq. 4})$$

Méthane:

$$\text{CH}_4 [\text{g}] = ((0.175 * J[\text{km}] / H[\text{km}]) + (0.08 * K[\text{km}] / H[\text{km}]) + (0.07 * L[\text{km}] / H[\text{km}])) * H [\text{km}] \quad (\text{Éq. 5})$$

Carbone organique volatil autre que le méthane:

$$\text{nmCOV [g]} = \text{COV [g]} - \text{CH}_4 [\text{g}] \quad (\text{Éq. 6})$$

Oxydes d'azote:

$$\text{NO}_x [\text{g}] = 108.38 * M [\text{km/h}]^{-0.6061} (((60 * J[\text{km}] / H[\text{km}]) + (55 * K[\text{km}] / H[\text{km}]) + (55 * L[\text{km}] / H[\text{km}])) / 100) * (1 + (0.36 * ((G[\%] - 50) / 100))) * H [\text{km}] \quad (\text{Éq. 7})$$

Monoxide de diazote:

$$\text{N}_2\text{O [g]} = ((0.03 * J[\text{km}] / H[\text{km}]) + (0.03 * K[\text{km}] / H[\text{km}]) + (0.03 * L[\text{km}] / H[\text{km}])) * H [\text{km}] \quad (\text{Éq. 8})$$

Dioxyde de soufre:

$$\text{SO}_2 [\text{g}] = 0.0033 * 2 * \text{Diesel [g]} \quad (\text{Éq. 9})$$

Particules fines:

$$\text{PM [g]} = 10.89 * M[\text{km/h}]^{-0.7105} (((75 * J[\text{km}] / H[\text{km}]) + (75 * K[\text{km}] / H[\text{km}]) + (75 * L[\text{km}] / H[\text{km}])) / 100) * (1 + (0.16 * ((G[\%] - 50) / 100))) * H [\text{km}] \quad (\text{Éq. 10})$$

Métaux lourds :

$$\text{Cd [mg]} = 0.01 * \text{Diesel [g]} \quad (\text{Éq. 11})$$

$$\text{Cu [g]} = 1.7 * \text{Diesel [g]} \quad (\text{Éq. 12})$$

$$\text{Cr [g]} = 0.05 * \text{Diesel [g]} \quad (\text{Éq. 13})$$

$$\text{Ni [g]} = 0.07 * \text{Diesel [g]} \quad (\text{Éq. 14})$$

$$\text{Sc [g]} = 0.01 * \text{Diesel [g]} \quad (\text{Éq. 15})$$

$$\text{Zn [g]} = \text{Diesel [g]} \quad (\text{Éq. 16})$$

Tableau 1 : Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle CORINAIR

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
					[km]	[%]	[km]		[km]	[km]	[km]	[km/h]
2.3 b	conduite de PVC	1,29E+03	kg	aller	6,85E+01	100	3,54E+00	25% rural	0	8,86E-01	2,66E+00	90
Camion 16-32 t												
75% autoroute												
2.3 d	membrane	7,25E+04	m3	aller	2,00E-01	100	1,46E+03	100% urbain	1,46E+03	0	0	20
Camion 16-32 t												
75% autoroute												
2.3 g	déchets	5,29E+05	m3	aller	2,46E+00	100	1,31E+05	50% rural	6,54E+04	6,54E+04	0	40
Camion 16-32 t												
75% autoroute												
2.3 j	sols contaminés	2,30E+05	m3	aller	2,46E+00	100	5,69E+04	50% rural	2,84E+04	2,84E+04	0	40
Camion 16-32 t												
75% autoroute												
2.4 b	conduite de PVC	3,01E+04	kg	aller	6,85E+01	100	8,25E+01	25% rural	0	2,06E+01	6,19E+01	90
Camion 16-32 t												
75% autoroute												
2.4 e	gravier	8,84E+04	m3	aller	5,00E+00	100	4,45E+04	100% rural	0	4,45E+04	0	60
Camion 16-32 t												
75% autoroute												
2.4 g	membrane	7,25E+04	m3	aller	2,00E-01	100	1,46E+03	100% urbain	1,46E+03	0	0	20
Camion 16-32 t												
75% autoroute												
2.5 b	sable	2,25E+05	m3	aller	5,00E+00	100	1,13E+05	100% rural	0	1,13E+05	0	60
Camion 16-32 t												
75% autoroute												
2.5 e	gravier	8,05E+04	m3	aller	5,00E+00	100	4,05E+04	100% rural	0	4,05E+04	0	60
Camion 16-32 t												
75% autoroute												
2.5 g	HIDPE	2,09E+05	kg	aller	6,85E+01	100	5,72E+02	25% rural	0	1,43E+02	4,29E+02	90
Camion 16-32 t												
75% autoroute												

Légende: A : Identification du procédé; B: matériel transporté et type d'équipement de transport; C : quantité de matériel transporté; D : unité; E: identification du trajet d'aller et de retour (si applicable); F: distance parcourue pour un aller et un retour; G: charge totale transportée; H: distance totale parcourue ($H = C * F$ / capacité moyenne d'un camion de 16-32 tonnes soit 25 tonnes ou 9,94 m3); I: informations sur le trajet; J: distance urbaine; K: distance rurale; L: distance autoroute; M: vitesse moyenne.

Tableau 1 (suite): Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle CORINAIR

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
					[km]	[%]	[km]		[km]	[km]	[km]	[km/h]
2.5 i	béton préfab.	3,95E+06	kg	aller	6,85E+01	100	1,08E+04	25% rural	0	2,70E+03	8,11E+03	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
2.5 k	béton dalle	1,35E+08	kg	aller	8,00E+00	100	5,02E+04	100% rural	0	5,02E+04	0	60
	Camion 21,6 t											
2.5 m	acier	1,51E+07	kg	aller	6,85E+01	100	4,13E+04	25% rural	0	1,03E+04	3,09E+04	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
2.5 o	fer rails	3,13E+05	kg	aller	6,85E+01	100	8,57E+02	25% rural	0	2,14E+02	6,43E+02	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
2.5 q	acier cadre	1,36E+05	kg	aller	6,85E+01	100	3,73E+02	25% rural	0	9,32E+01	2,79E+02	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
2.5 s	feuilles acier	2,40E+04	kg	aller	6,85E+01	100	6,58E+01	25% rural	0	1,64E+01	4,93E+01	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
2.5 u	Hypalon	2,28E+05	kg	aller	6,85E+01	100	6,24E+02	25% rural	0	1,56E+02	4,68E+02	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
2.5 w	TEXEL	4,92E+05	kg	aller	6,85E+01	100	1,35E+03	25% rural	0	3,37E+02	1,01E+03	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
2.5 y	PVC ventilation	6,74E+04	kg	aller	6,85E+01	100	1,85E+02	25% rural	0	4,62E+01	1,39E+02	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
2.5 aa	couche fond	3,17E+05	m3	aller	0,2	100	6,37E+03	100% urbain	6,37E+03	0	0	20
	Camion 16-32 t			retour		0			6,37E+03	0	0	20

Légende: A : Identification du procédé, B: matériel transporté et type d'équipement de transport, C : quantité de matériel transporté, D : unité, E: identification du trajet d'aller et de retour (si applicable), F: distance parcourue pour un aller et un retour, G: charge totale transportée, H: distance totale parcourue ($H = C * F$ / capacité moyenne d'un camion de 16-32 tonnes soit 25 tonnes ou 9,94 m³), I: informations sur le trajet, J: distance urbaine, K: distance rurale, L: distance autoroute, M: vitesse moyenne.

Tableau 1 (suite): Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle CORINAIR

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
					[km]	[%]	[km]		[km]	[km]	[km]	[km/h]
3.3 b	conduite de PVC	1,29E+03	kg	aller	6,85E+01	100	3,54E+00	25% rural	0	8,86E-01	2,66E+00	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3.3 d	membrane	7,25E+04	m3	aller	2,00E-01	100	1,46E+03	100% urbain	1,46E+03	0	0	20
	Camion 16-32 t			retour	2,00E-01	0	1,46E+03		1,46E+03	0	0	20
3.3 g	déchets +	3,16E+05	m3	aller	4,76E-01	100	1,51E+04	Déchets vers	1,51E+04	0	0	20
	brasques					0	1,51E+04	étape séparation 2	1,51E+04	0	0	20
	Camion 16-32 t							Transport du site d'enfouissement à l'aire de séparation				
3.3 h	déchets solides	2,13E+05	m3		2,46E+00	100	5,26E+04	Déchets	2,63E+04	2,63E+04	0	40
	Camion 16-32 t					0	5,26E+04	séparés étape 1	2,63E+04	2,63E+04	0	40
								Transport du site d'enfouissement à l'aire de chargement				
3.3 i	déchets solides	2,13E+05	m3		2,38E-01	100	5,09E+03	Déchets séparés	2,55E+03	2,55E+03	0	40
	Camion 16-32 t					0	5,09E+03	étape 2	2,55E+03	2,55E+03	0	40
								Transport de l'aire de séparation vers cellule confinement				
3.3 o	sols contaminés	2,30E+05	m3	aller	4,76E-01	100	1,10E+04	100% urbain	1,10E+04	0	0	20
	Camion 16-32 t			retour	4,76E-01	0	1,10E+04		1,10E+04	0	0	20
3.4 b	conduite de PVC	3,01E+04	kg	aller	6,85E+01	100	8,25E+01	25% rural	0	2,06E+01	6,19E+01	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				

Légende: A : Identification du procédé, B: matériel transporté et type d'équipement de transport, C : quantité de matériel transporté, D : unité, E: identification du trajet d'aller et de retour (si applicable), F: distance parcourue pour un aller et un retour, G: charge totale transportée, H: distance totale parcourue ($H = C * F$ / capacité moyenne d'un camion de 16-32 tonnes soit 25 tonnes ou 9,94 m³), I: informations sur le trajet, J: distance urbaine, K: distance rurale, L: distance autoroute, M: vitesse moyenne.

Tableau 1 (suite): Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle CORINAIR

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
					[km]	[%]	[km]		[km]	[km]	[km]	[km/h]
3.4 e	gravier	8,84E+04	m3	aller	5,00E+00	100	4,45E+04	100% rural	0	4,45E+04	0	60
	Camion 16-32 t			retour	5,00E+00	0	4,45E+04		0	4,45E+04	0	60
3.4 g	membrane	7,25E+04	m3	aller	2,00E-01	100	1,46E+03	100% urbain	1,46E+03	0	0	20
	Camion 16-32 t			retour	2,00E-01	0	1,46E+03		1,46E+03	0	0	20
3.5 b	sable	1,26E+05	m3	aller	5,00E+00	100	6,35E+04	100% rural	0	6,35E+04	0	60
	Camion 16-32 t			retour	5,00E+00	0	6,35E+04		0	6,35E+04	0	60
3.5 e	gravier	4,51E+04	m3	aller	5,00E+00	100	2,27E+04	100% rural	0	2,27E+04	0	60
	Camion 16-32 t				5,00E+00	0	2,27E+04		0	2,27E+04	0	60
3.5 g	HDPE	1,17E+05	kg	aller	6,85E+01	100	3,21E+02	25% rural	0	8,02E+01	2,41E+02	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3.5 i	béton préfab.	2,21E+06	kg	aller	6,85E+01	100	6,06E+03	25% rural	0	1,52E+03	4,55E+03	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3.5 k	béton dalle	7,59E+07	kg	aller	8,00E+00	100	2,81E+04	100% rural	0	2,81E+04	0	60
	Camion 16-32 t							charge camion= 21.6 t				
3.5 m	acier	8,44E+06	kg	aller	6,85E+01	100	2,31E+04	25% rural	0	5,78E+03	1,73E+04	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3.5 o	fer rails	1,75E+05	kg	aller	6,85E+01	100	4,80E+02	25% rural	0	1,20E+02	3,60E+02	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				

Légende: A : Identification du procédé, B: matériel transporté et type d'équipement de transport, C : quantité de matériel transporté, D : unité, E: identification du trajet d'aller et de retour (si applicable), F: distance parcourue pour un aller et un retour, G: charge totale transportée, H: distance totale parcourue ($H = C * F$ / capacité moyenne d'un camion de 16-32 tonnes soit 25 tonnes ou 9,94 m³), I: informations sur le trajet, J: distance urbaine, K: distance rurale, L: distance autoroute, M: vitesse moyenne.

Tableau 1 (suite): Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle CORINAIR

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
					[km]	[%]	[km]		[km]	[km]	[km]	[km/h]
3.5 q	acier cadre	1,36E+05	kg	aller	6,85E+01	100	3,73E+02	25% rural	0	9,32E+01	2,79E+02	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3.5 s	feuilles acier	2,40E+04	kg	aller	6,85E+01	100	6,58E+01	25% rural	0	1,64E+01	4,93E+01	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3.5 u	Hypalon	1,28E+05	kg	aller	6,85E+01	100	3,50E+02	25% rural	0	8,74E+01	2,62E+02	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3.5 w	TEXEL	2,76E+05	kg	aller	6,85E+01	100	7,55E+02	25% rural	0	1,89E+02	5,67E+02	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3.5 y	PVC ventilation	3,78E+04	kg	aller	6,85E+01	100	1,04E+02	25% rural	0	2,59E+01	7,76E+01	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3.5 aa	couche fond	1,78E+05	m3	aller	2,00E-01	100	3,58E+03	100% urbain	3,58E+03	0	0	20
	Camion 16-32 t			retour	2,00E-01	0			3,58E+03	0	0	20
3a.6 c	brasques+conteneurs	8,42E+12	kg	aller	1,60E+00	100	1,20E+04	100% urbain	1,20E+04	0	0	20
	Camion 16-32 t			retour	1,60E+00	0	1,20E+04	7500 trajets	1,20E+04	0	0	20
3a.6 g	brasques broyées	1,04E+05	kg	aller	1,83E-01	100	1,91E+03	100% urbain	1,91E+03	0	0	20
	Camion 16-32 t			retour	1,83E-01	0	1,91E+03		1,91E+03	0	0	20
3a.6 i	cendres	2,62E+04	m3	aller	2,37E+02	100	6,24E+05	25% rural	0	1,56E+05	4,68E+05	90
	Camion 16-32 t			retour	2,37E+02	0	6,24E+05	75% autoroute	0	1,56E+05	4,68E+05	90

Légende: A : Identification du procédé, B: matériel transporté et type d'équipement de transport, C : quantité de matériel transporté, D : unité, E: identification du trajet d'aller et de retour (si applicable), F: distance parcourue pour un aller et un retour, G: charge totale transportée, H: distance totale parcourue ($H = C * F$ / capacité moyenne d'un camion de 16-32 tonnes soit 25 tonnes ou 9,94 m3), I: informations sur le trajet, J: distance urbaine, K: distance rurale, L: distance autoroute, M: vitesse moyenne.

Tableau 1 (suite): Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle CORINAIR

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
					[km]	[%]	[km]		[km]	[km]	[km]	[km/h]
3a.6 k	brasques traitées	1,56E+05	m3	aller	4,57E-01	100	7,17E+03	100% urbain	7,17E+03	0	0	20
	Camion 16-32 t			retour	4,57E-01	0	7,17E+03		7,17E+03	0	0	20
3a.6 m	argile	8,02E+04	m3	aller	5,00E+00	100	4,03E+04	100% rural	0	4,03E+04	0	60
	Camion 16-32 t			retour	5,00E+00	0	4,03E+04		0	4,03E+04	0	60
3a.6 o	soil propre	3,11E+04	m3	aller	5,00E+00	100	1,56E+04	100% rural	0	1,56E+04	0	60
	Camion 16-32 t			retour	5,00E+00	0	1,56E+04		0	1,56E+04	0	60
3a.6 q	sable	1,93E+04	m3	aller	5,00E+00	100	9,71E+03	100% rural	0	9,71E+03	0	60
	Camion 16-32 t			retour	5,00E+00	0	9,71E+03		0	9,71E+03	0	60
3a.6 s	HDPE	5,16E+06	kg	aller	2,37E+02	100	4,90E+04	25% rural	0	1,22E+04	3,67E+04	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3a.6 u	Geonet	3,98E+05	kg	aller	2,37E+02	100	3,78E+03	25% rural	0	9,44E+02	2,83E+03	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3a.6 w	Geotextile	3,53E+05	kg	aller	2,37E+02	100	3,34E+03	25% rural	0	8,36E+02	2,51E+03	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3a.6 y	couche fond	1,71E+05	kg	aller	2,00E-01	100	3,43E+03	100% urbain	3,43E+03	0	0	20
	Camion 16-32 t			retour	2,00E-01	0	3,43E+03		3,43E+03	0	0	20
3.7 c	sofs+conteneurs	3,60E+08	kg	aller	1,60E+00	100	2,40E+04	100% urbain	2,40E+04	0	0	20
	Camion 16-32 t			retour	1,60E+00	0	2,40E+04		2,40E+04	0	0	20

Légende: A : Identification du procédé, B: matériel transporté et type d'équipement de transport, C : quantité de matériel transporté, D : unité, E: identification du trajet d'aller et de retour (si applicable), F: distance parcourue pour un aller et un retour, G: charge totale transportée, H: distance totale parcourue ($H = C * F$ / capacité moyenne d'un camion de 16-32 tonnes soit 25 tonnes ou 9,94 m3), I: informations sur le trajet, J: distance urbaine, K: distance rurale, L: distance autoroute, M: vitesse moyenne.

Tableau 1 (suite): Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle CORINAIR

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
					[km]	[%]	[km]		[km]	[km]	[km]	[km/h]
3.7 e	argile	2,71E+05	m3	aller	5,00E+00	100	1,37E+05	100% urbain	0	1,37E+05	0	20
	Camion 16-32 t			retour	5,00E+00	0	1,37E+05		0	1,37E+05	0	20
3.7 g	sols propres	2,92E+04	m3	aller	5,00E+00	100	1,47E+04	100% urbain	0	1,47E+04	0	20
	Camion 16-32 t			retour	5,00E+00	0	1,47E+04		0	1,47E+04	0	20
3.7 i	HDPE	1,84E+05	kg	aller	5,20E+01	100	3,83E+05	100% urbain	0	9,57E+04	2,87E+05	90
	Camion 16-32 t											
3.7 k	matériaux composites	4,46E+05	kg	aller	5,20E+01	100	9,28E+02	25% rural	0	2,32E+02	6,96E+02	90
	Camion 16-32 t							75% autoroute				
3.7 m	Couche de fond	3,51E+05	m3	aller	2,00E-01	100	7,07E+03	100% urbain	7,07E+03	0	0	20
	Camion 16-32 t			retour	2,00E-01	0	7,07E+03		7,07E+03	0	0	20

Légende: A : Identification du procédé, B: matériel transporté et type d'équipement de transport, C : quantité de matériel transporté, D : unité, E: identification du trajet d'aller et de retour (si applicable), F: distance parcourue pour un aller et un retour, G: charge totale transportée, H: distance totale parcourue ($H = C * F$ / capacité moyenne d'un camion de 16-32 tonnes soit 25 tonnes ou 9,94 m³), I: informations sur le trajet, J: distance urbaine, K: distance rurale, L: distance autoroute, M: vitesse moyenne.

ANNEXE 2D : CALCULS DES ÉMISSIONS SELON LE MODÈLE NONROAD

Les détails techniques pour le calcul des émissions et de la quantité de diesel consommé, selon le modèle NONROAD, sont fournis au tableau 2. Dans celui-ci sont identifiés, le procédé (colonne A, se référer à l'annexe 2 pour le diagramme de flux), le volume de matériaux traité par l'équipement (colonne B), l'équipement et le modèle (colonne C), la puissance (colonne D), la capacité à l'heure (colonne E), le temps d'opération (colonne G) et le facteur de charge (colonne H).

Les équations 17 à 23 permettent le calcul du diesel consommé et des émissions, en fonction du facteur de charge (colonne H), de la capacité à l'heure (colonne E) et de facteurs d'émissions présentés au tableau 3. Les facteurs d'émissions varient en fonction des facteurs de charge (colonne H) et des substances.

$$\text{Diesel [g]} = H[\%] * G[\text{hp/h}] * \text{diesel [g/hp/h]} \quad (\text{Éq. 17})$$

$$\text{Particules [g]} = H[\%] * G[\text{hp/h}] * \text{particules [g/hp/h]} \quad (\text{Éq. 18})$$

$$\text{NOx [g]} = H[\%] * G[\text{hp/h}] * \text{NOx [g/hp/h]} \quad (\text{Éq. 19})$$

$$\text{thc [g]} = H[\%] * G[\text{hp/h}] * \text{thc [g/hp/h]} \quad (\text{Éq. 20})$$

$$\text{CO [g]} = H[\%] * G[\text{hp/h}] * \text{CO [g/hp/h]} \quad (\text{Éq. 21})$$

$$\text{CO2 [g]} = H[\%] * G[\text{hp/h}] * \text{CO2 [g/hp/h]} \quad (\text{Éq. 22})$$

$$\text{SO2 [g]} = H[\%] * G[\text{hp/h}] * \text{SO2 [g/hp/h]} \quad (\text{Éq. 23})$$

Tableau 2 : Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle NONROAD

A	B	C	D	E	F	G	H
	[m3]		[hp]	[m3/h]	[h]	[hp h]	[%]
2.3 c							
/3.3c	6,31E+04	excavatrice	385	221,00	285,52	1,10E+05	0,7
	membrane	cat 365B L*1					
2.3 e/							
3.3 e	4,60E+05	excavatrice	385	305,00	1508,20	5,81E+05	0,7
	déchets+brasques	cat 365B L*1					
2.3 f	5,29E+05	chargeuse	311	317,00	1668,77	5,19E+05	0,68
	(déchets+brasques)*1.15	cat 980G*1					
2.3 h/							
3.3 m	2,00E+05	excavatrice	385	305,00	655,74	2,52E+05	0,7
	sol	cat 365B L*1					
2.3 i/							
3.3 n/	2,30E+05	chargeuse	311	317,00	656,62	2,04E+05	0,68
					(90.5% de capacité)		
3.3 p	sol*1.15	cat 980G*1					
2.3 k		pompe	1,5		13440	2,02E+04	0,74
					(24h/jour) * (7jour/ sem) *		
					(20 sem excav /an)*4 ans		
2.4							
d/3.4 d	8,84E+04	chargeuse	311	317,00	278,81	8,67E+04	0,68
	gravier	cat 980G*1					
2.4 f/							
3.4 f	7,25E+04	chargeuse	311	317,00	228,71	7,11E+04	0,68
	membrane	cat 980G*1					
	expansion 15%						
2.4 h/							
3.4 h	7,25E+04	buldozer	240	57,00	1271,93	3,05E+05	0,64
		cat D7R Series					
	membrane	II*1					

Légende: A : Identification du procédé, B : Volume traité, C : Équipement et model, D : Puissance¹, E : Capacité à l'heure¹, F : Temps opération (F=B/E), G : Puissance par heure (G=D*F), H : Facteur de charge¹. 1) Selon les fiches techniques des fabricants et les matériaux.

Tableau 2 (suite) : Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle NONROAD

A	B [m3]	C	D [hp]	E [m3/h]	F [h]	G [hp h]	H [%]
2.4 i/ 3.4 i	8.84E+04	buldozer cat D7R Series II*1	240	57,00	1550,57	3,72E+05	0,64
	gravier						
2.5 a	2.25E+05	chargeuse cat 980G*1	311	317,00	709,78	2,21E+05	0,68
	sable*1.15						
2.5 d	8.05E+04	loader cat 980G*1	311	317,00	253,94	7,90E+04	0,68
	gravier						
2.5 z	3,17E+05	excavatrice cat 365B L*1	385	221,00	1434,39	5,52E+05	0,70
	couche fond						
2.5 ab	2,32E+05	buldozer cat D7R Series II*1	240	126,00	1839,75	4,42E+05	0,64
	sable						
2.5 ac	2,32E+05	rouleau compresseur cat CS-563D*1	145	126,00	1839,75	2,67E+05	0,56
	sable						
2.5 ad	9,02E+04	buldozer cat D7R Series II*1	240	132,00	683,47	1,64E+05	0,64
	gravel						
2.5 ae	9,02E+04	rouleau compresseur cat CS-563D*1	145	132,00	683,47	9,91E+04	0,56
	gravel						
2.5 af	7,59E+05	buldozer cat D9R*1	410	68,00	11161,76	4,58E+06	0,64
	sols+déchets+brasques						
2.5 ag	7,59E+05	excavatrice cat 320C L*1	138	68,00	11161,76	1,54E+06	0,64
	sols+déchets+brasques						
3.3 r		pompe	1,5		23520 (24 h/jour) *(7jour/sem) * (20 sem exca/an)*7 ans	3,53E+04	0,74
3.5 a	1,26E+05	chargeuse cat 980G*1	311	317,00	397,48	1,24E+05	0,68
	sable						
3.5 d	4,51E+04	loader cat 980G*1	311	317,00	142,27	4,42E+04	0,68
	gravier						
3.5 z	1,78E+05	excavatrice cat 365B L*1	385	221,00	805,43	3,10E+05	0,70
	couche fond						

Légende: A : Identification du procédé, B : Volume traité, C : Équipement et model, D : Puissance¹, E : Capacité à l'heure¹, F : Temps opération (F=B/E), G : Puissance par heure (G=D*F), H : Facteur de charge¹.

1) Selon les fiches techniques des fabricants et les matériaux.

Tableau 2 (suite) : Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle NONROAD

A	B [m3]	C	D [hp]	E [m3/h]	F [h]	G [hp h]	H [%]
3.5 ab	1,30E+05	buldozer	240	126,00	1034,42	2,48E+05	0,64
	sable	cat D7R Series II*1					
3.5 ac	1,30E+05	rouleau compresseur	145	126,00	1034,42	1,50E+05	0,56
	sable	cat CS-563D*1					
3.5 ad	5,07E+04	buldozer	240	132,00	383,90	9,21E+04	0,64
	gravel	cat D7R Series II*1					
3.5 ae	5,07E+04	rouleau compresseur	145	132,00	383,90	5,57E+04	0,56
	gravel	cat CS-563D*1					
3.5 af	4,25E+05	buldozer	410	68,00	6250,00	2,56E+06	0,64
	déchets solides	cat D9R*1					
3.5 ag	4,25E+05	excavatrice	138	68,00	6250,00	8,63E+05	0,64
	déchets solides	cat 320C L*1					
3a.6 b		chariot élévateur	230		625,00	1,44E+05	0,30
		DCD320-12*4					
3a.6 d	1,04E+05	concassage*5	60	20,8	5000,00	3,00E+05	0,30
	brasques						
3a.6 e	1,04E+05	convoyeur*5	160	20,8	5000,00	8,00E+05	0,51
	brasques						
3a.6 f	1,04E+05	broyage	150	20,8	5000,00	7,50E+05	0,78
	brasques						
3a.6 h	1,04E+05	Mélangeur	247	2,8	37142,86	9,17E+06	0,70
	brasques	cat 330C L*1					
3a.6 j	1,56E+05	excavatrice	247	100	1560,00	3,85E+05	0,70
	brasques						
	solidifiée	cat 330C L*1					
3a.6 l	8,02E+04	loader	311	317,00	253,00	7,87E+04	0,68
	argile	cat 980G*1					
3a.6 n	3,11E+04	loader	311	317,00	98,04	3,05E+04	0,68
	sol	cat 980G*1					
3a.6 p	1,93E+04	loader	311	317,00	60,78	1,89E+04	0,68
	sable	cat 980G*1					

Légende: A : Identification du procédé, B : Volume traité, C : Équipement et model, D : Puissance¹, E : Capacité à l'heure¹, F : Temps opération (F=B/E), G : Puissance par heure (G=D*F), H : Facteur de charge¹.

1) Selon les fiches techniques des fabricants et les matériaux.

Tableau 2 (suite) : Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle NONROAD

A	B	C	D	E	F	G	H
	[m3]		[hp]	[m3/h]	[h]	[hp h]	[%]
3a.6 x	1.71E+05	excavatrice	385	221	773.76	2,98E+05	0,70
	couche fond	cat 365B L*1					
3a.6 z	6,69E+07	Bulldozer	240	500	133720	3,21E+07	0,64
	argile	cat D7R Series II*1					
3a.6 aa	6,69E+07	rouleau compresseur	145	650	102861	1,49E+07	0,56
	argile	cat CS-563D*1					
3a.6 ab	4.11E+04	buldozer	240	340	120,82	2,90E+04	0,64
	sol	cat D7R Series II*1					
				60			
3a.6 ac	4,11E+04	rouleau compresseur	145	324	126.78	1,84E+04	0,56
	sol	cat CS-563D*1					
3a.6 ad	1,93E+04	buldozer	240	126,00	153,20	3,68E+04	0,64
	sable	cat D7R Series II*1					
3a.6 ae	1,93E+04	rouleau compresseur	145	126,00	153,20	2,22E+04	0,56
	sable	cat CS-563D*1					
3a.6 af	8,02E+04	buldozer	240	500	160,38	3,85E+04	0,64
	argile	cat D7R Series II*1					
3a.6 ag	8,02E+04	rouleau compresseur	145	650	123,37	1,79E+04	0,56
	argile	cat CS-563D*1					
3a.6 ah	3,11E+04	buldozer	240	340	91,41	2,19E+04	0,64
	sol propre	cat D7R Series II*1					
3a.6 ai	3,11E+04	rouleau compresseur	145	324	95,92	1,39E+04	0,56
	sol propre	cat CS-563D*1					
3.7 b	3,60E+08	chariot élévateur	230		1250,00	2,88E+05	0,30
	sols						
	contaminés+conteneurs	DCD320-12*4					
3.7 d	2,71E+05	chargeuse	311	317,00	854.89	2,66E+05	0,64
	argile	cat 980G*1					
3.7 f	2,92E+04	chargeuse	311	317,00	92.11	2,86E+04	0,56
	sol propre	cat 980G*1					
3.7 l	3,51E+05	excavatrice	385	221,00	1588,24	6,11E+05	0,7
	couche de fond	cat 365B L*1					
3.7 n	2,71E+05	buldozer	240	500,00	542,00	1,30E+05	0,64
	argile	cat D7R Series II*1					

Légende: A : Identification du procédé, B : Volume traité, C : Équipement et model, D : Puissance¹, E : Capacité à l'heure¹, F : Temps opération (F=B/E), G : Puissance par heure (G=D*F), H : Facteur de charge¹.

1) Selon les fiches techniques des fabricants et les matériaux.

Tableau 2 (suite) : Détails techniques pour le calcul des émissions et de la consommation de diesel selon le modèle NONROAD

A	B	C	D	E	F	G	H
	[m3]		[hp]	[m3/h]	[h]	[hp h]	[%]
3.7 b	3,60E+08	chariot élévateur	230		1250,00	2.88E+05	0,30
	sols contaminés+conteneurs	DCD320-12*4					
3.7 d	2,71E+05	chargeuse	311	317,00	854,89	2.66E+05	0,64
	argile	cat 980G*1					
3.7 f	2,92E+04	chargeuse	311	317,00	92,11	2.86E+04	0,56
	sol propre	cat 980G*1					
3.7 l	3,51E+05	excavatrice	385	221,00	1588,24	6.11E+05	0,7
	couche de fond	cat 365B L*1					
3.7 n	2,71E+05	buldozer	240	500,00	542,00	1.30E+05	0,64
		cat D7R Series					
	argile	II*1					
		rouleau					
3.7 o	2,71E+05	compresseur	145	650,00	416,92	6.05E+04	0,56
	argile	cat CP-563D*1					
3.7 p	2.05E+04	buldozer	240	375,00	54,60	1.31E+04	0,64
	matériaux fins	cat D7R Series II*1					
3.7 q	2.05E+04	rouleau compresseur	240	58,00	353,00	8.47E+04	0,56
	matériaux fins	cat CS-563D*1					
3.7 r	2,30E+05	buldozer	240	340,00	676,47	1.62E+05	0,64
		cat D7R Series					
	sol contaminés	II*1					
		rouleau					
3.7 s	2,30E+05	compresseur	145	324,00	709,88	1.03E+05	0,56
	sol contaminés	cat CS-563D*1					

Légende: A : Identification du procédé, B : Volume traité, C : Équipement et model, D : Puissance¹, E : Capacité à l'heure¹, F : Temps opération (F=B/E), G : Puissance par heure (G=D*F), H : Facteur de charge¹.

1) Selon les fiches techniques des fabricants et les matériaux.

Tableau 3 : Facteurs d'émissions selon le modèle NONROAD

Facteur de							
charge	diesel	particules	nox	thc	co	CO2 ^a	SO2 ^b
%	[g/hp.h]	[g/hp.h]	[g/hp.h]	[g/hp.h]	[g/hp.h]	[g/hp.h]	[g/hp.h]
0,78	214,55	0,4028	7,598	0,966	2,576	684,423	1,379
0,74	238,59	1,1024	7,336	0,828	13,202	761,114	1,535
0,70	188,24	0,2244	4,633	0,3982	1,808	600,498	1,212
0,68	173,28	0,2436	3,936	0,2068	2,984	552,748	1,117
0,64	166,47	0,247	5,568	0,3045	1,216	531,043	1,073
0,62	185,07	0,481	5,088	0,4872	3,04	590,369	1,191
0,56	166,47	0,286	5,664	0,348	1,672	531,043	1,072
0,51	185,07	0,36	4	0,2	1,3	590,369	1,193
0,30	173,28	0,3857	5,568	0,329	2,984	552,748	1,116

Notes : a) CO2 = diesel [g/hp.h]*0,87/12 * 44, b) SO2 = (diesel [g/hp.h]*0,978-thc)*0,0033*2

ANNEXE 2E: RESULTATS D'INVENTAIRE

Se référer aux diagrammes de flux (annexe 2) pour l'identification des procédés.

Option 1: Ressources					Option 1: Émissions à l'air (suite)				
Substances	Unité	Total	Impact primaire	1.1 Suivi environnemental	Substances	Unité	Total	Impact primaire	1.1 Suivi environnemental
bauxite	kg	17.61	x	17.61	CO2 (non-fossil)	kg	1.036	x	1.036
coal	kg	281.7	x	281.7	cobalt	mg	18.68	x	18.68
coal FAL	kg	22.07	x	22.07	Cr	mg	75.31	x	75.31
crude oil	ton	56.75	x	56.75	Cu	g	2.041	x	2.041
crude oil FAL	ton	1.297	x	1.297	CxHy	kg	302.5	x	302.5
iron (ore)	kg	7.704	x	7.704	dichloromethane	mg	3.565	x	3.565
limestone	kg	1.28	x	1.28	dioxin (TEQ)	ng	4.244	x	4.244
natural gas	ton	3.397	x	3.397	dust (SPM)	kg	18.71	x	18.71
natural gas FAL	kg	89.98	x	89.98	formaldehyde	mg	3.565	x	3.565
uranium FAL	mg	89.98	x	89.98	H2	g	209.1	x	209.1
water	ton	11.56	x	11.56	H2S	g	181.6	x	181.6
wood/wood wastes	g	927	x	927	HCl	g	279.4	x	279.4
					Hg	mg	4.414	x	4.414
					kerosene	mg	16.98	x	16.98
					metals	mg	424.4	x	424.4
					methane	kg	14.9	x	14.9
					Mn	mg	18.68	x	18.68
					n- nitrodimethylamine	µg	168.1	x	168.1
					N2O	g	233.4	x	233.4
					naphthalene	mg	1.188	x	1.188
					nh3	g	13.7	x	13.7
					Ni	mg	289.2	x	289.2
					nmvoc	g	601.4	x	601.4
					NO2	kg	550.3	x	550.3
					non methane VOC	kg	8.523	x	8.523

Option 1: Émissions à l'air (suite)					Option 1: Émissions à l'eau (suite)				
Substances	Unité	Total	Impact primaire	1.1 Suivi environnemental	Substances	Unité	Total	Impact primaire	1.1 Suivi environnemental
NOx	kg	165.1	x	165.1	Cr	mg	220.7	x	220.7
organic substances	g	50.93	x	50.93	CxHy	kg	1.101	x	1.101
particulates (unspecified)	kg	1.095	x	1.095	cyanide	kg	3880	3880	3.226E-07
Pb	mg	23.77	x	23.77	dissolved solids	kg	5.908	x	5.908
phenol	mg	20.37	x	20.37	Fe	kg	2680	2680	0.003226
Sb	mg	6.452	x	6.452	fluoride ions	kg	448000	448000	0.00006961
Se	mg	24.23	x	24.23	H2	kg	1.651	x	1.651
SO2	kg	63.03	x	63.03	H2SO4	g	1.171	x	1.171
SOx	kg	103.4	x	103.4	Hg	µg	16.64	x	16.64
tetrachloroethene	µg	781	x	781	metallic ions	g	85.59	x	85.59
tetrachloromethane	mg	3.226	x	3.226	Mn	g	1.562	x	1.562
trichloroethene	µg	747	x	747	Na	mg	27.16	x	27.16
VOC	g	669.9	x	669.9	nitrate	mg	6.621	x	6.621
water	ton	68.8	x	68.8	oil	g	137.5	x	137.5
Zn	g	1.201	x	1.201	Pb	mg	2.547	x	2.547
Option 1: Émissions à l'eau					phenol		mg	98.47	x
Substances	Unité	Total	Impact primaire	1.1 Suivi environnemental	phosphate	mg	594.2	x	594.2
Acid as H+	mg	1.426	x	1.426	sulphate	g	174.9	x	174.9
Al	ton	4.24	4.24	x	suspended solids	g	134.1	x	134.1
B	g	4.754	x	4.754	Zn	mg	110.4	x	110.4
Option 1: Émissions solides					s				
BOD	g	297.2	x	297.2	Substances	Unité	Total	Impact primaire	Substances
calcium ions	mg	15.28	x	15.28	inorganic general	kg	12.11	x	inorganic general
Cd	mg	220.7	x	220.7	slag	kg	13.76	x	slag
Cl-	g	767.6	x	767.6	solid waste	kg	22.58	x	solid waste
COD	g	698	x	698	solid waste	kg	22.58	x	22.58

Option 2: Ressources						
Substances	Unité	Total	Impact primaire	2.3 Excavation	2.5 Confinement	2.4 Fermeture site
bauxite	kg	284.3	x	x	284.3	x
clay minerals	kg	2.928	x	x	2.928	x
coal	kg	9.40E+04	x	7.777	9.38E+04	175.9
coal ETH	ton	36.4	x	x	36.4	x
coal FAL	ton	1.26E+04	x	6.094	1.24E+04	201
crude oil (feedstock) FAL	kg	7652	x	100.8	5272	2279
crude oil ETH	ton	6.244	x	x	6.244	x
crude oil FAL	ton	3076	x	337.8	2608	130.4
crude oil IDEMAT	kg	9.27E+05	x	40.89	9.26E+05	924.6
energy (undef.)	GJ	1.38E+04	x	2.098	1.37E+04	47.45
energy from hydro power	MJ	5.91E+06	x	454.9	5.62E+06	2.85E+05
gravel	kton	440.8	x	x	265.7	175.1
gypsum	kton	1.171	x	x	1.171	x
iron (ore)	kg	1.85E+07	x	2.329	1.85E+07	52.67
lignite ETH	ton	16.01	x	x	16.01	x
limestone	kg	2.82E+06	x	354	2.81E+06	1.16E+04
marl	kton	31.2	x	x	31.2	x
natural gas	kg	5.41E+05	x	71.82	5.40E+05	1624
natural gas (feedstock) FAL	kg	2.35E+04	x	309.3	1.62E+04	6993
natural gas (vol)	m3	8005	x	x	8005	x
sand	kton	50.32	x	x	50.32	x
sand, clay	kg	16.01	x	x	16.01	x
scrap, external	kton	6	x	x	6	x
uranium (in ore)	kg	1.121	x	x	1.121	x
uranium (ore)	kg	1061	x	0.7764	1042	17.56
water	ton	8.46E+05	x	18.99	5.21E+05	3.25E+05

Option 2: Émissions à l'air						
Substances	Unité	Total	Impact primaire	2.3 Excavation	2.5 Confinement	2.4 Fermeture site
acrolein	g	145.1	x	0.2189	138.1	6.846
aldehydes	kg	634.9	x	20.84	604.1	9.941
ammonia	kg	608.8	x	1.774	604.6	2.453
As	g	875.3	x	3.558	846.4	25.4
Be	g	93.69	x	0.2504	90.52	2.921
benzene	g	325.7	x	0.6869	315	9.939
Cd	g	684	x	6.386	670.1	7.504
Cl2	kg	3.868	x	0.1091	2.767	0.9917
CO	ton	407.8	x	3.624	402.8	1.441
CO2	ton	5694	x	992.6	4334	367.6
CO2 (non-fossil)	kg	1.02E+04	x	270.4	9640	282.2
cobalt	g	628.8	x	4.89	613.5	10.45
Cr	kg	1.603	x	0.009349	1.552	0.04189
Cu	g	631.3	x	178.8	416	36.52
CxHy	kg	1.69E+04	x	3.74	1.68E+04	84.56
CxHy aromatic	g	512.3	x	x	512.3	x
CxHy chloro	g	369.3	x	x	369.3	x
CxHy halogenated	mg	34.42	x	x	34.42	x
dichloromethane	g	987.3	x	0.9756	957.3	29.04
dioxin (TEQ)	µg	792.6	x	1.166	754	37.39
dust	kg	280.2	x	x	280.2	x
dust (SPM)	kg	1.59E+06	x	1.501	1.59E+06	33.94
formaldehyde	kg	34.23	x	0.005569	34.1	0.127
H2	g	2.09E+02	x	x	2.09E+02	x
H2S	kg	4.928	x	x	4.928	x
HALON-1301	g	1.28E+00	x	x	1.28E+00	x
HCl	kg	828.6	x	1.203	791.9	35.53

Option 2 : Émissions à l'air (suite)						
Substances	Unité	Total	Impact primaire	2.3 Excavation	2.5 Confinement	2.4 Fermeture site
Hg	g	375.8	x	1.3	358.2	16.24
kerosene	kg	3.70E+00	x	0.004704	3.52E+00	0.1745
metals	kg	8.70E+00	x	0.1121	8.44E+00	0.1438
methane	kg	1.24E+05	x	241.4	1.23E+05	1.36E+03
Mn	kg	4.887	x	0.005057	4.803	0.07928
n-nitrodimethylamine	g	30.65	x	0.04612	29.16	1.446
N2O	kg	1.22E+02	x	11.48	1.03E+02	7.052
naphthalene	g	14.97	x	0.3105	14.18	0.4836
nh3	kg	2.77E+01	x	11.35	1.36E+01	2.76E+00
Ni	kg	9.063	x	0.08288	8.863	0.1177
nmhc	kg	2.05E+03	x	364.7	1.53E+03	1.51E+02
nmog	kg	2.20E+03	x	390.6	1.64E+03	162
nmvoc	kg	4.42E+02	x	237.4	1.68E+02	36.33
NO	g	15.9	x	x	15.9	x
non methane VOC	ton	101.4	x	2.238	97.62	1.549
NOx	ton	150.4	x	7.901	136.9	5.595
NOx (as NO2)	kg	560.3	x	x	560.3	x
odorous sulfur	kg	93.63	x	x	93.63	x
organic substances	kg	4930	x	13.55	4904	13.09
PAH's	g	1.521	x	x	1.521	x
particules (PM10)	kg	6561	x	0.5714	6450	110.7
particules (unspecified)	kg	1.28E+05	x	577.1	1.26E+05	711.9
Pb	kg	1.211	x	0.006258	1.179	0.02524
phenol	g	493.9	x	5.342	468.9	19.66
Sb	g	220.7	x	1.689	215.3	3.68
Sc	kg	1.202	x	0.004319	1.149	0.04934
SO2	kg	8.69E+03	x	2032	5.93E+03	7.25E+02

<i>Option 2 : Émissions à l'air (suite)</i>						
Substances	Unité	Total	Impact primaire	2.3 Excavation	2.5 Confinement	2.4 Fermeture site
SOx	ton	294.8	x	1.185	288.3	5.345
SOx (as SO ₂)	ton	1.098	x	x	1.098	x
tetrachloroethene	g	138.6	x	0.214	131.9	6.523
tetrachloromethane	g	250.9	x	0.8583	239.2	10.82
thc	kg	2083	x	370.6	1559	153.7
tog	kg	2229	x	396.6	1668	164.5
trichloroethene	g	137.1	x	0.205	130.4	6.466
vinyl chloride	g	19.65	x	x	19.65	x
VOC	kg	2728	x	676.1	1846	205.8
Zn	kg	2.24	x	0.1052	2.113	0.02148
<i>Option 2 : Émissions à l'eau</i>						
Substances	Unité	Total	Impact primaire	2.3 Excavation	2.5 Confinement	2.4 Fermeture site
Al	kg	1.032	x	0.001666	1.001	0.0294
anorg. Diss. subst.	kg	8.982	x	0.07764	7.148	1.756
AOX	kg	94.38	1930	7481	27.22	x
As	kg	31.22	x	x	31.22	x
B	mg	960.6	x	x	960.6	x
Ba	g	54.43	x	x	54.43	x
BOD	kg	465.4	x	1.272	445.4	18.73
calcium ions	kg	2.802	x	x	2.802	x
Cd	kg	388.1	x	6.226	367.3	14.59
chromate	kg	3.183	x	0.004223	3.028	0.1503
Cl-	kg	10.89	x	0.05897	10.7	0.1329
COD	g	512.8	x	4.352	502.2	6.231
Cr	kg	14880	x	58.09	14680	134.7
crude oil	kg	4174	x	41.12	4035	98.23
Cu	kg	11.23	x	0.05984	11.02	0.1525
CxHy	kg	55.39	x	x	55.39	x
CxHy aromatic	g	136.1	x	x	136.1	x

Option 2 : Émissions à l'eau (suite)						
Substances	Unité	Total	Impact primaire	2.3 Excavation	2.5 Confinement	2.4 Fermeture site
cyanide	g	257.4	x	x	257.4	x
dissolved organics	mg	368.2	x	x	368.2	x
dissolved solids	kg	5321	1770	3527	23.16	0.000227
DOC	kg	3.085	x	0.003882	2.994	0.08778
fats/oils	ton	244.7	x	1.592	239.6	3.492
Fe	g	120.1	x	x	120.1	x
fluoride ions	kg	7.525	x	x	7.525	x
H2	kg	14230	1220	10500	2485	27.23
H2SO4	kg	693800	204000	489800	14.02	0.6958
Hg	kg	74.13	x	x	74.13	x
metallic ions	mg	943.5	x	4.877	918.6	20.02
Mn	g	53.63	x	x	53.63	x
N-tot	kg	325.5	x	7.97	314.3	3.216
Na	kg	981.2	x	0.4338	965.1	15.72
NH3	kg	13.06	x	x	13.06	x
NH4+	kg	230	x	0.007522	229.7	0.2763
Ni	kg	63.12	x	0.6209	61.95	0.5533
nitrate	kg	8.355	x	x	8.355	x
oil	g	136.1	x	0.0002588	136.1	0.005852
PAH's	kg	4435	x	36.77	4333	64.95
Pb	kg	773	x	3.858	757.2	11.93
phenol	g	3.522	x	x	3.522	x
phenols	g	207.4	x	0.6644	206.4	0.274
phosphate	kg	10.59	x	0.02569	10.56	0.01068
sulphate	g	39.22	x	x	39.22	x
sulphide	kg	70.84	x	0.1628	68.25	2.429
suspended solids	kg	10990	x	47.52	10740	205.6
TOC	kg	24760	x	37.02	24340	383.7
toluene	kg	160.1	x	x	160.1	x
Zn	kg	10.41	x	x	10.41	x

Option 2: Émissions solides						
Substances	Unité	Total	Impact primaire	2.3 Excavation	2.5 Confinement	2.4 Fermeture site
final waste (inert)	kg	37.77	x	x	37.77	x
industrial waste	kg	12.26	x	x	12.26	x
inorganic general	kg	1.852	x	x	1.852	x
mineral waste	kg	70.15	x	x	70.15	x
mineral waste (mining)	ton	27.71	x	x	27.71	x
slags/ash	kg	3.21E+04	x	21.35	2.61E+04	5929
solid waste	ton	5.764	x	x	5.764	x
waste bioactive landfill	kg	488.5	x	0.5176	476.3	11.7
waste in incineration	ton	5.09E+04	x	6.158	5.08E+04	96.48

Option 3a: Ressources								
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3a.3 Excavation	3a.5 Confinement	3a.6 Traitement	3a.7 Enfouissement	3a.4 Permettre site
additions	kton	2.264	x	x	2.264	x	x	x
barrage water	ton	3.49E+04	x	5.694	2658	2.90E+04	3088	128.7
bauxite	kg	1624	x	x	160.1	1294	170.7	x
clay minerals	kg	18.53	x	x	1.641	7.966	8.922	x
coal	kg	6.13E+05	x	7.777	5.26E+04	4.69E+05	9.22E+04	175.9
coal ETH	ton	420	x	x	20.41	385.8	13.75	x
coal FAL	ton	7625	x	8.097	7010	125.5	280.2	201
crude oil	kg	5336	x	100.8	2956	x	x	2279
crude oil ETH	ton	3.501	x	x	3.501	x	x	x
crude oil FAL	ton	2.59E+04	x	455.5	1456	7372	1.65E+04	130.4
crude oil IDEMAT	kg	6.16E+06	x	40.89	5.21E+05	5.10E+06	5.39E+05	924.6
gravel	kton	324.1	x	x	149	x	x	175.1
gypsum	ton	656.9	x	x	656.9	x	x	x
iron (ore)	kg	1.04E+07	x	2.329	1.04E+07	1.24E+04	1279	52.67
lignite ETH	ton	8.976	x	x	8.976	x	x	x
limestone	kg	1.63E+06	x	470.1	1.59E+06	1.14E+04	1.67E+04	1.16E+04
marl	kton	17.49	x	x	17.49	x	x	x
NaCl	kg	2.35E+04	x	443.8	1.30E+04	x	x	1.00E+04
natural gas	kg	5.61E+06	x	71.82	3.03E+05	4.74E+06	5.58E+05	1624
natural gas	kg	1.64E+04	x	309.3	9068	x	x	6993
natural gas (vol)	m3	4488	x	x	4488	x	x	x
natural gas FAL	ton	4236	x	32.22	2495	511.6	1142	54.91
rock salt	ton	83.58	x	x	55.43	23.85	4.305	x
sand	kton	28.22	x	x	28.22	x	x	x
sand. clay	kg	8.976	x	x	8.976	x	x	x
uranium (in ore)	g	628.3	x	x	628.3	x	x	x
uranium (ore)	kg	4848	x	0.7764	584.3	3867	378.1	17.56
water	ton	8.57E+05	x	18.99	2.92E+05	2.11E+05	2.86E+04	3.25E+05
wood/wood wastes FAL	kg	2.15E+04	x	326.1	3922	5270	1.18E+04	220.7

Option 3a: Émissions à l'air							
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3a.3 Excavation	3a.5 Confinement	3a.6 Traitement	3a.7 Enfouissement
acroléin	g	99.69	x	0.2913	77.89	4.537	10.13
aldéhydes	kg	17160	x	28.08	339.9	4265	12510
ammonia	kg	471.2	x	2.39	341.6	38.61	86.21
As	g	753.3	x	4.775	476.6	76.26	170.3
Be	g	71.44	x	0.3351	51.02	5.309	11.85
benzene	g	235.1	x	0.918	177.4	14.48	32.33
Cd	g	771.5	x	8.002	376.4	119.5	260
Cl2	kg	7.355	x	0.1322	1.55	1.448	3.233
CO	ton	643.6	x	5.811	227.4	118.7	290.2
CO2	ton	20830	x	1341	2399	14310	2414
CO2 (non-fossil)	kg	25110	x	364.4	5427	5888	13150
cobalt	g	705	x	6.585	344.7	106.2	237.1
Cr	kg	1.233	x	0.009572	0.8749	0.1053	0.201
Cu	kg	1.271	x	0.1392	0.2297	0.6265	0.2389
CxHy	kg	163700	x	3.74	9437	139100	15120
CxHy aromatic	g	287.2	x	x	287.2	x	x
dichloromethane	g	797.4	x	1.299	701.5	20.27	45.26
dioxin (TEQ)	µg	542.3	x	1.551	425.4	24.13	53.88
dust	kg	157.1	x	x	157.1	x	x
dust (SPM)	kg	915400	x	1.501	893200	19680	2501
formaldehyde	kg	19.47	x	0.005892	19.27	0.02027	0.04526
H2	kg	5.466	x	x	0.117	5.165	0.1841
H2S	kg	6.289	x	x	2.763	3.526	x
HALON-1301	mg	718.1	x	x	718.1	x	x
HCl	kg	1177	x	1.588	446.4	572.8	120.8
HF	kg	87.88	x	0.2058	56.11	16.61	10.16
Hg	g	300.9	x	1.701	201.8	25.1	56.03
kerosene	kg	2.476	x	0.006245	1.984	0.09653	0.2155
metals	kg	30.72	x	0.1506	4.74	17.25	8.433
							0.1438

Option 3a: Émissions à l'air								
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3a.3 Excavation	3a.5 Confinement	3a.6 Traitement	3a.7 Enfouissement	3a.4 Fermeture site
methane	kg	83810	x	297.8	69240	4103	8802	1362
N2O	kg	137.6	x	8.47	57.9	47.14	16.99	7.052
naphthalene	g	30.73	x	0.4184	7.984	6.757	15.09	0.4836
nh3	kg	73.83	x	8.295	7.388	44.44	10.95	2.758
Ni	kg	10.54	x	0.1074	4.978	1.667	3.674	0.1177
nmhc	kg	7188	x	642.2	849.2	4961	584.4	151.3
nmog	kg	7700	x	687.9	909.6	5314	626	162
nmvoc	kg	1238	x	215.8	84.25	384.9	517.1	36.33
NO	g	15.9	x	x	15.9	x	x	x
non methane VOC	ton	477.9	x	3.011	54.97	113.6	304.8	1.549
NOx	ton	1023	x	11.02	76.83	331.6	597.5	5.595
NOx (as NO2)	kg	314.2	x	x	314.2	x	x	x
PAH's	mg	852.7	x	x	852.7	x	x	x
particulates (PM10)	kg	212600	x	0.5714	3637	51970	156800	110.7
particulates (unspecified)	kg	82310	x	772.6	71260	5162	4403	711.9
Pb	kg	1.134	x	0.008415	0.664	0.1351	0.3017	0.02524
phenol	g	665.6	x	7.19	264.3	115.8	258.6	19.66
Sb	g	245.5	x	2.275	121	36.68	81.89	3.68
Se	g	931.7	x	5.195	647.4	73.19	156.6	49.34
SO2	kg	22180	x	2730	3262	12450	3012	725
SOx	ton	420.5	x	1.583	162.4	112.2	138.9	5.345
SOx (as SO2)	kg	615.5	x	x	615.5	x	x	x
tetrachloroethene	g	95.57	x	0.2848	74.41	4.44	9.914	6.523
tetrachloromethane	g	206.2	x	1.151	134.9	18.34	40.95	10.82
thc	kg	7305	x	652.7	863	5042	593.9	153.7
tog	kg	7817	x	698.3	923.4	5395	635.5	164.5
trichloroethene	g	94.04	x	0.2728	73.57	4.247	9.483	6.466
VOC	kg	9173	x	941	1012	5807	1206	205.8
Zn	kg	1.803	x	0.0819	1.191	0.3685	0.1405	0.02148

Option 3a: Émissions à l'eau								
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3a.3 Excavation	3a.5 Confinement	3a.6 Traitement	3a.7 Enfouissement	3a.4 Fermeture site
Acid as H+	kg	7.165	x	0.001795	0.561	5.924	0.6483	0.0294
acids (unspecified)	kg	5.855	x	0.07764	4.021	x	x	1.756
Al	kg	9225	2140	7070	15.26	x	x	x
anorg. dissolved subst.	kg	17.5	x	x	17.5	x	x	x
AOX	mg	538.6	x	x	538.6	x	x	x
As	g	30.52	x	x	30.52	x	x	x
B	kg	358.8	x	1.703	251	27.03	60.34	18.73
Ba	kg	1.571	x	x	1.571	x	x	x
BOD	kg	1379	x	8.228	206.4	760.5	389.7	14.59
calcium ions	kg	2.145	x	0.005609	1.708	0.08688	0.194	0.1503
Cd	kg	10.29	x	0.079	6.025	1.255	2.802	0.1329
chromate	g	599.9	x	5.862	282	94.6	211.2	6.231
Cl-	kg	1.71E+04	x	77.81	8260	5707	2964	134.7
COD	kg	7759	x	54.53	2270	2741	2595	98.23
Cr	kg	10.49	x	0.07986	6.203	1.255	2.802	0.1525
crude oil	kg	374.6	x	x	31.11	248.7	94.74	x
Cu	g	76.3	x	x	76.3	x	x	x
CxHy	kg	1116	x	0.002588	109.8	932.2	73.49	0.05852
CxHy aromatic	g	148.4	x	x	148.4	x	x	x
CxHy chloro	mg	206.4	x	x	206.4	x	x	x
cyanide	kg	5307	1960	3333	13.09	0.001834	0.004095	0.000227
dissolved organics	kg	21.41	x	0.003882	1.678	17.75	1.891	0.08778
dissolved solids	ton	249.1	x	2.128	134.9	33.6	75	3.492
DOC	g	67.32	x	x	67.32	x	x	x
fats/oils	kg	4.219	x	x	4.219	x	x	x
Fe	kg	1.28E+04	1350	9919	1404	18.34	40.95	27.23
fluoride ions	kg	6.89E+05	2.26E+05	4.63E+05	7.91	0.3958	0.8836	0.6958
H2	kg	658.9	x	x	41.61	572.1	45.18	x
H2SO4	kg	89.38	x	0.4198	62.74	6.66	14.87	4.681

Option 3a: Émissions à l'eau (suite)								
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3a.3 Excavation	3a.5 Confinement	3a.6 Traitement	3a.7 Enfouissement	3a.4 Fermeture site
Hg	mg	849.3	x	6.387	517.1	94.6	211.2	20.02
Kjeldahl-N	g	30.07	x	x	30.07	x	x	x
metallic ions	kg	2673	x	10.74	176.1	1929	554.7	3.216
Mn	kg	590.1	x	0.5756	545.1	8.881	19.83	15.72
N-tot	kg	72.09	x	x	7.322	60.69	4.071	x
Na	kg	129.6	x	0.009987	128.8	0.1544	0.3448	0.2763
NH3	kg	80.04	x	0.8366	34.96	13.51	30.17	0.5533
NH4+	kg	65.92	x	x	4.684	57.17	4.071	x
Ni	g	76.31	x	0.0002588	76.3	x	x	0.005852
nitrate	kg	1.307	x	0.002432	1.117	0.03765	0.08405	0.0656
oil	kg	5082	x	49.25	2440	781.9	1746	64.95
other organics	kg	708.8	x	5.168	426.4	82.05	183.2	11.93
PAH's	g	1.975	x	x	1.975	x	x	x
Pb	g	163.9	x	0.8955	115.9	14.48	32.33	0.274
phenol	kg	7.83	x	0.03463	5.975	0.5599	1.25	0.01068
phenols	g	21.99	x	x	21.99	x	x	x
phosphate	kg	68.62	x	0.2168	38.43	17.59	9.958	2.429
sulphate	kg	9530	x	63.39	6047	994.2	2220	205.6
sulphide	kg	1.854	x	0.03494	1.029	x	x	0.79
suspended solids	kg	1.83E+04	x	49.2	1.37E+04	2242	1860	383.7
suspended substances	kg	89.76	x	x	89.76	x	x	x
TOC	kg	5.834	x	x	5.834	x	x	x
toluene	g	18.85	x	x	18.85	x	x	x
Zn	kg	4.81	x	0.04023	2.671	0.6274	1.401	0.07065

Option 3a: Émissions solides								
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3a.3 Excavation	3a.5 Confinement	3a.6 Traitement	3a.7 Enfouissement	3a.4 Fermeture site
Substance	kg	330.2	x	x	21.17	257	51.97	x
chemical waste	kg	12.26	x	x	12.26	x	x	x
dust - not specified	kg	1.852	x	x	1.852	x	x	x
final waste (inert)	kg	693.9	x	x	39.33	591.6	63.02	x
industrial waste	ton	230.8	x	x	15.53	191.9	23.42	x
inorganic general	kg	1.42E+05	x	21.35	14650	109400	11660	5929
mineral waste	ton	3.231	x	x	3.231	x	x	x
mineral waste (mining)	kg	3618	x	0.5176	267	3017	321.4	11.7
slags/ash	ton	2.92E+04	x	8.207	28720	128.4	286.6	96.48

Option 3b: Ressources								
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3b.3 Excavation	3b.5 Confinement	3b.6 Incinération	3b.7 Enfouissement	3b.4 Fermeture site
additions	kton	2.264	x	x	2.264	x	x	x
bauxite	kg	330.7	x	x	160.1	x	170.7	x
clay minerals	kg	10.56	x	x	1.641	x	8.922	x
coal	kg	145000	x	7.777	52590	x	92180	175.9
coal ETH	ton	34.16	x	x	20.41	x	13.75	x
coal FAL	ton	-52120	x	8.097	7010	-59610	280.2	201
crude oil	kg	5336	x	100.8	2956	x	x	2279
crude oil ETH	ton	3.501	x	x	3.501	x	x	x
crude oil FAL	ton	20040	x	455.5	1459	1537	16460	130.4
crude oil IDEMAT	kg	1062000	x	40.89	521400	x	539300	924.6
gravel	kton	324.1	x	x	149	x	x	175.1
gypsum	ton	656.9	x	x	656.9	x	x	x
iron (ore)	kg	10430000	x	2.329	10430000	x	1279	52.67
lignite ETH	ton	8.976	x	x	8.976	x	x	x
limestone	kg	-1823000	x	470.1	1585000	-3437000	16670	11600
marl	kton	17.49	x	x	17.49	x	x	x
NaCl	kg	23490	x	443.8	13010	x	x	10040
natural gas	kg	862400	x	71.82	302800	x	558000	1624
natural gas	kg	16370	x	309.3	9068	x	x	6993
natural gas (vol)	m3	4488	x	x	4488	x	x	x
natural gas FAL	ton	3767	x	32.22	2495	42.32	1142	54.91
rock salt	ton	59.73	x	x	55.43	x	4.305	x
sand	kton	28.22	x	x	28.22	x	x	x
sand. clay	kg	8.976	x	x	8.976	x	x	x
uranium (in ore)	g	628.3	x	x	628.3	x	x	x
uranium (ore)	kg	980.8	x	0.7764	584.3	x	378.1	17.56
uranium FAL	kg	9.688	x	0.03288	9.008	-1.287	1.142	0.7919
water	ton	645600	x	18.99	292400	x	28590	324600
wood/wood wastes FAL	kg	8153	x	326.1	3925	-8086	11770	220.7

Option 3b: Émissions à l'air									
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3b.3 Excavation	3b.5 Confinement	3b.6 Incinération	3b.7 Enfouissement	3b.4 Perméture site	
acrolein	g	83.91	x	0.2913	77.89	-11.25	10.13	6.846	
aldehydes	kg	14220	x	28.08	340.1	1324	12510	9.941	
ammonia	kg	437.7	x	2.39	341.6	5.106	86.21	2.453	
As	g	537.3	x	4.775	476.6	-139.8	170.3	25.4	
Be	g	54.5	x	0.3351	51.03	-11.63	11.85	2.921	
benzene	g	169.3	x	0.918	177.4	-51.29	32.33	9.939	
Cd	g	487.2	x	8.002	376.5	-164.9	260	7.504	
Cl2	kg	6.191	x	0.1322	1.551	0.2841	3.233	0.9917	
CO	ton	549.2	x	5.811	227.5	24.32	290.2	1.441	
CO2	ton	6531	x	1341	2408	x	2415	367.6	
CO2 (non-fossil)	kg	3001	x	364.4	5430	-16220	13150	282.2	
cobalt	g	455.1	x	6.585	344.7	-143.7	237.1	10.45	
Cr	g	943	x	9.572	875	-184.4	201	41.89	
Cu	g	649.5	x	139.2	234.4	x	239.4	36.52	
CxHy	kg	24640	x	3.74	9437	x	15120	84.56	
CxHy aromatic	g	287.2	x	x	287.2	x	x	x	
CxHy halogenated	mg	19.3	x	x	19.3	x	x	x	
dichloromethane	g	723.2	x	1.299	701.5	-53.9	45.26	29.04	
dioxin (TEQ)	µg	459.4	x	1.551	425.4	-58.81	53.88	37.39	
dust	kg	157.1	x	x	157.1	x	x	x	
dust (SPM)	kg	895700	x	1.501	893200	x	2501	33.94	
formaldehyde	kg	19.39	x	0.005892	19.27	-0.05153	0.04526	0.127	
H2	g	301.1	x	x	117	x	184.1	x	
H2S	kg	2.763	x	x	2.763	x	x	x	
HALON-1301	mg	718.1	x	x	718.1	x	x	x	
HCl	kg	545.5	x	1.588	446.4	-58.81	120.8	35.53	
Hg	g	232.1	x	1.701	201.8	-43.73	56.03	16.24	
metals	kg	6.995	x	0.1506	4.741	-6.474	8.433	0.1438	

<i>Option 3b: Émissions à l'air (suite)</i>							
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3b.3 Excavation	3b.5 Confinement	3b.6 Incinération	3b.7 Enfouissement
methane	kg	-197300	x	297.8	69250	-277000	8802
N2O	kg	81.29	x	8.47	58.12	-9.361	17.01
naphthalene	g	5.612	x	0.4184	7.987	-18.36	15.09
nh3	kg	29.64	x	8.295	7.603	x	10.98
Ni	kg	6.586	x	0.1074	4.978	-2.291	3.674
nnhc	kg	2227	x	642.2	849.2	x	584.4
nmog	kg	2385	x	687.9	909.6	x	626
nmvoc	kg	863.9	x	215.8	94.41	x	517.3
NO	g	15.9	x	x	15.9	x	x
non methane VOC	ton	396.3	x	3.011	54.99	31.96	1.549
NOx	ton	747.9	x	11.02	76.91	56.79	5.595
NOx (as NO2)	kg	314.2	x	x	314.2	x	x
PAH's	mg	852.7	x	x	852.7	x	x
particulates (PM10)	kg	179800	x	0.5714	3637	19250	156800
particulates (unspecified)	kg	-74210	x	772.6	71260	-151400	4403
Pb	g	875.2	x	8.415	664	-124.2	301.7
phenol	g	230.8	x	7.19	264.3	-319	258.6
Sb	g	159.3	x	2.275	121	-49.54	81.9
SO2	kg	9748	x	2730	3280	x	3014
SOx	ton	310.6	x	1.583	162.5	2.273	138.9
SOx (as SO2)	kg	615.5	x	x	615.5	x	x
tetrachloroethene	g	78.68	x	0.2848	74.41	-12.46	9.914
tetrachloromethane	g	56.37	x	1.151	134.9	-131.5	40.95
thc	kg	2263	x	652.7	863	x	593.9
tog	kg	2422	x	698.3	923.4	x	635.5
trichloroethene	g	79.06	x	0.2728	73.57	-10.73	9.483
vinyl chloride	g	19.65	x	x	19.65	x	x
VOC	kg	3377	x	941	1024	x	1207
Zn	kg	1.438	x	0.0819	1.194	x	0.1408
							0.02148

Option 3b: Émissions à l'eau								
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3b.3 Excavation	3b.5 Confinement	3b.6 Incinération	3b.7 Enfouissement	3b.4 Fermeture site
Acid as H+	kg	1.242	x	0.001795	0.561	0.001966	0.6483	0.0294
acids (unspecified)	kg	5.855	x	0.07764	4.021	x	x	1.756
Al	kg	9225	2140	7070	15.26	x	x	x
anorg. dissolved subst.	kg	17.5	x	x	17.5	x	x	x
AOX	mg	538.6	x	x	538.6	x	x	x
As	g	30.52	x	x	30.52	x	x	x
B	kg	279.7	x	1.703	251	-52.11	60.34	18.73
Ba	kg	1.571	x	x	1.571	x	x	x
BOD	kg	645.2	x	8.228	206.4	26.24	389.7	14.59
calcium ions	kg	1.826	x	0.005609	1.708	-0.2319	0.194	0.1503
Cd	kg	9.16	x	0.079	6.026	0.1201	2.802	0.1329
chromate	g	376.3	x	5.862	282	-129	211.2	6.231
Cl-	kg	11550	x	77.81	8260	109.1	2965	134.7
COD	kg	5164	x	54.53	2270	146.2	2595	98.23
Cr	kg	9.357	x	0.07986	6.203	0.1201	2.802	0.1525
crude oil	kg	125.9	x	x	31.11	x	94.74	x
Cu	g	76.3	x	x	76.3	x	x	x
CxHy	kg	183.3	x	0.002588	109.8	x	73.49	0.05852
CxHy aromatic	g	148.4	x	x	148.4	x	x	x
CxHy chloro	mg	206.4	x	x	206.4	x	x	x
cyanide	kg	5307	1960	3333	13.09	0.0001733	0.004095	0.000227
dissolved organics	kg	3.661	x	0.003882	1.678	x	1.891	0.08778
dissolved solids	ton	219.6	x	2.128	134.9	4.068	75	3.492
DOC	g	67.32	x	x	67.32	x	x	x
fats/oils	kg	4.219	x	x	4.219	x	x	x
Fe	kg	5631	1350	9919	1404	-7110	40.95	27.23
fluoride ions	kg	688800	226000	462800	7.91	-1.081	0.8836	0.6958
H2	kg	86.79	x	x	41.61	x	45.18	x
H2SO4	kg	69.67	x	0.4198	62.75	-13.05	14.87	4.681

Option 3b: Émissions à l'eau (suite)								
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3b.3 Excavation	3b.5 Confinement	3b.6 Incinération	3b.7 Enfouissement	3b.4 Fermeture site
Hg	mg	763.3	x	6.387	517.2	8.546	211.2	20.02
metallic ions	kg	786.9	x	10.74	176.2	42.1	554.7	3.216
Mn	kg	-4041	x	0.5756	545.1	-4622	19.83	15.72
N-tot	kg	11.39	x	x	7.322	x	4.071	x
Na	kg	129	x	0.009987	128.8	-0.4333	0.3448	0.2763
NH3	kg	69.3	x	0.8366	34.97	2.762	30.17	0.5533
NH4+	kg	8.756	x	x	4.684	x	4.071	x
Ni	g	76.31	x	0.0002588	76.3	x	x	0.005852
nitrate	kg	1.166	x	0.002432	1.117	-0.1026	0.08405	0.0656
oil	kg	4419	x	49.25	2440	118.9	1746	64.95
PAH's	g	1.975	x	x	1.975	x	x	x
Pb	g	152.9	x	0.8955	115.9	3.511	32.33	0.274
phenol	kg	7.407	x	0.03463	5.976	0.1358	1.25	0.01068
phenols	g	21.99	x	x	21.99	x	x	x
phosphate	kg	44.82	x	0.2168	38.43	-6.217	9.958	2.429
sulphate	kg	8487	x	63.39	6048	-49.94	2220	205.6
sulphide	kg	1.854	x	0.03494	1.029	x	x	0.79
suspended solids	kg	-67370	x	49.2	13730	-83400	1860	383.7
suspended substances	kg	89.76	x	x	89.76	x	x	x
TOC	kg	5.834	x	x	5.834	x	x	x
toluene	g	18.85	x	x	18.85	x	x	x
Zn	kg	4.273	x	0.04023	2.671	0.08971	1.401	0.07065

Option 3b: Émissions solides								
Substances	Unit	Total	Impact primaire	3b.3 Excavation	3b.5 Confinement	3b.6 Incineration	3b.7 Enfouissement	3b.4 Fermeture site
chemical waste	kg	73.15	x	x	21.17	x	51.97	x
dust - not specified	kg	12.26	x	x	12.26	x	x	x
final waste (inert)	kg	1.852	x	x	1.852	x	x	x
industrial waste	kg	102.3	x	x	39.33	x	63.02	x
inorganic general	ton	38.96	x	x	15.53	x	23.42	x
mineral waste	kg	32260	x	21.35	14650	x	11660	5929
mineral waste (mining)	ton	3.231	x	x	3.231	x	x	x
slags/ash	kg	600.7	x	0.5176	267	x	321.4	11.7
solid waste	ton	8685	x	8.207	28720	-20420	286.6	96.48

ANNEXE 3: EVALUATION DES IMPACTS DU CYCLE DE VIE

ANNEXE 3A : LA METHODE EDIP97

Impacts globaux

Le potentiel de réchauffement est basé sur la contribution potentielle de chaque gaz à effet de serre par rapport au CO₂ représenté par un facteur d'équivalence (GWP). Ces derniers proviennent des scénarios d'émissions futures tirés du rapport de l'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) produit en 1994. Une période de 100 ans est retenue pour quantifier les effets liés aux gaz à effet de serre.

Les facteurs d'équivalence (ODP) des substances appauvrissant la couche d'ozone anthropique sont fournis dans le rapport Global Ozone Research Project, produit en 1995 par l'United Nations Environment Programme (UNEP) et le World Meteorological Organization (WMO). Une période de temps infinie est utilisée pour quantifier les effets liés aux substances appauvrissant la couche d'ozone.

Impacts régionaux

Le potentiel de formation d'agents photo-oxydants est un impact régional, c'est-à-dire que les conséquences se font ressentir dans un rayon inférieur à 1000 Km (Wenzel, Hauschild and Alting 1997). Les facteurs d'équivalence pour chaque substance (POCP) sont tirés de travaux de recherche menés pour l'United Nations Economic Council for Europe (UNEC).

L'acidification et l'eutrophisation sont également des impacts régionaux. Le calcul des facteurs d'équivalence pour l'acidification est basé sur le nombre d'ions d'hydrogène théoriquement relargués par les substances (AP). Le calcul des facteurs d'équivalence pour l'eutrophisation est basé sur le nombre d'atomes d'azote et de phosphore présents dans les substances relarguées dans l'air, l'eau et le sol (NP).

Impacts locaux

Les substances toxiques peuvent affecter les organismes vivants dans les écosystèmes et les être humains à une échelle généralement locale. Pour évaluer ces impacts, la méthode EDIP97 effectue une modélisation partielle du sort des polluants dans l'environnement selon quelques caractéristiques clés associées aux substances toxiques. Le facteur d'effet est déterminé par des tests de laboratoire sur des organismes vivants ou par des observations d'effets sur l'humain. Au niveau de l'écosystème aquatique, les effets peuvent être chroniques ou aigus.

Normalisation et pondération

La normalisation est basée sur les émissions de 1990. Les impacts globaux sont normalisés en fonction des émissions mondiales. Pour les impacts régionaux, les émissions européennes sont utilisées, alors que pour les impacts locaux, les émissions du Danemark (pays d'origine de la méthode EDIP) sont utilisées. Les facteurs de pondération sont calculés en fonction des objectifs cibles fixés selon les politiques environnementales du Danemark pour l'an 2000. Les facteurs sont calculés en divisant les émissions actuelles par les émissions cibles.

ANNEXE 3B : DÉVELOPPEMENT DE FACTEURS DE CARACTÉRISATION SELON LA MÉTHODE EDIP97

Les équations permettant le calcul des facteurs de caractérisation pour l'écotoxicité aquatique aiguë et chronique sont les suivantes :

$EF(etwa) = Dea * ETFea :$ Facteur de caractérisation d'écotoxicité aquatique aiguë.

$EF(etwc) = Dec * ETFec * BIO :$ Facteur de caractérisation d'écotoxicité aquatique chronique.

L'équation permettant le calcul des facteurs de caractérisation pour la toxicité humaine est la suivante:

$EFe = De * Te * Ie * HTFe :$ Facteur d'équivalence de toxicité humaine (eau)

1.0 ÉCOTOXICITÉ AIGUE ET CHRONIQUE AQUATIQUE

1.1 FACTEUR DE DEVENIR ENVIRONNEMENTAL (F)

Les équations suivantes déterminent le devenir partiel des contaminants émis dans l'eau :

$F = fea$ Facteur de devenir - écotoxicité aquatique aiguë.

$F = fec * BIO$ Facteur de devenir- écotoxicité aquatique chronique.

Où f : Facteur de distribution entre les compartiments (eau,air,sol) et BIO :Facteur de biodégradabilité.

Facteur de distribution

Les facteurs de distribution entre les compartiments sont déterminés selon le modèle de devenir partiel illustré à la figure 1.

L'étude de la constante de henry (H) permet d'évaluer la volatilité d'une substance. Les substances très volatiles peuvent rester dans l'eau assez longtemps pour causer des effets

aigus, ainsi le facteur de distribution pour l'écotoxicité aiguë est fixé à 1 peu importe la valeur de la constante de Henry.

Si la constante de Henry est de plus de $0,001 \text{ atm m}^3/\text{mol}$, la demi-vie atmosphérique est alors étudiée. Cette dernière permet d'évaluer si une substance est assez stable pour ne pas se décomposer avant de se redéposer au sol ou dans l'eau. Si la demi-vie atmosphérique est de plus de 1 jour, le facteur de distribution pour l'écotoxicité chronique dans l'eau est fixé à a , représentant le ratio entre la surface d'eau et la surface de terre pour une région donnée. Le facteur de distribution pour l'écotoxicité chronique dans le sol est alors fixé à $1-a$. La variable a peut être ajustée selon les spécificités géographiques locales, la valeur par défaut utilisée est de 0,2. Si la demi-vie atmosphérique est de moins de 1 jour, les facteurs de distribution pour l'écotoxicité chronique dans l'eau et le sol sont considérés comme étant nuls. Si la substance a une constante de Henry de moins de $0,001 \text{ atm m}^3/\text{mol}$, le facteur d'écotoxicité chronique dans l'eau est fixé à 1, alors que le facteur d'écotoxicité chronique dans le sol est fixé à 0.

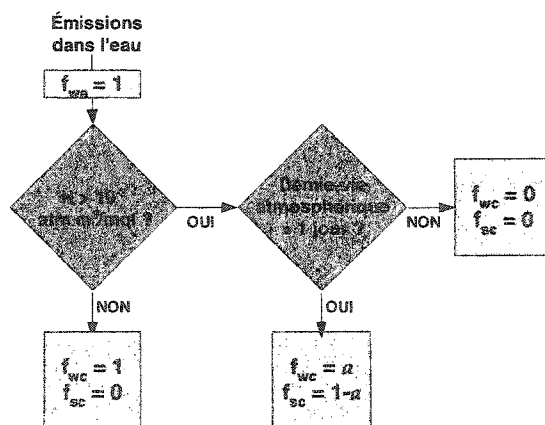


Figure 1: Modèle de devenir EDIP dans le cas d'une émission à l'eau (tiré de Wenzel H, Hauschild M and Alting L. 1997).

Facteur de biodégradabilité

La tendance à la biodégradabilité d'une substance est estimée de façon sommaire par une valeur allant de 0.2 à 1 à partir des tests de biodégradabilité proposés par l'OECD. Moins une substance est biodégradable et plus le facteur est élevé.

1.2 FACTEUR D'EFFET (EF)

Le facteur d'effet (EF) est déterminé par l'inverse de la concentration n'ayant pas d'effet écotoxique (PNEC). Les PNEC sont estimées à partir de tests de laboratoire (LC50, NOAEC, LOEC) effectués à partir d'organismes aquatiques sélectionnés (au moins trois niveaux trophiques).

L'ajout d'un facteur de sécurité vise à tenir compte de la qualité des tests d'écotoxicité disponibles. Dans le cas de l'écotoxicité aiguë, le facteur varie de 100 à 10 selon le nombre de niveaux trophiques testés (au moins trois, par exemple poisson, crustacé et algues). Dans le cas de l'écotoxicité chronique les valeurs varient de 1000 à 10 selon le nombre de niveaux trophiques testés et selon la disponibilité de tests chroniques ou non. La plus petite valeur trouvée est divisée par le facteur de sécurité (approche conservatrice). Si un test d'écotoxicité aiguë (LC50) a été utilisé pour évaluer l'écotoxicité chronique d'une substance bioaccumulable, un facteur de correction doit être appliqué. Toutefois, si la PNEC a été estimée à l'aide d'un test d'écotoxicité chronique (NOAEC, LOEC), l'effet de la bioaccumulation a déjà été pris en compte et aucune correction n'est requise. Parmi les substances organiques, celles étant hautement solubles dans les graisses sont considérées comme étant bioaccumulables. Afin d'estimer cette tendance, seules les substances ayant un coefficient octanol-eau supérieur à 1000 doivent être corrigées.

2.0 TOXICITÉ HUMAINE (EAU)

2.1 FACTEUR DE DEVENIR ENVIRONNEMENTAL

L'équation permettant le calcul de facteurs d'effet dans l'eau est la suivante:

$$F = f_e * BIO : \quad \text{Facteur de devenir - toxicité humaine}$$

Facteur de distribution

Le modèle de devenir partiel utilisé par la méthode EDIP varie selon le compartiment (eau, air, sol, eaux souterraines) duquel la substance est émise. Selon ce modèle, si une substance a une constante de henry de plus de 0,001 atm m³/mol, la demi-vie atmosphérique est étudiée. Dans ce cas, la valeur du facteur de toxicité humaine dans l'air est fixée à 1. Si la substance a une demi-vie atmosphérique de plus de 1 jour, la substance est considérée comme assez stable pour ne pas être décomposé avant de se redéposer. Dans ce cas, la substance se redépose dans l'eau et le sol dans un ratio de a . Comme pour l'écotoxicité, la valeur de a utilisée est la valeur par défaut de 0,2. Si la demi-vie atmosphérique est de moins de 1 jour, les facteurs de distribution pour la toxicité dans l'eau et le sol sont considérés comme étant nuls. Dans le cas de substances ayant une constante de henry de moins de 0,001 atm m³/mol, le facteur d'écotoxicité chronique dans l'eau est fixé à 1, alors que le facteur d'écotoxicité chronique dans le sol est fixé à 0.

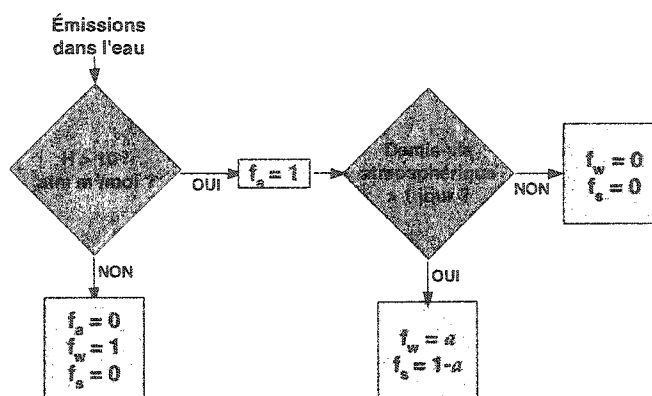


Figure 2: Modèle de devenir EDIP dans le cas d'une émission à l'eau.

Facteur de biodégradabilité

La tendance à la biodégradabilité d'une substance est estimée de façon sommaire par une valeur allant de 0.2 à 1 à partir des tests de biodégradabilité de l'OECD. Moins une substance est biodégradable et plus le facteur est élevé.

2.2 FACTEUR D'EXPOSITION

Le facteur de transfert est exprimé par l'équation suivante :

$$T = \frac{\text{Concentration de la substance dans le média (mg de substance/Kg de média)}}{\text{Concentration de la substance dans le compartiment (mg substance/Kg compartiment)}}$$

Le facteur de transfert permet de tenir compte de la disponibilité des substances dans les routes auxquelles l'humain s'expose potentiellement. Dans le cas à l'étude la redistribution donne lieu à la présence des contaminants dans les eaux de surface uniquement. La seule voie d'exposition des substances toxiques est alors l'ingestion de poisson, tel qu'illustré à la figure 3. Le facteur de transfert est équivalent au facteur de bioconcentration (BCF) exprimée en Kg d'eau / Kg de poisson.

Apport

L'exposition à une substance toxique est influencée non seulement par la disponibilité de la substance dans les routes d'exposition potentielles, mais également par la quantité de compartiments inhalée ou ingérée par l'humain. L'apport ou *intake* (I) permet de tenir compte de ce deuxième critère. Il est exprimé par l'équation suivante :

$$I = \frac{\text{Apport d'un compartiment ou média}}{\text{Poids corporel moyen}}$$

Dans le cas d'une exposition par ingestion de poisson, l'apport est égal à $3.71 \cdot 10^{-4}$ Kg de poisson/ Kg de PC * jour.

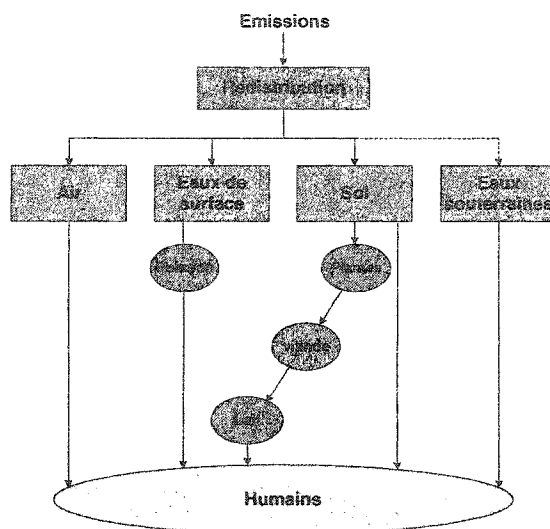


Figure 3 : Routes d'exposition potentielles.

2.3 FACTEUR D'EFFET

Le facteur d'équivalence de toxicité humaine (HTF) est déterminé par l'inverse de la concentration la plus élevée qui n'aura pas d'effet sur l'humain dans le cas d'une ingestion journalière sous des conditions standards durant la vie entière de l'individu. Cette concentration est appelée HRD pour *human reference dose*. Le facteur d'équivalence de toxicité humaine est exprimé par l'équation suivante :

$$HTF = 1/HRD$$

Les valeurs de HRD sont déterminées par des tests de laboratoire (LD50,...) effectués sur des animaux sélectionnés. L'ajout d'un facteur de sécurité permet de tenir compte de la qualité des tests disponibles.

ANNEXE 3C : FACTEURS DE CARACTÉRISATION (ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE) SELON EDIP97 (F, HCN, FE, AL)

EDIP 97- Calcul du facteur de caractérisation – écotoxicité aquatique chronique						
FC = f n *EF * BIO						
Substances	fw	BIO	D	PNEC mg/L	EF L/mg	FC m ³ /g
HCN (74-90-8)	1.00	0.20	0.20	5.00E-5 ^a	2.00E+4	4.00E+3
Al (7429-90-5)	1.00	1.00	1.00	1.50E-3 ^a	6.67E+2	6.67E+2
F (16984488 / 7782414)	0.20	1.00	0.20	2.50E-2 ^a	4.00E+1	8.00E+0
Fe	1.00	1.00	1.00	1.00E-2 ^a	1.00E+2	1.00E+2

EDIP 97- Calcul du facteur de caractérisation – écotoxicité aquatique aiguë						
FC = f n *EF * BIO						
Substances	fw	BIO	D	PNEC mg/L	EF L/mg	FC m ³ /g
HCN (74-90-8)	1.00	0.20	0.20	5.00E-4 ^a	2.00E+4	2.00E+3
Al (7429-90-5)	1.00	1.00	1.00	1.50E-2 ^a	6.67E+2	6.67E+1
F (16984488 / 7782414)	1.00	1.00	0.20	2.50E-1 ^a	4.00E+1	4.00E+0
Fe	1.00		1.00	1.00E-1 ^a	1.00E+2	1.00E+1

Références

a : USEPA. Ecotox database. [En ligne] <http://www.epa.gov/ecotox/>. Pages consultées en septembre 2002.

ANNEXE 3D : FACTEURS DE CARACTÉRISATION (TOXICITÉ HUMAINE) SELON EDIP97 (F, HCN, FE, AL)

EDIP97 – Calcul du facteur d'effet- toxicité humaine	
EF_i =1/HRD	
HCN	ORALE
74-90-8	
Dose (mg/kg d)	11,2 ^a
commentaires	NOAEL/sub ¹ /rat
Facteur incertitude	1000
<i>Facteur d'effet (kg d/mg)</i>	8,93 ^E +01
Al	
7429-90-5	ORALE
Dose (mg/kg d)	100 ^b
commentaires	NOAEL/ch ² /souris
Facteur incertitude	100
<i>Facteur d'effet (kg d/mg)</i>	1.00 ^E +00
Fe	
7439-89-6	ORALE
Dose (mg/kg d)	--
commentaires	no data
Facteur incertitude	--
<i>Facteur d'effet (kg d/mg)</i>	--
F	
16984488 / 7782414	ORALE
Dose (mg/kg d)	0,06 ^a
commentaires	NOAEL/ch ² /humain
Facteur incertitude	100
<i>Facteur d'effet (kg d/mg)</i>	1,67 ^E +03

EDIP 97- Calcul du facteur de caractérisation – toxicité humaine (poisson)						
FC = f n * I * T * EF * BIO						
Substances	fw	Apport (kg fish/kg BW/d)	T (kg water/kg fish)	EF (kg d/mg)	BIO	FC
HCN (74-90-8)	1	0,000371	3,162	89.28571	0.2	2,09E-02
Al (7429-90-5)	1	0,000371	36	1	1	1,34E-02
F (16984488 / 7782414)	1	0,000371	2,3	1,67E+03	1	1,42E+00

Notes :

1 : test sub-chronique, 2 : test chronique

Références : a : US EPA, IRIS database 2002. b : toxicological profile of Al:

http://risk.lsd.ornl.gov/tox/profiles/Aluminum_ragsa.shtm

ANNEXE 3E: DÉVELOPPEMENT DE FACTEURS DE CARACTÉRISATION SELON IMPACT

Facteur de devenir environnemental (F)

Le modèle de devenir de type multicompartiments évalue la répartition des contaminants entre l'air, les eaux de surface, les océans, le sol, les sédiments et la végétation à partir des propriétés de partition des contaminants, et ce pour une émission en continu (S_m) intégrée à l'infini (Margni 2003):

$$\frac{Masse_n}{Source_m} = \frac{\int_0^t M_{n,t} dt}{M_m} = \frac{M_n}{S_m}$$

Les équations linéaires du 1er ordre modélisant la dégradation, le transfert intermédia et l'advection, sont solutionnées de façon matricielle en régime permanent. Les compartiments d'émissions étudiés sont les suivants : air, eau de surface, océan et sol (Margni 2003).

Au niveau de l'exposition, des voies directes et indirectes sont considérées (Margni 2003). Le scénario servant à l'évaluation de l'apport par l'ingestion d'aliments inclut la production totale et par conséquent néglige les exportations, alors que l'exposition cutanée n'est pas considérée.

Deux versions sont disponibles, la version *spatiale* et *a-spatiale*. La première permet un raffinement des paramètres liés au territoire et à l'exposition au niveau de l'Europe de l'ouest ($n = 600$) alors que la deuxième utilise des paramètres moyens supposant un environnement homogène en Europe de l'ouest.

Facteur d'effet (santé des écosystèmes)

La méthode AMI développée par Payet, Pennington, Hauschild et Jolliet (2001) favorise une approche moyenne plutôt qu'une approche conservatrice issue de l'évaluation du risque environnemental. Pour ce faire, la concentration médiane qui affecte 50% des espèces testées (HC50) est déterminée selon l'équation suivante :

$$\text{Log}(\text{HC50}) = (1/n) \sum \text{Log}(\text{EC50})$$

n représente le nombre de données utilisées (EC50 ou LC50) déterminées à partir d'au moins trois espèces issues de trois taxons différents (ex : algues, invertébrés, arthropodes, etc.). En absence de valeurs suffisantes de E(L)C50, les EC50 peuvent être extrapolés de LOEC et de NOEC à partir de corrélations issues de la littérature.

La méthode comprend également le calcul des incertitudes selon les équations suivantes :

$$\text{Log}(\text{HC50}) \pm (1/n^{1/2}) t^{0.05}_{n-1} \text{SDev}(\text{EC50})$$

$$\text{SDev}(\text{EC50}) = [(1/n-1) \sum [\text{Log}(\text{EC50}) - \text{Log}(\text{HC50})]^2]^{1/2}$$

Les étapes suivantes permettent la transformation en indicateur orienté dommage sur l'échelle cause à effet. La transformation en PAF_{EC50} qui représente le pourcentage des espèces affectées déterminé à partir des EC50, est effectuée selon l'équation qui suit :

$$\Delta \text{PAF} / \Delta C = 0.5 / \text{HC50} [=] \text{PAF m}^3 \text{ kg}^{-1}$$

Cette relation basée sur une moyenne linéaire est adaptée aux situations où l'allure de la courbe dose-réponse n'est pas connue (Hauschild et Pennington 2002) :

L'indicateur est finalement transformé en PDF (pourcentage des espèces disparues) selon la relation suivante : $\text{EF} = (1/2) * (1 / \text{profondeur moy}) * \Delta \text{PAF} / \Delta C [=] \text{PDF m}^2 \text{ kg}^{-1}$. La division par la profondeur moyenne permet d'exprimer le facteur d'effet pour

une superficie donnée, alors que le facteur (1/2) suppose que 50% des espèces sont affectées.

Références

- Payet, Pennington et Jolliet. 2001. The AMI method: A specific LCA tool for the Assessment of toxic impacts on ecosystems. Draft Report. Lausanne, CH : École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL).
- Hauschild et Pennington. 2002. Indicators for ecotoxicity in life cycle impact assessment. In: Udo de Haes, Finnveden, Goedkoop, Hauschild, Hertwich, Hofstetter, Jolliet, Klopffer, Krewitt, Lindeijer, Muller-Wenk, Olsen, Pennington, Potting et Steen. Life cycle impact assessment: striving towards best practice, pp 149-176. Published by the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL, USA.

ANNEXE 3F : APPLICATION DE LA MÉTHODE AMI (F, HCN, FE, AL)

HCN	EC50 (mg/L)	log(EC50)	n	log(HC50)	HC50	Fact. Cor.	HC50 cor.	(log(EC50)- log(HC50)) ²	Sdev	t _{p-1}	Conf.Int.
74-90-8											
sowhub, acute, average (NOEC/LOEC) convert to EC50.	2.15E-01	-6.69E-01	3	-1.03E+00	9.34E-02	10	9.34E-03	1.30E-01	3.13E-01	4.303	7.78E-01
scud, acute, average (NOEC/LOEC) convert to EC50.	6.43E-02	-1.19E+00						2.63E-02			
trout, average (NOEC/LOEC) convert to EC50.	5.91E-02	-1.23E+00						3.96E-02			
Total		-3.09E+00						1.96E-01			
HCN (suite)											
	HC50min	HC50med	HC50max	EDF ocean							
74-90-8	mg/L	mg/L	mg/L	PAFm3y/kg							
	1.56E-03	9.34E-03	5.60E-02	5.35E+04							
Al											
	EC50	log(EC50)	n	log(HC50)	HC50	Fact. Cor.	HC50 cor.	(log(EC50)- log(HC50)) ²	Sdev	t _{p-1}	Conf.Int.
7429-90-5											
limosa snail, acute, LD50	4.00E-01	-3.98E-01	7	4.45E-01	2.79E+00	10	2.79E-01	7.10E-01	1.05E+00	2.447	9.67E-01
Goldfish, acute, LD50	1.50E-01	-8.24E-01						1.61E+00			
Corbitidae, acute, Average LC50	3.32E+00	5.20E-01						5.70E-03			
water flea, acute, average LC50	7.30E+00	8.63E-01						1.75E-01			
watermilfoil, acute, average EC50.	7.60E+00	8.81E-01						1.90E-01			
trout acute, average LC50	1.97E+02	2.29E+00						3.42E+00			
pea cockle, acute, av lc50	6.00E-01	-2.22E-01						4.45E-01			
Total		3.11E+00						6.55E+00			
Al (suite)											
	HC50min	HC50med	HC50max	EDF ocean							
7429-90-5	mg/L	mg/L	mg/L	PAFm3y/kg							
	3.01E-02	2.79E-01	2.58E+00	1.79E+03							

Fe	EC50	log(EC50)	n	log(HC50)	HC50	Fact. Cor.	HC50 cor.	(log(EC50)- log(HC50)) ²	Sdev	t _{n-1}	Conf.Inter.
7439-89-6											
dinoflagellate, acute, EC 50 average	8.37E+00	9.23E-01	5	9.63E-01	9.19E+00	10	9.19E-01	1.67E-03	2.02E-01	2.776	2.50E-01
Haptophyte, acute, EC 50 average	9.10E+00	9.59E-01						1.91E-05			
duckweed, acute, EC 50 average	3.70E+00	5.68E-01						1.56E-01			
mayfly, acute, average EC 50	2.17E+01	1.34E+00						0.00E+00			
Diatom, acute, average EC50	1.08E+01	1.03E+00						4.62E-03			
Total		4.82E+00						1.63E-01			
Fe (suite)											
7439-89-6											
	HC50min	HC50med	HC50max	EDF ocean							
	mg/L	mg/L	mg/L	PAFm3y/kg							
	5.17E-01	9.19E-01	1.64E+00	5.44E+02							
F											
	EC50	log(EC50)	n	log(HC50)	HC50	Fact. Cor.	HC50 cor.	(log(EC50)- log(HC50)) ²	Sdev	t _{n-1}	Conf.Inter.
16984488 / 7782414											
rainbow trout, chronic, LC50, Average.	3.7	5.68E-01	3	0.62307724	4.198	10	0.419834	0.003011322	0.3527	4.303	0.876229
freshwater algae, chronic, NOAEC.	2	3.01E-01						0.103714428			
mussel, chronic, EC50 (75), Average.	10	1.00E+00						0.142070767			
Total		1.87E+00						0.248796517			
F (suite)											
16984488 / 7782414											
	HC50min	HC50med	HC50max	EDF ocean							
	mg/L	mg/L	mg/L	PAFm3y/kg							
	5.58E-02	4.20E-01	3.16E+00	1.19E+03							

ANNEXE 3F : PARAMÈTRES D'ENTRÉE IMPACT 2002 (F, HCN, FE, AL)

Nom	CAS	Degradable si H et Kow = 0; Non- degradable = 1	Masse (g/mole)	H (Pa m3 mol- 1)	Log Kow	1/2 vie troposphère (h)	1/2 vie eau (h)	1/2 vie sédiments (h)
Al	7429-90-5	1	30,01					
Fe	7439-89-6	1	55,847					
HCN	74-90-8	0	27	1,33E-04 ^a	-2,50E-01 ^a	1,28E+04 ^a	2496 ^a	5880 ^a
F	16984-48-8	1	18,998					

Nom	1/2 vie vegetation (h)	1/2 vie sol surface (h)	1/2 vie sol zone racine (h)	1/2 vie sol zone vadose (h)	kd particules/ eau (L-water/Kg- solids)	kd sédiments/ eau (L-water/Kg- solids)	kd sol/ eau (L- water/Kg- solids)	pKa
Al					4,41E+06 ^c	1,00E+03 ^c	1,00E+03 ^c	
Fe					1,02E+06 ^d	7,80E+05 ^d	8,00E+02 ^c	
HCN	1,31E+04 ^b	1,31E+04 ^a	1,31E+04 ^a	1,31E+04 ^a				9,2
F					1,00E+02 ^f	1,99E+01 ^f	1,99E+01 ^f	

Références

a: HSDB 2002, b: Wolf et al. 1988, c: Shafer, M., Overdier J., Philipps H., Webb David, Sullivan J., Armstrong. Trace Metals and Partitioning in Wisconsin Rivers. Water and Soil Pollution 110: 273-311, 1999. d: Mackay, Cahill et Gouin, 2001, Assessing the Environmental Persistence of a Variety of Chemical Substances Including Metals, CEMC, report No. 200104. e: Thibault, Sheppard, Smith, 1990, A critical compilation and review of default soil/liquid partition coefficient kd for use in environmental assessments. f: Fluhler et al. 1982. g : AQUIRE. h : EPISUITE. i : ATSDR j: Handbook of parameters values for the prediction of radionuclide transfer in temperature environments, international atomic energy agency, vienna 1994, technical report 364.

ANNEXE 3H : ADAPTATION DU MODÈLE IMPACT 2002 AU CONTEXTE GÉOGRAPHIQUE CANADIEN

1) Watershed data						
	WO Initial	Modifications	WO new	Europe (W1)	Modifications	Canada (W1)
Solid Module						
(J) area soil (m2)	1.36E+14	WO initial = World land Area – Europe WO new = WO initial+ Europe - Canada	1.30E+14	3.08E+12	9.22E+12 93% soil	8.57E12
(K) average temperature (K)	298		same	298		278
(M) rainfall rate (m/h)	3.83E-5		same	5.65E-5		6.13E-5
Water Module						
(BO) mean depth (m)	23.45		same	17.80		20
(BP) surface area (m2)	1.70E+12	WO initial = World water area (surface water) - Europe WO new = World initial+Europe - Canada	1.05E+12	1.08E+11		7.55E+11
Soil module - impact						
(BP) surface area (m2)	1.70E+12	WO initial = World water area (surface water) - Europe WO new = World initial+Europe - Canada	1.05E+12	1.08E+11		7.55E+11

2) Oceanic data						
	WO Initial	Modifications	WO new	Europe (W1)	Modifications	Canada (W1)
Oceanic water modification						
(C) depth of upper layer world (m)	500		same	200		200
(K) area oceanic water (m ²)	5.01E+14		4.94E+14	3.19E+12	Oceanic water surface = length of the coastline * 50 km Length of the coastline = 202 080 Km	1.01E13

3.0 Air data						
	WO Initial	Modifications	WO new	Europe (W1)	Modifications	Canada (W1)
(F) Rainfall rate	1.14E-04		same	7.12E-5		6.13E-5
(M) Paved area with drainage systems (m2)	7.38E12	Assumed proportional to soil area.	7.05E12	3.30E10		9.04E+10
(N) Area water (m2)	5.08E14	surface water + costal water	5.01E14	3.30E12		1.09E13
(O) Area soil (m2)	1.36E14	Same as watershed data	1.30E14	3.08E12		9.22E12

4) Advection: EU			
		Advection rate (m3/hour) (between World and Europe)	Source Advection rate (m3/hour) (between World and Canada)
W0	W1	2.23E+05	Source Aquastat 5.94E+03
W1	W0	1.60E+07	Source Aquastat 1.58E+04
O0	O1	6.22E+09	Source Aquastat 1.87E+10
O1	O0	6.22E+09	Source Aquastat 1.87E+10
W0	O0	4.15E+09	<i>Assumed constant</i> 4.15E+09

5) Advection: AIR			
		Advection rate (m3/hour) (between World and Europe)	Comments Advection rate (m3/hour) (between World and Canada)
A1	A0	7.2E+13	the advection between world and Canada was determined based on the assumption That advection is proportional to soil area. Sensitivity study is required (wind speed)
A0	A1	7.2E+13	