UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DE LA RÉHABILITATION-VALORISATION DE FRICHES INDUSTRIELLES URBAINES

PASCAL LESAGE

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION

DU DUPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR (Ph.D.)

(GÉNIE CHIMIQUE)

NOVEMBRE 2005

© Pascal Lesage, 2005.

Library and Archives Canada

Published Heritage Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et Archives Canada

Direction du Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence
ISBN: 978-0-494-17002-1
Our file Notre référence
ISBN: 978-0-494-17002-1

NOTICE:
The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

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

AVIS:
L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux 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 thesis.

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

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

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

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée :

ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DE LA RÉHABILITATION-VALORISATION DE FRICHES INDUSTRIELLES URBAINES

présentée par : LESAGE Pascal

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiae Doctor

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

M. LEGROS, Robert, Ph.D., président

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

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

Mme MILLETTE Louise, Ph.D., membre

M. CLIFT Roland, PhD, membre

Remerciements

J'aimerais tout d'abord remercier les professeurs Réjean Samson et Louise Deschênes de m'avoir confié ce projet de recherche et d'avoir eu confiance en moi. Leur patience a été très appréciée.

Je remercie tous les membres de l'équipe du CIRAIG pour leur appui, tant scientifique que logistique, et le partage de leurs connaissances. Ils ont très bien su gérer mes questions et requêtes et ont eu une oreille très attentive quand je leur parlais de mon projet. Ce fut très apprécié.

Je tiens à exprimer ma sincère gratitude envers Tomas Ekvall de l'Université de Chalmers. Ses écrits, nos discussions et ses très nombreux commentaires et réflexions lors de l'écriture des deux premiers articles (desquels il est coauteur) ont grandement contribué à mon apprentissage dans le domaine de l'ACV.

Je tiens aussi à remercier M. Marc Lapierre et son équipe chez Chemin de Fer Canadien Pacifique pour leur précieuse collaboration en début de projet et pour avoir mis à ma disposition l'ensemble des documents nécessaires pour mener l'étude à bien.

Un remerciement aussi pour tous ceux qui m'ont fait parvenir de l'information et des données pour mon projet : M. Kratsios de L.A. Hébert Ltee., M. Tremblay et M. Nay-Sour du Ministère des transports du Québec, M. Hardy de Quéformat et Mme Morency du groupe MADITUC.

Merci à Pierre Batellier, Laurence Toffoletto et Mathieu Brossard pour leurs multiples corrections et traductions. Ça m'a permis de mieux cacher ma 3ième année en français.

Enfin, je désire remercier spécialement tous ceux sur qui j'ai compté et pour qui je n'ai pas été très disponible pendant ces longues années : Shannon Joutel, ma famille, mes amis. À Marylène Dussault aussi, pour son incroyable soutien pendant les derniers mois, aux plans scientifique, logistique et émotionnel. Merci aussi aux patnais et patneaude du 76 pour leurs encouragements lors du dernier mille.

Résumé

Plusieurs régions urbaines ont, éparpillés sur leur territoire, des sites autrefois occupés par des industries et maintenant vacants ou sous-utilisés dont la réutilisation nécessite une réhabilitation préalable. Ces sites, appelés « friches industrielles urbaines » (FIU) sont souvent contaminés et peuvent comprendre des infrastructures abandonnées. Ces FIU sont en soi responsables de nombreux impacts non-souhaitables, découlant tant de leur état physique que du fait qu'elles soient inactives sur le plan économique. Par conséquent, la réhabilitation-valorisation de FIU a été encouragée par plusieurs gouvernements ainsi que par d'autres parties prenantes. La réhabilitation-valorisation de FIU est analogue au recyclage de ressources matérielles, puisqu'elle a deux fonctions : (1) gérer le legs de l'occupation et des activités antérieures sur le site, analogue à la fonction de gestion de matières résiduelle en fin de vie, et (2) fournir un site redevelopable, analogue à la fonction de production d'une ressource matérielle.

La réhabilitation-valorisation d'une FIU peut être associée à trois types d'impacts environnementaux : les impacts directement associés à l'état physique et géochimique du site (impacts primaires); les impacts associés aux activités de réhabilitation en tant que tels (impacts secondaires); et les impacts indirects associés aux changements dans l'aménagement du territoire qui surviendront avec la réoccupation du site post-réhabilitation (impacts tertiaires).

Dans l'optique d'une gestion environnementalement « durable » de ces sites, il incombe de tenir compte de ces trois types d'impacts. Pour l'instant, aucun outil n'a été proposé qui puisse le faire de façon quantitative, dans un même cadre.

Le premier objectif de ce projet de Doctorat était de développer un modèle conceptuel qui pourrait tenir compte de ces trois types d'impacts dans un même cadre. Plus précisément, le modèle devait être applicable à des cas de réhabilitation-valorisation de FIU contaminées qui sont par la suite réutilisées pour des occupations résidentielles. Le deuxième objectif était d'appliquer le modèle à un cas précis. Le troisième était

d'interpréter les résultats selon les neuf perspectives stéréotypes, chacune représentant un type de parties prenante ou de contexte de décision.

Le modèle est basé sur l'analyse du cycle de vie (ACV). L'ACV est un outil d'évaluation des potentiels impacts environnementaux du cycle de vie complet d'un produit, service ou activité, du « berceau à la tombe » (i.e. de l'extraction des ressources à l'élimination du produit en fin de vie). L'objet d'analyse dans une ACV est la fonction qu'a le produit, service ou activité.

Il existe deux types d'ACV : celle axée sur les attributs (ACV-A), et celle axée sur les conséquences (ACV-C). En ACV-A, le champ se limite strictement aux activités qui font directement partie du cycle de vie du produit, et les systèmes multifonctionnels sont traités par imputation d'une partie des impacts du système à une première fonction en excluant la deuxième de l'étude. En ACV-C, les frontières du système à l'étude sont étendues de façon à inclure toutes les activités affectées de manière significative par les changements qui suivront la mise en application d'une décision. L'ACV-C permet l'inclusion d'activités évitées ce qui se traduit par des impacts dits « négatifs », i.e. des bénéfices environnementaux. Le modèle développé sera du type ACV-C. L'ACV-A sera aussi présentée pour des fins de comparaison.

Quelques ACV-A ont déjà été publiées sur la gestion de sites contaminés. Toutes ont traité uniquement de la fonction de gestion du legs des occupations passées. Toutes ces études, par définition, ont inclus dans leur champ d'étude les impacts secondaires. Il a également été démontré que les impacts primaires associés à la contamination résiduelle peuvent être inclus dans le champ de l'étude en incluant ces polluants directement dans l'inventaire du cycle de vie, même si les résultats découlant de cette approche sont empreints d'une très grande incertitude. Les impacts tertiaires n'ont jamais été inclus.

Aucune ACV-C traitant de la réhabilitation de site n'a jusqu'à maintenant été publiée. Le modèle ACV-C proposé ici permet d'inclure les impacts primaires et secondaires dont l'évaluation peut parfois varier entre modèles ACV-A et ACV-C. Par exemple, l'ACV-C exclut les facteurs de production contraints et privilégie les données

marginales plutôt que moyennes. Le modèle ACV-C tient aussi compte des impacts tertiaires en étendant les frontières du système de façon à couvrir les phases subséquentes de développement et d'occupation du site revalorisé, ainsi que les effets sur le développement et l'occupation d'autres sites régionaux. Il est supposé que le développement d'autres sites est évité.

Deux approches sont suggérées pour identifier la nature des sites qui sont affectés et à quel degré ils le sont : la première se rapproche d'une approximation de recyclage en boucle fermée, et la deuxième est basée sur un modèle économique d'équilibre partiel.

L'étude de cas concerne la réhabilitation du site des Ateliers Angus, situé dans le quartier de Rosemont à Montréal. Une analyse de risque avait permis de déterminer que la FIU présentait un risque spécifique pour la santé humaine, et une intervention était donc requise. Deux options d'intervention sont évaluées, les deux ayant été appliquées sur différentes zones du site. La première est la réhabilitation-valorisation dans le but de permettre un redéveloppement résidentiel. Cette option comprend l'excavation et l'enfouissement ou le confinement des sols contaminés et des déchets, la démolition des structures et le recyclage des matériaux, et le remblayage du site. La réhabilitation est suivie d'un redéveloppement résidentiel. La deuxième option est la gestion du risque par minimisation de l'exposition. Cette option comprend simplement le recouvrement du site par une couche de sols propres. L'unité fonctionnelle est définie comme « la gestion adéquate, dans le cadre légal, du legs de contaminants sur 1 ha de la FIU ». Les deux options fournissent cette fonction, quoique de façon complètement différente.

Les données primaires pour la phase de réhabilitation ont été fournies par le propriétaire du site et par les entrepreneurs qui ont effectué l'analyse de risque et la réhabilitation en tant que telles. Les données primaires pour les phases de développement et d'occupation proviennent de plusieurs sources : enquête origine-destination pour le transport, données de recensement pour la description des résidences, données de la littérature pour la différence de densité entre développements urbains et périphériques, etc. La grande majorité des données secondaires provient de la base de données

d'inventaire Ecoinvent v1.1. Les systèmes ont été modélisés à l'aide du logiciel ACV commercial SimaPro. La méthode IMPACT 2002+ a été retenue pour l'évaluation des impacts. L'interprétation des résultats et les analyses de sensibilité ont été effectuées en utilisant le chiffrier Excel.

Pour le modèle axée sur les attributs (ACV-A), les deux options de gestion ont été modélisées séparément, et les résultats ont été directement comparés. Les impacts tertiaires n'étant pas inclus dans ce modèle, la perspective égalitaire ne peut que considérer les impacts primaires et secondaires, auxquelles elle accorde une valeur égale. Dans ce cas, l'information générée par le modèle est ambigüe : alors que pour les dommages aux « changements climatiques » et aux « ressources » sont respectivement 34 et 42 fois supérieurs pour l'option de réhabilitation, ceux des dommages à la « santé des écosystèmes » et à la « santé humaine » sont respectivement 3 et 18 fois supérieurs pour l'option de recouvrement.

Dans le modèle axée sur les conséquences (ACV-C), l'impact net de l'option de réhabilitation a été calculé. L'option de recouvrement est directement incluse dans le champ de l'étude comme option par défaut évitée. Les activités encourues incluent le cycle de vie de la réhabilitation ainsi que celui du redéveloppement et de l'occupation (40 ans) subséquents. Les principales activités évitées sont les cycles de vie des développements et occupations d'autres sites régionaux. Les activités considérées pour les développements et occupations encourues et évitées incluent la construction d'infrastructures publiques, le transport des futurs résidents et la consommation énergétique des résidences.

Pour la perspective égalitaire, où on accorde une valeur équivalente aux impacts primaires, secondaires et tertiaires, les résultats indiquent qu'il est clairement environnementalement favorable de choisir l'option de réhabilitation-valorisation, en autant qu'une partie des sites soient en périphérie urbaine. Dans ces cas, les impacts tertiaires négatifs (i.e. bénéfiques) sont invariablement plus important que les impacts secondaires (dommages). Dans le meilleur cas, où il est supposé que le

redéveloppement de la FIU n'empêche que le développement de sites en périphérie, alors les impacts tertiaires (bénéfices) sont de 12 à 23 fois supérieurs aux impacts secondaires (dommages). Si un modèle économique d'équilibre partiel est utilisé pour estimer un ratio de développements évités en périphérie et en milieu urbain, les impacts tertiaires (bénéfices) sont de 3 à 6 fois supérieurs aux impacts secondaires (dommages). Par contre, s'il est supposé que le redéveloppement évite un développement urbain, les impacts tertiaires et secondaires sont du même ordre de grandeur. En incluant les impacts primaires, tous ces scénarios indiquent un bénéfice environnemental net en choisissant la réhabilitation-valorisation.

Le procédé dominant dans l'ACV-C est le transport personnel des résidents, qui est particulièrement sensible aux distances moyennes parcourues et donc aux emplacements respectifs de la FIU et des sites affectés. Si la FIU avait été plus excentrée ou, réciproquement, si les sites affectés avaient été moins excentrés, les impacts tertiaires auraient été moins significatifs.

Pour l'ACV-C, toutes les perspectives sauf une reçoivent une information environnementale non-contradictoire. Les résultats de la perspective qui ne tient compte que des impacts primaire et de celles qui tiennent compte des impacts tertiaires sont en faveur de la réhabilitation. La perspective qui ne tient compte que des impacts secondaires reçoit de l'information favorisant l'option de recouvrement.

La perspective qui attribue une importance équivalente aux impacts primaires et secondaires, quant à elle, obtient des résultats contradictoires, de l'ordre de ceux obtenue avec l'ACV-A. Pour comparer les deux options en fonction d'un score d'impact unique, il faudrait pondérer les différents indicateurs de dommage (santé humaine, qualité des écosystèmes, changements climatiques et ressources). Aucun facteur de pondération n'était disponible pour ce projet-ci. Il a par contre été calculé que, pour 85% des facteurs de pondération possibles, l'option de réhabilitation était jugée environnementalement préférable.

De façon générale, il a été constaté que le champ de l'ACV-C est beaucoup plus complexe que celui de l'ACV-A. Il nécessite des données supplémentaires qui sont souvent associées à d'importantes incertitudes. L'ACV-C permet, toutefois, de tenir compte des impacts tertiaires, si bien qu'elle est appropriée pour évaluer les bénéfices environnementaux souvent évoqués de la valorisation de FIU. Au contraire, l'ACV-A semble inappropriée pour comparer différentes options d'intervention résultant d'usages subséquents du site différents.

La modélisation des impacts secondaire s'est vue très peu modifiée par le passage à un mode axé sur les conséquences. L'inclusion des impacts primaire reste problématique, tant pour l'ACV-A que l'ACV-C, à cause de la dépendance des impacts aux caractéristiques spécifiques du site, dépendance dont les modèles d'évaluation des impacts en ACV gèrent plutôt mal comparé à des outils plus spécialisés comme l'analyse de risque.

La méthodologie proposée s'est limitée à une seule FIU et au développement résidentiel. Néanmoins le modèle conceptuel pourrait également être utile pour d'autres types de redéveloppement et pour appuyer des décisions concernant un ensemble de FIU.

Abstract

Most urban areas have on their territories sites formerly occupied by industries and that are now vacant or underutilized. These sites, called brownfields, are often contaminated and may contain obsolete infrastructure. These brownfields are intrinsically responsible for various economic, social and environmental problems, stemming from (1) the (physical and geochemical) state of the site, and (2) the fact that it is economically inactive. Consequently, brownfield rehabilitation aimed at redevelopment has been promoted by various governments and other stakeholders. Brownfield rehabilitation is analogous to material resource recycling, in that it supplies two functions: (1) managing the legacy of past occupations on the site, analogous to a waste management function, and (2) providing redevelopable land, analogous to a resource production function.

The rehabilitation of brownfields can be associated with three types of environmental impacts: impacts directly associated with the physical and geochemical state of the site (primary impacts); impacts associated with the rehabilitation stage itself (secondary impacts); and indirect impacts of changes to regional land occupation patterns resulting from the reoccupation of the site after rehabilitation (tertiary impacts).

It behoves stakeholders that aim for the sustainable management of brownfields to evaluate all three types of environmental impacts. Up to now, no environmental assessment tool has been proposed that can quantitatively do so.

The first objective of this research project is to develop a conceptual model that can lay the grounds for the quantitative assessment of all three types of impacts under a common framework. The focus is on the rehabilitation of contaminated urban brownfields that are subsequently to be redeveloped for residential occupation. The second objective is to apply the model to an actual rehabilitation case. The third objective is to interpret the results from nine stereotypical perspectives, representing different stakeholders or decision contexts.

The model is based on life cycle assessment (LCA). LCA is an environmental assessment tool that evaluates the potential impacts of the whole life cycle of a product, service or activities, from cradle to grave (i.e. from resources extraction to wastes elimination). The object of analysis in LCA is the function supplied by the product, service or activity.

Two types of LCA can be distinguished. The first is attributional LCA (ALCA), and the second consequential LCA (CLCA). ALCA aims at providing information on the environmental attributes of a given product or service life cycle, whereas CLCA aims at providing information on the environmental consequences of a decision. ALCA strictly includes within its scope activities that are directly part of the product life cycle, and deals with multifunctional systems by allocating part of the burdens of the system to the main function and excluding the second function from analysis. CLCA, on the other hand, allows the expansion of system boundaries in order to include all significantly affected activities. It also allows the inclusion of avoided activities, which give rise to "negative" environmental impacts. The model developed to meet the project objectives is of the consequential type. The more conventional ALCA is also discussed for comparative purposes.

A few ALCA of contaminated site management have been published. All have dealt with the legacy management function only. These ALCA include, by definition, secondary impacts within its scope. It has also been shown that primary impacts associated with residual contamination can also be included within the scope of the study, albeit with great uncertainty, by including these pollutants directly in the life-cycle inventory. Tertiary impacts have never been included.

No CLCA of site rehabilitation have been published. The developed CLCA model can also account for primary and secondary impacts, although some modeling differences exist (exclusion of constrained production factors, use of marginal data rather than average data). The model also accounts for tertiary impacts by expanding the system boundaries to cover the subsequent development and occupation life cycles of the

rehabilitated brownfield and the effects on the development and occupation life cycles of other regional sites. The proposed model quantifies effects on sites competing to supply the same occupation function (housing services). It is assumed that the development of other sites is avoided. Two approaches are proposed to determine the nature of the sites that are affected and to what extent they are affected: the first resembling a closed-loop approximation, and the second based on economic partial-equilibrium models.

The case study is based on the rehabilitation of the Angus Yards site, located in Montreal. The brownfield "as was" posed an unacceptable risk, and an intervention was therefore required. Two intervention options are evaluated, both of which were actually applied to the site. The first is a "rehabilitation for residential redevelopment" option. It involves the excavation and landfilling or containment of contaminated soils and waste, infrastructure demolition with material recycling, and site backfilling. The rehabilitation is to be followed by the residential redevelopment of the site. The second intervention option is the non-intensive and low-cost "exposure minimization", assumed to be the default intervention option to obtain compliance. This option simply consists of covering the site with a layer of clean soil. The functional unit is defined as the "legal and appropriate management of legacy contamination of 1 ha of the brownfield", which both options provide, albeit in completely different ways.

Primary data for the rehabilitation phase was provided by the site owner and the contractors that carried out the risk assessment and the actual rehabilitation. Primary data for development and occupation phases came from various sources, for example a transport a origin-destination survey for transport, census data for housing description and literature data for housing density differences between urban and suburban residential developments. Most secondary inventory data was obtained from the Swiss Ecoinvent v1.1 database. The systems were modeled in the SimaPro commercial LCA software tool. The IMPACT 2002+ v2.0 method was used for the life cycle impact assessment. Result interpretation and sensitivity analyses were carried out using an

Excel spreadsheet.

In the attributional model (ALCA), both scenarios were separately evaluated and the results were directly compared. Since tertiary impacts are not included in the ALCA model, an egalitarian perspective can only consider primary and secondary impacts, to which an equal weight is attributed. For this perspective, the ALCA produces ambiguous information: while damages to climate change and to resources are respectively 34 and 42 times greater for the rehabilitation option, damages to human health and ecosystem quality are respectively 3 and 18 times greater for the exposure minimisation option. Overall preference for either option will greatly be affected by how each type of damage is weighted. .

The consequential model (CLCA) aimed at evaluating the net environmental consequences of the rehabilitation option. The exposure minimisation option is included within the scope of the study as the avoided default option. Incurred activities considered include the life cycle of the rehabilitation itself and of the redevelopment and residential occupation (40 years) of the site. Major avoided activities are the life cycles of the development and occupation of other regional sites. The activities considered for the incurred and avoided developments and occupations include public infrastructure construction, personal transportation of residents and energy consumption of residences.

For the egalitarian perspective, where primary, secondary and tertiary impacts are all valued equally, the CLCA results unequivocally support the rehabilitation scenario. As long as a subset of the affected sites is suburban, (negative) tertiary impacts dominate other types of impacts. When all avoided developments are assumed to be on suburban greenfields (best-case scenario), tertiary impacts expressed by damage indicators are 12 to 23 times greater than secondary impacts. When the fraction of urban and suburban affected sites is estimated using the economic partial equilibrium model (most probable scenario), tertiary impacts are still 3 to 6 times greater than secondary impacts. If it is assumed that it is other urban sites that are affected (worst-case scenario), then

secondary and tertiary impacts are of the same order of magnitude. In all cases, the inclusion of primary impacts makes an even stronger case for the rehabilitation.

The dominant process in the CLCA is personal transportation of residents, which is very sensitive to travel distances and therefore to location of the residences. It is concluded that, had the rehabilitated brownfield been less central, or, conversely, had affected sites been more central, tertiary impacts would have been much less significant.

In the best-case scenario, all perspectives save one obtain non-contradictory environmental information from the CLCA. All perspectives that consider tertiary impacts as well as the perspective that only values primary impacts obtain results that unambiguously support rehabilitation. However, the perspective that only considers secondary impacts yields environmental information that unambiguously supports the exposure minimisation option.

The perspective that only considers primary impacts receives ambiguous information, just like in the egalitarian ALCA. Since no weighting factors were determined for this study, it is not possible to arrive at a single score. A simulation showed, however, that for 85% of possible weighting sets at the level of damage categories, the rehabilitation option is deemed preferable.

Generally, it was shown that the scope of the CLCA is far more complex than that of the ALCA. It requires additional data that are associated with important sources of uncertainty. It does allow, however, for the inclusion of tertiary impacts, making it suitable for the evaluation of the often cited environmental benefits of reintegrating the site in the economy. In addition, the ALCA methodology seems to be inappropriate to compare brownfield management options that result in different subsequent uses of the site.

Modeling secondary impacts using a consequential rather than an attributional approach did not result in changes in the model, and were not difficult to evaluate. The direct inclusion of primary impacts remains problematic, both for the ALCA and the CLCA

models. This is principally because LCIA models are not as adapted as other tools to consider the very site-specific nature of these impacts.

The methodology proposed was restricted to a single site and to residential redevelopment. It is suggested that the general approach could be used for other types of brownfield redevelopments and for decisions affecting multiple brownfields.

Table des matières

Remerciements ..... **iv**

Résumé ..... **v**

Abstract ..... **xi**

Table des matières ..... **xvii**

Liste des tableaux ..... **xxv**

Liste des figures ..... **xxxi**

Liste des annexes ..... **xxxv**

Liste des sigles et abréviations ..... **xxxvi**

Chapitre 1 Introduction **1**

1.1 Problématique des friches industrielles urbaine 1

1.2 Gestion de friches industrielles urbaines et prise de décision 1

1.3 Impacts environnementaux de la réhabilitation-valorisation de friches industrielles urbaines 4

1.4 Analyse du cycle de vie 5

Chapitre 2 Hypothèse de recherche et objectifs **6**

2.1 Hypothèse de recherche 6

2.2 Objectifs 7

2.2.1 Objectif 1 : Développement d'un modèle conceptuel d'analyse environnementale basé sur l'ACV-C 7

2.2.2 Objectif 2 : Évaluation des impacts environnementaux de la réhabilitation du site des Ateliers Angus à Montréal 7

2.2.3 Objectif 3 : Comparaison du modèle ACV-C à un modèle ACV-A 7

Chapitre 3 Revue de la littérature 9

3.1 Introduction 9

3.2 Problématique générale des friches industrielles urbaines 9

3.2.1 Définitions 9

3.2.2 Bref historique de la problématique des FIU 11

3.2.3 Survol des impacts intrinsèques associés aux FIU 13

3.2.4 Situation Montréalaise 15

3.3 Réhabilitation de friches industrielles urbaines contaminées 15

3.3.1 Composantes de la réhabilitation d'une FIU contaminée 15

3.3.2 Bénéfices potentiels de la réhabilitation d'une FIU 19

3.3.3 Cadre législatif au Québec 21

3.3.4 Obstacles à la réhabilitation 25

3.3.5 Incitatifs à la réhabilitation 26

3.3.6 Réhabilitation au Québec 26

3.4 Aspects environnementaux de la réhabilitation de friches industrielles urbaines 27

3.4.1 Impacts primaires 27

3.4.2 Impacts secondaires 28

3.4.3 Impacts tertiaires 29

3.5 Analyse du cycle de vie 32

3.5.1 Introduction 32

3.5.2 Introduction sommaire à l'ACV 33

3.5.3 Distinction entre deux types d'analyse du cycle de vie 36

3.6 Analyse du cycle de vie comme outil d'évaluation des impacts de réhabilitation 46

3.6.1 Analyse du cycle de vie et impacts primaires 46

3.6.2 Analyse du cycle de vie et impacts secondaires 54

3.6.3 Analyse du cycle de vie et impacts tertiaires 56

3.7 Conclusions de la revue de la littérature 56

Chapitre 4 Approche méthodologique 58

4.1 Développement du modèle conceptuel 58

4.2 Application du modèle à un cas concret 59

4.2.1 Présentation du site servant de cas pour l'étude 59

4.2.2 Outils utilisés pour effectuer les ACV 61

4.2.3 Calcul des impacts primaires 63

4.2.4 Calcul des impacts secondaires 64

4.2.5 Calcul des impacts tertiaires 65

4.2.6 Interprétation 67

Chapitre 5 Développement du modèle conceptuel d'évaluation des impacts environnementaux de la réhabilitation de friches industrielles urbaines contaminées 69

5.1 Présentation de l'article 69

5.2 Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part I – Methodological approach 70

5.2.1 Abstract 70

5.2.2 Keywords 72

5.2.3 Introduction 72

5.2.4 Methodology 74

5.2.5 Discussion 86

5.2.6 Conclusions 87

5.2.7 Outlook 88

5.2.8 Acknowledgements 90

5.2.9 References 90

Chapitre 6 Application du modèle d'évaluation environnementale au cas du site des ateliers Angus 96

6.1 Présentation de l'article 96

6.2 Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part II – Case study 98

6.2.1 Abstract 98

6.2.2 Keywords 99

6.2.3 Introduction 99

6.2.4 Aim 100

6.2.5 Case study presentation 100
6.2.6 Methods 103
6.2.7 Results and interpretation 118
6.2.8 Conclusions 140
6.2.9 Recommendations and perspective 141
6.2.10 Acknowledgements 143
6.2.11 References 143

Chapitre 7 Évaluation des résultats de l'étude de cas pour multiples perspectives 148

7.1 Présentation de l'article 148

7.2 Evaluating holistic environmental consequences of brownfield management options using consequential life cycle assessment for different perspectives 150

7.2.1 Abstract 150
7.2.2 Keywords 151
7.2.3 Introduction 151
7.2.4 Environmental information and brownfield management 154
7.2.5 Environmental life cycle assessment (LCA) 158
7.2.6 Consequential LCA for supporting the choice between brownfield management options 162
7.2.7 Case study 169
7.2.8 Discussion and conclusions 179
7.2.9 Acknowledgements 181

7.2.10 Literature cited 182

Chapitre 8 Résultats complémentaires 189

8.1 Impacts primaires 189

8.1.1 Indicateurs de toxicité 189

8.1.2 Indicateurs d'écotoxicité 191

8.2 Impacts secondaires 192

8.2.1 Impacts secondaires et indicateurs de problèmes 192

8.2.2 Analyses de contribution par type d'activité, ACV-A 197

8.2.3 Comparaison des impacts secondaires de la gestion des différents matériaux 200

8.2.4 Analyse de contribution pour les filières de fin de vie 203

8.3 Impacts tertiaires 205

8.3.1 Phase de développement 205

8.3.2 Phase d'occupation 205

8.3.3 Impacts tertiaires et indicateurs de problèmes, par scénario d'imputation 206

8.3.4 Analyse de contribution du transport automobile 206

8.4 Interprétation 207

8.4.1 Perspective égalitaire, indicateurs de problèmes 207

8.4.2 Analyse des perspective pour les trois scénarios d'imputation 208

8.5 Analyses de scénarios discrets 211

8.5.1 Changement de substance pour approximer les impacts des hydrocarbures pétroliers 211

8.5.2 Devenir des contaminants enfouis ou confinés 211
8.5.3 Types de chauffage et sources d'énergie électrique marginale 214
Chapitre 9 Discussion générale 216
9.1 Modèle conceptuel 216
9.1.1 Modèle ACV-A 217
9.1.2 Modèle conceptuel basé sur l'ACV-C 217
9.2 Évaluation de chaque type d'impact pour l'étude de cas 217
9.2.1 Impacts primaires 218
9.2.2 Impacts secondaires 223
9.2.3 Impacts tertiaires 227
9.3 Comparaison des résultats des deux modèles pour l'étude de cas, perspective égalitaire 230
9.3.1 ACV-C 230
9.3.2 ACV-A 231
9.4 Perspectives 232
Chapitre 10 Conclusions 234
10.1 Conclusions 234
10.2 Recommandations 235
10.2.1 Évaluations sommaires des trois types d'impacts 235
10.2.2 Évaluation des impacts primaires 236
10.2.3 Raffinement du modèle ACV-C 237
10.2.4 Extension de la méthodologie à d'autres types de développement 237

10.2.5 Utilisation plus répandue de l'ACV-C 238

10.3 Applications 238

10.3.1 Application directe du modèle 238

10.3.2 Utilisation de la terminologie proposée 240

Références 241

Annexes 263

Liste des tableaux

Tableau 3-1 : Documents encadrant la procédure d'analyse de risques 18

Tableau 3-2 : Gestion des sols contaminés au Québec 24

Tableau 4-1 : Indicateurs calculés par la méthode IMPACT 2002+ 62

Tableau 4-2 : Facteurs de normalisation pour les indicateurs d'impact 63

Tableau 4-3 : Liste des annexes portant sur les impacts secondaires 65

Tableau 4-4 : Liste des annexes portant sur les impacts tertiaires 67

Table 5-1: Examples of intrinsic impacts of brownfields [2-7] 72

Table 5-2 : Values for price elasticities of demand and supply for housing services 84

Table 5-3 : Effects on urban and suburban sites based on the market subdivision approach 85

Table 6-1 : Legacy soil contamination on brownfield at industrial occupation end of-life 101

Table 6-2 : Time distribution of incurred and avoided impacts for the CLCA 105

Table 6-3 : Data used for inventory of burdens resulting in primary impacts 108

Table 6-4 : Primary data for dig and haul subsystem (common for ALCI and CLCI) 110

Table 6-5 : Primary data for the infrastructure material recovery subsystem 110

Table 6-6 : Backfill used for ALCI and CLCI models 111

Table 6-7 : Allocation scenarios for avoided constructions 112

Table 6-8 : Primary data for tertiary impact LCI 113

Table 6-9 : Secondary data sources 116

Table 6-10 : Summary of LCI and LCIA results for primary impacts 119

Table 6-11: Significant LCI and LCIA results for secondary impacts, ALCA 122

Table 6-12: Significant LCI and LCIA results for secondary impacts, CLCA 124

Table 6-13: Comparison of CLCI results for functionally equivalent residential developments 127

Table 6-14: LCIA results for functionally equivalent developments, development and occupation (40 years) phases, normalised damages level (pers*yr) 129

Table 6-15: Total land occupation inventory, considering only tracked and avoided sites (t=44 years) 132

Table 6-16: Land occupation damages, considering only tracked and avoided sites (PDF*m2yr) 133

Table 6-17: Payback periods of BR for damage categories and for three allocation scenarios 133

Table 6-18: Results of perturbation analysis for continuous parameters (unweighted sum of normalised damages) 136

Table 7-1 : Analogy between brownfield management and material waste management options 163

Tableau 8-1: Scénarios alternatifs de consommation résidentielle d'énergie 214

Tableau A1- 1 : Stratigraphie du site 270

Tableau A1- 2 : Sommaire de la qualité des sols avant réhabilitation (zone commerciale exclue) 272

Tableau A1-3 : Synthèse de la qualité de l'eau souterraine avant réhabilitation (zone commerciale exclue) 273

Tableau A1- 4: Substances retenue pour l'analyse de risque pour la santé humaine ... 276

Tableau A1- 5 : Résumé des scénarios d'exposition 277

Tableau A1- 6 : Sommaire du calcul des indices de risque pour les substances à effets non cancérigènes 280

Tableau A1- 7 : Sommaire du calcul des indices de risque pour les substances à effets cancérigènes 282

Tableau A1- 8 : Méthodes générales de réhabilitation des différentes zones de redéveloppement du site 285

Tableau A1- 9 : Gestion des différents matériaux excavés 288

Tableau A2- 1 : Volumes prévus et finalement mesurés de matériaux excavés ou enlevés lors de la réhabilitation 295

Tableau A2- 2 : Volumes de matériaux excavés ou récupérés des secteurs 1&2 296

Tableau A3- 1 : Calcul de la masse de contaminants exportée 299

Tableau A3- 2 : Facteurs de caractérisation pour les contaminants sur le site 302

Tableau A3- 3 : Impacts primaires associés à la contamination 304

Tableau A6- 1 : Machines utilisées lors de l'intervention sur le site 314

Tableau A6- 2 : Volumes de matériaux générés ou utilisés lors de la réhabilitation et du recouvrement du site, par hectare 315

Tableau A6- 3 : Heures d'opérations pour les opérations sur le site de la réhabilitation 315

Tableau A6- 4 : Heures d'opérations pour les opérations sur le site (réhabilitation)... 317

Tableau A6- 5 : Heures d'opérations pour les opérations sur le site (recouvrement) .. 318

Tableau A7- 1 : Intrants de données pour les modèles Nonroad et CORINAIR 320

Tableau A7- 2 : Inventaire pour une heure d'opération des machines utilisées lors de la réhabilitation 322

Tableau A8- 1 : Distances entre le site et les différentes origines ou destinations 326

Tableau A8- 2 : Détail du transport des sols >C 327

Tableau A8- 3 : Détail du transport des mâchefers (déchets solides) 327

Tableau A8- 4 : Détail du transport des mâchefers (déchets solides) 328

Tableau A8- 5 : Détail du transport des sols de remblai (secondaire)..... 328

Tableau A8- 6 : Distance moyenne séparant le site des origines ou destinations de matériaux 329

Tableau A8- 7 : Émissions associés à l'opération d'un camion lourd (40 t), par vkm 332

Tableau A8- 8 : tkm par m3 pour les matériaux transportés 334

Tableau A10- 1 : Résumé des données primaires sur le transport de sols de remblais 338

Tableau A10- 2 : Résumé de la provenance des sols de remblais..... 338

Tableau A12- 1 : Types et proportions de constructions résidentielles sur le site réhabilité 343

Tableau A13- 1 : Types de résidences construites de 1996 à 2001, par zone 346

Tableau A14- 1 : Calcul de la superficie moyenne des résidences unifamiliales construites entre 1996 et 2000..... 348

Tableau A14- 2 : Besoins énergétique des résidences, MJ/année 348

Tableau A15- 1 : Ensemble des matrices OD disponibles dans l'Enquête OD de 1998 (RMM)..... 352

Tableau A15- 2 : Matrice OD – Nombre moyen de déplacements en voiture (conducteur) effectués du secteur i vers le secteur j avant midi, par jour de la semaine 353

Tableau A15- 3 : Nombre moyen de déplacements en voiture (conducteur) entre les secteurs i et j imputable à l'ensemble des ménages du secteur i, par jour de la semaine 353

Tableau A15- 4 : Nombre de ménages par secteur municipal, 1998..... 354

Tableau A15- 5 : Matrice des déplacements totaux en voiture (conducteur) entre les secteurs i et j imputable à un ménage du secteur i, par jour de la semaine..... 355

Tableau A15- 6 : Matrice de distance x séparant les secteurs municipaux (km) X 356

Tableau A15- 7 : Matrice de déplacements totaux en voiture (conducteur) entre les secteurs i et j imputable à un ménage du secteur i, par jour de la semaine, corrigée pour les déplacements hors RMM..... 357

Tableau A15- 8 : Distances moyennes par ménage par jour de la semaine entre les secteurs d'origines i et j..... 357

Tableau A15- 9 : Données sur la construction de résidences unifamiliales au niveau des subdivisions de recensement 359

Tableau A15- 10 : Données sur la construction de résidences unifamiliales au niveau des secteurs municipaux 359

Tableau A15- 11 : Distance par ménage par journée, au niveau des zones 360

Tableau A15- 12 : Distances moyenne par résidence par année..... 360

Tableau A15- 13 : Distances de transport des résidents utilisées pour le calcul des impacts tertiaires..... 361

Tableau A16- 1 : Impacts secondaires – Indicateurs de problèmes et de dommages (ACV-A)..... 363

Tableau A16- 2 : Impacts secondaires - contributions des problèmes aux dommages (ACV-A) 364

Tableau A17- 1 : Impacts secondaires - indicateurs de problèmes et des dommages (ACV-C) 366

Tableau A17- 2 : Impacts secondaires - contributions des problèmes aux dommages (ACV-C) 367

Tableau A18- 1 : Impacts tertiaires (développement) - indicateurs de problèmes et des dommages (ACV-C) 369

Tableau A18- 2 : Impacts tertiaires (développement) - contributions des problèmes aux dommages (ACV-C) 370

Tableau A19- 1 : Impacts tertiaires (occupation, 1 an) - indicateurs de problèmes et des dommages (ACV-C) 372

Tableau A19- 2 : Impacts tertiaires (occupation, 1 an) - contributions des problèmes aux dommages (ACV-C) 373

Tableau A20- 1 : Impacts tertiaires (totaux) par scénario d'imputation 375

Tableau A20- 2 : Impacts tertiaires (totaux) par scénario d'imputation – contribution des problèmes aux dommages 376

Tableau A21- 1 : Impacts totaux du scénario de réhabilitation pour la perspective égalitaire, par scénario d'imputation (ACV-C) 378

Liste des figures

Figure 3-1 : Phases d'une analyse du cycle de vie selon ISO 34

Figure 3-2: Processus multifonctionnel de coproduction 41

Figure 3-3 : Imputation des flux élémentaires aux flux fonctionnels 42

Figure 3-4 : Expansion des frontières du système, le coproduit majeur fait partie du cycle de vie analysé 44

Figure 3-5 : Expansion des frontières du système, le coproduit majeur ne fait pas partie du cycle de vie analysé 45

Figure 3-6 : Impacts de la transformation et de l'occupation d'un site sur la qualité environnementale 52

Figure 5-1 : Illustration of the parallel between land and material recycling 75

Figure 5-2 : Subdivision of the region in urban and suburban markets for housing services 83

Figure 6-1: Relative contributions of soil contaminant classes to primary impacts (ALCA and CLCA) 120

Figure 6-2: Contribution to impacts of development and occupation, damage level indicators 129

Figure 6-3: Total damages for the ALCA, normalised to secondary impacts of the default option 130

Figure 6-4: CLCA results for three allocation scenarios, normalised to secondary impacts 131

Figure 6-5: Effect of annulling the ceteris paribus assumption on the demand for regional housing services 134

Figure 6-6: Effects on damages of a +1% perturbation of most sensitive parameters 138

Figure 6-7: Scenario analysis for selected discrete model parameters in the CLCA ... 140

Figure 7-1 : Relative importance of the three types of environmental impacts for seven generic perspectives 155

Figure 7-2 : The four phases of life cycle assessment according to ISO 14040 159

Figure 7-3: Minimal system expansion to make rehabilitation functionally equivalent to other options 164

Figure 7-4: System expansion needed to account for environmental consequences of rehabilitation 165

Figure 7-5 : Environmental information for perspective 1, comparing primary impacts of two options 173

Figure 7-6 : Environmental information for perspective 2, comparing secondary impacts of two options 174

Figure 7-7 : Environmental information for perspective 3, comparing impacts of brownfield and greenfield developments 176

Figure 7-8 : Comparison of total environmental impacts for two management options for all perspectives 177

Figure 7-9 : Uncertainty in the environmental information calculated by the consequential LCA model 180

Figure 8-1 : Toxicité des métaux 190

Figure 8-2 : Toxicité des HAP 190

Figure 8-3 : Écotoxicité des métaux 191

Figure 8-4 : Écotoxicité des HAP 192

Figure 8-5 : Contribution des catégories de problèmes aux dommages à la santé humaine (impacts secondaires, ACV-A) 194

Figure 8-6 : Contribution des catégories de problèmes aux dommages à la qualité des écosystèmes (impacts secondaires, ACV-A) 194

Figure 8-7 : Contribution des catégories de problèmes aux dommages à la santé humaine (impacts secondaires, ACV-C) 196

Figure 8-8 : Contribution des catégories de problèmes aux dommages à la qualité des écosystèmes (impacts secondaires, ACV-C) 197

Figure 8-9 : Analyse de contribution de l'option de réhabilitation (ACV-A) 198

Figure 8-10 : Analyse de contribution de l'option de recouvrement (ACV-A) 199

Figure 8-11 : Dommages par type de matériau géré lors de la gestion du risque (ACV-A) 200

Figure 8-12 : Comparaison des impacts primaires et secondaire de la gestion de sols contaminés 201

Figure 8-13 : Comparaison des impacts encourus et évités pour la phase de gestion des infrastructures 202

Figure 8-14 : Différences d'impacts entre les sols de remblais primaires et secondaires 203

Figure 8-15 : Analyse de contribution pour les filières de fin de vie 204

Figure 8-16 : Analyse de contribution pour le transport automobile 207

Figure 8-17 : Impacts totaux par perspective et par scénario d'imputation 209

Figure 8-18 : Scénarios de devenir des contaminants enfouis ou contaminés 213

Figure 8-19: Effets des scénarios alternatifs de consommation résidentielle d'énergie, normalisés aux impacts du scénario de base 214

Figure A1- 1 : Démarche pour effectuer une analyse de risque 274

Figure A1- 2 : Voies et média d'exposition pour l'analyse de risque..... 278

Figure A4- 1 : Système de service du scénario de réhabilitation 307

Figure A4- 2 : Sous-système de gestion des infrastructures..... 308

Figure A4- 3 : Sous-système de gestion du risque 310

Figure A4- 4 : Sous-système de remise en état du site..... 312

Figure A5- 1 : Système de service du recouvrement..... 313

Figure A11- 1 : Découpage du territoire de la Région Métropolitaine de Montréal.... 340

Figure A12- 1 : Limites de la parcelle de référence 344

Figure A15- 1 : Survol de la procédure utilisée pour calculer les distances de transport..... 350

Figure A15- 2 : Territoire de la région métropolitaine fictive servant d'exemple..... 351

Liste des annexes

Annexe 1. Présentation du site des Ateliers Angus 264

Annexe 2. Quantification des volumes de matériaux à gérer 294

Annexe 3. Méthode de calcul des impacts primaires associés aux contaminants . 297

Annexe 4. Présentation du système de service "réhabilitation" 307

Annexe 5. Présentation du système de service "recouvrement" 313

Annexe 6. Calcul des heures d'opérations des machines 314

Annexe 7. Opération des machines – Activités sur le site 319

Annexe 8. Transport hors-site 324

Annexe 9. Impacts des filières de fin de vie des matériaux 335

Annexe 10. Sources de remblai 337

Annexe 11. Découpage du territoire de la Région Métropolitaine de Montréal 339

Annexe 12. Description du redéveloppement résidentiel (Angus) 343

Annexe 13. Types de résidences 346

Annexe 14. Consommation en énergie des résidences 347

Annexe 15. Calcul des distances de transport pour la phase d'occupation 349

Annexe 16. Résultats de l'ACV-A, indicateurs de problèmes et de dommages 362

Annexe 17. Résultats de l'ACV-C, indicateurs de problèmes et de dommages 365

Annexe 18. Comparaison des impacts des développements sur différents sites 368

Annexe 19. Comparaison des impacts de l'occupation de différents sites 371

Annexe 20. Impacts tertiaires par scénario d'imputation 374

Annexe 21. Impacts totaux de l'ACV-C pour la perspective égalitaire 377

Liste des sigles et abréviations

α	Efficacité fonctionnelle d'un site occupé
X	Superficie de la friche industrielle urbaine réhabilitée
S_{GF}	Superficie des sites périphériques affectés
ACV	Analyse du cycle de vie
ACV-A	Analyse du cycle de vie axée sur les attributs
ACV-C	Analyse du cycle de vie axée sur les conséquences
AD	Différences d'aires occupées (*Areal differential*)
ALCA	Analyse du cycle de vie axée sur les attributs (*Attributional life cycle assessment*)
ALCI	Inventaire du cycle de vie axé sur les attributs (*Attributional life cycle inventory*)
AR	Analyse de risques
BR	Réhabilitation-valorisation d'une friche industrielle urbaine (*Brownfield rehabilitation*)
CC	Dommage au changement climatique (*Damages to climate change*)
CCS	Contrôle, confinement et suivi
CLCA	Analyse du cycle de vie axée sur les conséquences (*Consequential life cycle assessment*)
CLCI	Inventaire du cycle de vie axé sur les conséquences (*Consequential life cycle inventory*)
(Éco)toxique	Toxique et écotoxique
ÉICV	Évaluation des impacts du cycle de vie
EM	Minimisation de l'exposition (*Exposure minimisation*)
EPFL	École Polytechnique Fédérale de Lausanne
EQ	Dommages à la qualité des écosystèmes (*Damages to ecosystem quality*)

f^*	Services de logement fournis sur la friche industrielle urbaine valorisée
f^0	Services de logement fournis sur d'autres sites régionaux
FIU	Friche industrielle urbaine
HAP	Hydrocarbures aliphatiques polycycliques
HH	Dommages à la santé humaine (*Damages to human health*)
ICV	Inventaire du cycle de vie
LCA	Analyse du cycle de vie (*Life cycle assessment*)
LCI	Inventaire du cycle de vie (*Life cycle inventory*)
LCIA	Évaluation des impacts du cycle de vie (*Life cycle impact assessment*)
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement (Québec)
MAMM	Ministère des affaires municipales de Montréal
MENV	Ministère de l'environnement du Québec (Appellation conservée même si le ministère se nomme maintenant Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs)
η_S	Élasticité-prix de l'offre de services de logement
η_D	Élasticité-prix de la demande de services de logement
NPP	Production primaire nette (*Net primary production*)
PHC	Hydrocarbure pétrolier (*Petroleum hydrocarbon*)
QE	Qualité environnementale
R	Dommages aux ressources (*Damages to resources*)
RMM	Région Métropolitaine de Montréal
Sols <B	Sols dont la teneur en polluants est inférieure au critère générique B du MENV
Sols BC	Sols dont la teneur en polluants est entre le critère générique B et le critère C du MENV

Sols >C	Sols dont la teneur en polluants est supérieure au critère C du MENV
tkm	tonne-kilomètre
vkm	véhicule-kilomètre

Chapitre 1 Introduction

1.1 Problématique des friches industrielles urbaine

Plusieurs régions urbaines ont, éparpillés sur leur territoire, des sites autrefois occupés par des industries et maintenant vacants ou sous-utilisés dont la réutilisation nécessite une réhabilitation préalable. Ces sites, appelés des « friches industrielles urbaines » (FIU), sont souvent contaminés et peuvent contenir des infrastructures abandonnées. Ces FIU sont souvent intrinsèquement responsables pour de nombreux impacts non-souhaitables, découlant tant de leur état physique (e.g. contamination, esthétique) que du fait qu'il sont économiquement inactifs (Grimski *et al.,* 1998; Doetsch *et al.,* 1999; Deason *et al.,* 2001; Greenberg *et al.,* 2001; Ferber et Grimski, 2002; NRTEE, 2003).

Au Canada, le nombre de FIU est estimé à plus de 30,000 (NRTEE, 2003). Aux Etats-Unis, des estimations provenant de l'U.S. General Accounting Office, de l'U.S.EPA, et d'autres institutions actives dans le domaine des FIU ont estimé leur nombre entre 130,000 et 650,000, couvrant de 5 à 10% de la superficie urbaine (Simons, 1998; US EPA, 1998a; Deason *et al.,* 2001). En Europe de l'Ouest, les FIU couvrent 128,000 ha en Allemagne, 39,600 ha au Royaume-Uni, 20,000 en France et entre 9,000 et 11,000 ha aux Pays-Bas (Ferber et Grimski, 2002).

Un consensus général, reflété dans la littérature spécialisée et dans les publications gouvernementales, s'est dégagé sur la nécessité à la fois de corriger le legs de l'occupation antérieure du site et de permettre son redéveloppement : c'est le principe de réhabilitation-valorisation.

1.2 Gestion de friches industrielles urbaines et prise de décision

La « gestion » d'une FIU réfère ici aux décisions qui affecteront son état physique et la façon dont elle est occupée. La réhabilitation-valorisation n'est qu'un type d'option de gestion : le site peut aussi être abandonné tel quel, ou peut faire l'objet de mesures

correctives n'ayant pas comme objectif de permettre son redéveloppement (e.g. confinement, contrôle et suivi de la contamination).

Aussi, une fois la décision prise de réhabiliter un site, plusieurs autres décisions se présentent, concernant, par exemple, le type de réemploi souhaité, le type d'intervention pouvant permettre de transformer le site de façon à le rendre convenable à ce genre d'occupation, etc.

Les paramètres qui viendront influencer ces prises de décisions peuvent être séparés en deux types (Bardos *et al.,* 2000; Bardos *et al.,* 2002) : les paramètres principaux (*core decision issues*), qui déterminent si une option de gestion peut être envisagée, et les paramètres secondaires (*non-core decision issues*), qui permettent de distinguer l'option préférable parmi celles préalablement retenues. Au niveau environnemental, le risque que pose une FIU contaminée est un paramètre incontournable : les limites de risque acceptables, qu'elles soient de type « génériques » (i.e. basées sur la comparaison des concentrations retrouvées sur le site avec des critères d'usage génériques) ou « spécifiques » (i.e. évaluées par analyse de risque), ne doivent pas être dépassées. Autres paramètres principaux inclus: la conformité légale et réglementaire, les coûts et bénéfices de l'option et sa faisabilité technique.

Les paramètres secondaires sont beaucoup plus larges; ils peuvent être d'ordre social (e.g. amélioration de la qualité de vie des résidents riverains d'une FIU), d'ordre économique (e.g. création d'emplois) ou environnemental (e.g. frein à l'étalement urbain).

Plusieurs parties prenantes sont impliquées dans la gestion de FIU, notamment : les propriétaires de sites; les développeurs; les bailleurs de fonds; les autorités compétentes au niveau municipal, régional et national; les agences de développement et d'aménagement du territoire; et les communautés affectées (Alker *et al.,* 2000; Bardos *et al.,* 2001; Sullivan *et al.,* 2001; Bardos *et al.,* 2002; Klapperich, 2002; Regional Analytics Inc., 2002). À l'instar des paramètres de prise de décision, des parties prenantes principales et secondaires (*core and non-core stakeholders*) peuvent aussi être

distinguées (Bardos *et al.,* 2002). Les parties prenantes principales sont le propriétaire et le développeur, qui prendront ultimement la décision de réhabiliter un site, et les autorités, qui encadrent la démarche (Vegter *et al.,* 2002). Les parties prenantes secondaires (*non-core stakeholders*) sont affectées par les décisions prises, mais ne peuvent qu'influencer ces décisions.

Chaque partie prenante peut être distinguée par sa vision du problème, ses priorités, ses intérêts et ses ambitions concernant le devenir du site et des options de gestion du risque, ce qui peut mener à des conflits potentiels (CEMRS, 2001; Sullivan *et al.,* 2001; Bardos *et al.,* 2002). Par exemple, alors que développeurs, municipalités et bailleurs de fonds tendent à favoriser des projets créant de l'emploi et générant des profits, les résidents riverains du site tendent à privilégier la création d'espaces verts, de logements, de services communautaires et d'aménagement mixte (Greenberg *et al.,* 2001; De Sousa, 2003).

La gestion dite « durable » de FIU implique qu'une décision de gestion représente un équilibre entre les différents impacts environnementaux, sociaux et économiques. Cela impose donc aux décideurs de tenir compte des effets des activités qu'ils envisagent sur plusieurs éléments valorisés.

Étant donné le défi que représente une prise de décision dans un contexte où les objectifs sont multiples et l'incertitude est grande, plusieurs outils d'aide à la décision ont été développés, voir (Bardos *et al.,* 2001; US EPA, 2001; CLARINET, 2002) pour des revues de ces outils. Certains outils portent sur des aspects très précis : l'analyse de risque est un bon exemple, et son utilisation est très répandue, à cause de son inclusion dans la réglementation de plusieurs juridictions. D'autres exemples incluent des outils d'analyse technico-économique d'options de réhabilitation (Bage, 2002), d'analyse des risques financiers (Finnamore, 2001) et d'évaluation des impacts du cycle de vie de la décontamination (voir Suèr *et al.*, 2004 pour une revue). D'autres outils, souvent basés sur l'analyse multicritères, tente d'évaluer plusieurs critères simultanément, voir par exemple (Beinat *et al.,* 1997; Bardos *et al.,* 2000). Ces outils d'aide à la décision

fournissent ou présentent l'information nécessaire à l'identification de choix de gestion réalistes et avantageux (Bardos *et al.*, 2001). Pour l'instant, il n'existe pas de consensus sur la façon d'effectuer l'évaluation de la « durabilité » d'une décision de gestion d'une FIU, et plusieurs auteurs ont estimé qu'il était nécessaire de développer des techniques et méthodes pour améliorer ce processus de prise de décision (voir, e.g., Bardos *et al.*, 2002; Ferber et Grimski, 2002).

1.3 Impacts environnementaux de la réhabilitation-valorisation de friches industrielles urbaines

La réhabilitation d'une FIU a des impacts environnementaux bénéfiques évidents pour le site : une FIU polluée peut être décontaminée et les caractéristiques physiques du site (structure du sol, couvert végétal) améliorées.

D'autres types d'impacts sont également associés à la réhabilitation d'une FIU. Tout d'abord, l'intervention sur le site peut avoir des impacts non désirés, e.g. en émettant, lors du remaniement du sol, des particules en suspension contaminées. Le « cycle de vie » de l'intervention a aussi des impacts : à chaque « flux économique »[1] associé aux activités de réhabilitation est associé d'autres activités économiques ayant leurs propres impacts environnementaux, comme les filières de fin de vie recevant les sols excavés, l'extraction et le transport de sols de remblais et la production de diesel. Aussi, la littérature tend à supposer que le redéveloppement de FIU revalorisées permet de freiner l'étalement urbain, et donc d'éviter les impacts environnementaux associés à ce phénomène.

Une typologie a été développée dans le domaine de l'évaluation des impacts de la gestion de sites contaminés, différenciant les impacts *primaires* intrinsèques à l'état du site entre et impacts *secondaires* associés aux activités de réhabilitation[2] (Volkwein *et*

---

[1] Flux économique : Flux de matière, d'énergie ou de service ayant une valeur économique, soit positive (un bien) ou négative (un déchet).

[2] L'utilisation des termes « impacts primaires » et « impacts secondaires » ne doit pas être confondue avec l'utilisation des mêmes expressions dans le domaine de l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV), où la distinction est faite entre différentes étapes

al., 1999; Weth, 2001; Godin *et al.*, 2004; Toffoletto *et al.*, 2004a). En s'appuyant sur cette typologie, les impacts liés aux effets du redéveloppement de la FIU sur l'aménagement du territoire sont désignés impacts *tertiaires*.

1.4 Analyse du cycle de vie

L'ACV est décrite comme un outil d'aide à la décision en matière d'environnement permettant d'évaluer les «*aspects environnementaux et impacts environnementaux potentiels associés à un produit ou service* » (ISO, 1997). Le « cycle de vie » d'un produit ou service comprend les phases associées d'extraction des matières premières, de transformation, de fabrication, d'utilisation et de fin de vie.

Deux types d'ACV ont été distingués (Curran *et al.*, 2001): (1) les ACV axées sur les attributs (ACV-A), qui visent à mesurer les impacts environnementaux générés directement par les activités du cycle de vie d'un produit/service; et (2) les ACV axées sur les conséquences (ACV-C), qui visent plutôt à mesurer les conséquences environnementales résultant d'un changement au sein du cycle de vie d'un produit/service. Une des particularités de l'ACV-C est qu'elle inclut dans son champ d'analyse les activités évitées par la mise en œuvre de la décision évaluée. Par exemple, dans l'ACV-C de la décision de recycler un matériau, la production primaire du même matériau évitée pourrait être incluse dans l'étude. Ces activités évitées donnent lieu à des impacts évités, ou *négatifs*, i.e. des bénéfices environnementaux.

Quelques ACV ont déjà été utilisées pour évaluer les impacts primaires et secondaires de la gestion de sites contaminés. Toutes ces ACV étaient du type ACV-A. Aucune de ces analyses n'a été étendue aux impacts tertiaires.

---

dans un mécanisme environnemental (e.g. pour l'acidification, l'impact primaire est la pluie acide, l'impact secondaire l'acidification d'un lac et l'impact tertiaire, la mort de poissons).

Chapitre 2 Hypothèse de recherche et objectifs

2.1 Hypothèse de recherche

L'objet d'analyse est la décision de réhabiliter et revaloriser une friche industrielle urbaine (FIU) contaminée. Le projet de recherche porte précisément sur l'évaluation des impacts environnementaux primaires, secondaires et tertiaires associés à la mise en œuvre de cette décision.

L'hypothèse de recherche s'énonce ainsi :

> *L'analyse du cycle de vie axée sur les conséquences (ACV-C) est un cadre d'étude approprié pour générer de l'information quantitative et intégratrice sur les impacts primaires, secondaires et tertiaires associés à des options de gestion de friches industrielles urbaines, contrairement à l'analyse du cycle de vie axée sur les attributs (ACV-A).*

Le terme *approprié* rassemble trois exigences que doit remplir le modèle ACV-C: (1) le système à l'étude doit suivre la logique-même de l'ACV-C; et (2) il doit être possible de quantifier les différents éléments du système à l'étude pour un cas concret; et (3) l'information qui en résulte doit être adaptable a différents contextes de prise de décision.

Dans le cadre d'une ACV, de l'information environnementale *quantitative* est exprimée en terme d'indicateurs d'impact ou de dommage. Les impacts primaires, secondaires et tertiaires doivent donc pouvoir s'exprimer en données d'inventaire, pour pouvoir ensuite être évaluées par un modèle d'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV). Pour que l'information soit *intégratrice*, les indicateurs utilisés pour quantifier les trois types d'impact doivent être les mêmes.

2.2 Objectifs

2.2.1 Objectif 1 : Développement d'un modèle conceptuel d'analyse environnementale basé sur l'ACV-C

Une ACV-C fournie de l'information sur les conséquences environnementales associées à une prise de décision. Le premier objectif du projet de recherche est de construire un modèle conceptuel d'analyse environnementale qui lie les trois types d'impacts à l'implantation d'une option de gestion de FIU donnée. Le modèle conceptuel doit décrire comment les sources d'impacts sont incluses dans le système à l'étude. Le modèle devra suivre la logique de l'ACV-C.

2.2.2 Objectif 2 : Évaluation des impacts environnementaux de la réhabilitation du site des Ateliers Angus à Montréal

Le modèle conceptuel ACV-C développé (Objectif 1) sera utilisé pour évaluer les impacts environnementaux totaux de la réhabilitation-valorisation d'une (ex)FIU contaminée réelle, les Ateliers Angus de Chemin de Fer Canadien Pacifique, dans le quartier Rosemont à Montréal. Cette étude de cas permet de vérifier si la méthodologie ACV-C proposée est utilisable en pratique. En évaluant les résultats selon plusieurs perspectives, il est aussi possible de vérifier si l'ACV-C est recommandable pour un grand ensemble de contextes de décision génériques.

2.2.3 Objectif 3 : Comparaison du modèle ACV-C à un modèle ACV-A

Un dernier objectif est de comparer comment l'ACV-A et l'ACV-C évaluent les impacts environnementaux de la gestion d'une FIU. Puisque ces deux types d'analyse sont théoriquement disponibles pour appuyer une prise de décision, il est important de comprendre la signification et les limites de l'information générée par chacune de ces ACV. Cette comparaison répond aussi à un besoin évoqué dans la littérature du domaine encore jeune de l'ACV-C : comparer les champs d'application des deux types d'ACV pour des objets d'analyse précis.

La comparaison des deux modes d'évaluation portera en premier lieu sur les modèles conceptuels respectifs et sur les approches utilisées pour modéliser les principaux aspects environnementaux de la réhabilitation d'une FIU contaminée. En deuxième lieu, les conclusions découlant de l'utilisation de chaque type de modèle pour l'étude de cas seront ensuite directement comparés.

Chapitre 3 Revue de la littérature

3.1 Introduction

La revue de la littérature est séparée en trois grandes parties :

1) La partie « friche industrielle urbaine» (Sections 3.2 à 3.4), traitant de façon générale l'historique et les impacts de FIU, les aspects importants de leur réhabilitation et, finalement, les impacts environnementaux de cette réhabilitation;
2) La partie « analyse du cycle de vie » (Section 3.5), qui décrit l'outil d'analyse utilisé pour évaluer ces impacts environnementaux; et
3) La partie « application de l'ACV à la réhabilitation de FIU » (Section 3.6), qui passe en revue les différentes façons dont chaque type d'impact peut être évalué par une ACV.

Finalement, les conclusions de la revue de la littérature sont présentées à la section 3.7.

3.2 Problématique générale des friches industrielles urbaines

3.2.1 Définitions

Le terme « friche industrielle » est utilisé dans cette thèse comme traduction du terme anglais « brownfield ». Par contre, comme il sera démontré ici, les termes ne sont pas exactement équivalents.

Malgré l'utilisation maintenant courante du terme « brownfield », sa définition exacte ne fait pas l'unanimité. Ce terme a été construit par opposition au terme anglais « greenfield », c'est-à-dire un terrain non développé (Alker *et al.,* 2000; Ferber et Grimski, 2002). Selon l'analyse comparative de la définition du terme « brownfield » menée par (Alker *et al.,* 2000) et le "Brownfield Redevelopment" Working Group du Concerted Action "Contaminated Land Rehabilitation Network for

Environmental Technologies"(CLARINET) (Ferber et Grimski, 2002), un site est un « brownfield » s'il répond à trois critères :

1) Le site a été développé par le passé;
2) Le site est abandonné, vacant ou sous-utilisé;
3) Le site ne peut être réutilisé sans une intervention préalable, permettant de corriger ou, au moins, de gérer les legs des activités antérieures sur le site.

D'autre part, un « brownfield » est souvent (mais pas nécessairement) caractérisé par :

4) La présence de contaminants environnementaux dans les sols et/ou l'eau souterraine, faisant porter ou non un risque pour la santé humaine ou les écosystèmes;
5) La présence d'infrastructures abandonnées ou obsolètes;
6) Un emplacement dans les centres urbains, foyers des grandes industries traditionnelles.

La définition de « brownfield » utilisée à la fois par la Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie, le Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada et par l'US EPA, caractérise un « brownfield » comme « *un site industriel ou commercial abandonné, désoeuvré ou sous-utilisé où l'expansion ou le développement est compliqué par une contamination environnementale réelle ou soupçonnée* » (Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada, 2002; US EPA, 2002a). Cette définition a été critiquée du fait qu'elle se réfère à une contamination potentielle et non prouvée, tendant à renforcer la stigmatisation observée à l'égard de ces sites et donc à limiter leur attrait pour les investisseurs (Alker *et al.,* 2000). Elle demeure néanmoins tout à fait pertinente dans le cadre de ce projet de recherche.

C'est justement le Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada (2002) qui propose de traduire « brownfield » par le terme « friche industrielle ». Par contre, ce terme est plus contraignant que le terme « brownfield », puisque ces derniers peuvent résulter d'autres

types d'occupation que des occupations industrielles. A défaut de terme plus adéquat, cette traduction est quand même conservée pour ce projet.

L'objet de recherche est la gestion de « friches industrielles » à la fois urbaines et contaminées. La littérature de deux domaines de recherche à été revue : la littérature sur les « brownfields », qui le plus souvent suppose que ces sites sont urbains et contaminés, et la littérature plus générale sur la gestion de sites contaminés. Le lecteur peut supposer que, lorsque le terme « friche industrielle urbaine » (FIU) est utilisé dans la revue de littérature, le texte original, s'il est en anglais, fait référence à des « brownfields ».

3.2.2 Bref historique de la problématique des FIU

Le concept de FIU est relativement récent. Son importance actuelle dans les pays industrialisés tient à la conjoncture de deux facteurs : l'introduction de lois et de politiques rendant obligatoire la décontamination de sites contaminés et la restructuration de l'économie qui s'est traduite par la fermeture de nombreuses industries traditionnelles.

A la suite de plusieurs cas de contamination de sites fortement médiatisés (e.g. Love Canal aux États-Unis et Ville Lasalle au Québec), certains gouvernements, dont celui du Québec, se sont dotés au cours des années 80 de lois et de politiques limitant l'utilisation de sites en fonction de leur niveau de pollution (Beaulieu, 1998). Ces mesures ciblaient initialement les sites d'enfouissement de déchets dangereux si bien que le nombre de sites visés était relativement faible et donc gérable : l'inventaire GERLED (Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination de déchets) au Québec en répertoriait 315 en 1984 (MENV, 2002) et l'American Superfund National Priority List moins de 500 (Beaulieu, 1998).

Ces mesures ont porté leurs fruits comme le montrent, par exemple, les 1221 sites pour lesquels une réhabilitation a été entreprise au Québec entre 1983 et 1996 (MENV, 1997). Cependant, ceci résulta en un accroissement vertigineux du nombre de sites considérés comme contaminés. Les critères d'identification des sites contaminés se sont

avérés applicables non seulement à des sites d'élimination de déchets dangereux, mais aussi à des sites où l'entreposage de substances dangereuses avait été inadéquat, à des sites ayant servi d'enfouissement de mâchefers ou de débris, ou encore à des sites dont les infrastructures avaient été peintes avec de la peinture contenant du plomb. Ces sites, du fait des coûts élevés de décontamination, ont souvent purement et simplement été abandonnés au lieu d'être « redéveloppés » (Dumesnil et Ouellet, 2002). De plus, la caractérisation de sites est devenue de plus en plus systématique. Les propriétaires de sites ou les acquéreurs potentiels ont commencé à l'exiger craignant de se retrouver légalement responsables d'une contamination ou de devoir supporter des coûts de réhabilitation très élevés. La Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, ainsi que la LQE depuis 2003, exigent des intervenants dans certains secteurs économiques de caractériser leurs sites avant de les redévelopper (Gouvernement du Québec, 1999).

Le problème s'est aggravé avec les changements économiques structurels des pays industrialisés qui ont provoqué la fermeture ou le déménagement de nombreuses usines (Collaton et Bartsch, 1996; Ferber et Grimski, 2002). L'ouverture de nouveaux marchés, la concurrence internationale, les changements dans les modes de production et la réorganisation des opérations ont beaucoup contribué à ce mouvement, affectant un grand nombre de sites, en particulier en milieu urbain.

Même si les estimations du nombre de FIU varient considérablement entre elles, notamment à cause de l'absence de définition communément acceptée, on peut constater qu'aujourd'hui le problème a atteint des dimensions importantes. Au Canada, le nombre de FIU est estimé à plus de 30,000 (Regional Analytics Inc., 2002; NRTEE, 2003). Aux Etats-Unis, des estimations provenant de l'U.S. General Accounting Office, de l'U.S.EPA, et d'autres institutions actives dans le domaine des FIU ont estimé leur nombre entre 130,000 et 650,000, couvrant de 5 à 10% de la superficie urbaine (Simons, 1998; US EPA, 1998a; Deason *et al.,* 2001). En Europe de l'Ouest, les FIU

couvrent 128,000 ha en Allemagne, 39,600 ha au Royaume-Uni, 20,000 en France et entre 9,000 et 11,000 ha aux Pays-Bas (Ferber et Grimski, 2002).

3.2.3 Survol des impacts intrinsèques associés aux FIU

Outre leur nombre, l'intérêt grandissant pour les FIU tient aux impacts de ces dernières qui peuvent être aussi bien sociaux, économiques qu'environnementaux. Plusieurs études portant sur ces impacts ont été réalisées : voir e.g. (Grimski *et al.*, 1998; Doetsch *et al.*, 1999; Deason *et al.*, 2001; Greenberg *et al.*, 2001; Ferber et Grimski, 2002; NRTEE, 2003).

Certains impacts sont associés aux FIU ne répondant qu'aux trois premiers critères de la première définition du terme « brownfield » présentée à la section 3.2.1 (site antérieurement développé, désœuvré, et pour lequel une intervention est nécessaire pour permettre son redéveloppement) :

Économiquement, ils représentent une perte d'opportunité économique pour la communauté dans laquelle ils se trouvent et une perte de revenus fonciers pour la municipalité. Ils contribuent aussi à la dévalorisation des propriétés environnantes;

Socialement, leur présence dans une communauté contribue au développement d'une image négative par les résidents du quartier. Les municipalités sont moins en mesure de fournir les services à la communauté. Les quartiers riverains des FIU sont souvent caractérisés par des niveaux de scolarisation inférieurs et des taux de chômage et de criminalité plus élevés.

Sur le plan *environnemental*, l'état biophysique dans lequel les FIU se trouvent a un impact négatif sur les fonctions de maintien de la vie et sur la biodiversité. Cet aspect, qui est au centre de ce projet de recherche, est couvert de manière plus détaillée à la Section 3.5.3.

Les FIU *contaminées* induisent naturellement des impacts supplémentaires. La contamination peut affecter, à court ou à long terme, la santé humaine, les écosystèmes et les constructions (Tedd *et al.*, 2001). Si les contaminants présentent un niveau de

risque inacceptable (voir Section 3.2.1), la réhabilitation de la FIU contaminée doit obligatoirement inclure la réduction de ce risque à un niveau acceptable avant sa réutilisation, ce qui peut constituer un obstacle technique significatif et un fardeau économique supplémentaire pour son redéveloppement (Ferber et Grimski, 2002). Et même dans les cas où la contamination ne soulève pas de risque significatif, elle peut contribuer à la stigmatisation du site, principalement à cause des craintes de poursuites ou de responsabilités futures, diminuant sensiblement l'attrait de ces sites pour de potentiels investisseurs (NRTEE, 1998; Ferber et Grimski, 2002).

La contamination résiduelle résultant des activités passées (*legacy contamination*), est un type de contamination particulièrement problématique pour plusieurs raisons. Premièrement, elle tend à être persistante si bien que les problèmes qui s'ensuivent peuvent survenir dans un futur lointain (Vegter *et al.,* 2002). Deuxièmement, ce type de contamination est plus difficile à gérer que la contamination découlant d'activités existantes car, dans la plupart des cas, les pratiques passées ne tenaient pas compte des impacts environnementaux : la contamination qui s'ensuit est donc souvent non caractérisée, complexe et diffuse (Vegter *et al.,* 2002). Finalement, la contamination sur des FIU est souvent mixte, comprenant des composés à la fois inorganiques (e.g. des métaux lourds) et organiques (hydrocarbures pétroliers) (Legendre, 2000; CRDIM, 2001). Les types de contaminants retrouvés sur une FIU dépendent directement de la nature de l'utilisation passée des sites (Stiber et Small., 1998; Ferber et Grimski, 2002).

Finalement, les FIU, du fait qu'elles soient dans un milieu urbain, sont associées à un certain nombre d'impacts qui leur sont propres. Elles contribuent à la détérioration du milieu urbain (Deason *et al.,* 2001). La non-utilisation d'une FIU est également responsable, de manière cette fois indirecte, d'impacts environnementaux associés à l'étalement urbain, puisque sa présence exerce une pression sur les sites périurbains (e.g. ceinture verte ou terres agricoles). Les impacts de l'étalement urbain sont décrits en détail à la Section 3.4.3.

3.2.4 Situation Montréalaise

Montréal, en tant que centre industriel et commercial du Canada et du fait de l'importance de ses industries lourdes, hérite d'un important passif en matière de contamination. Celui-ci est concentré sur les sites bordant les corridors maritimes et ferroviaires et dans la zone industrielle pétrochimique de l'est de Montréal (CRDIM, 2001). Le *Comité interministériel sur les sols contaminés de l'île de Montréal* a estimé en 1993 que près de 60% des FIU[3] de l'Île de Montréal étaient potentiellement contaminés, soit une surface d'environ 4200 ha (cité dans (CRDIM, 2001)).

Environ 90% du volume de sols contaminés dans les vieux secteurs de l'Île de Montréal se caractérise par une contamination mixte, alors que les volumes caractérisés par des contaminants exclusivement organiques ou inorganiques ne représentent respectivement que 3% et 7% (Legendre, 2000). En comparaison, seulement 11% des sites contaminés sur la totalité du territoire québécois sont caractérisés par une contamination mixte (MENV, 2002). La santé de la population montréalaise est, par contre, faiblement affectée par la contamination du fait de son exposition relativement limitée aux polluants (CRDIM, 2002).

3.3 Réhabilitation de friches industrielles urbaines contaminées

3.3.1 Composantes de la réhabilitation d'une FIU contaminée

La réhabilitation d'une FIU contaminée peut être définie comme l'ensemble des activités qui permettent son redéveloppement (Alker *et al.*, 2000). À l'instar d'un processus de recyclage, la réhabilitation-valorisation d'une FIU contaminée comporte normalement deux objectifs : (1) la gestion du legs découlant des activités passées du site, analogue à la gestion d'une matière résiduelle; et (2) la production d'un site « redéveloppable », analogue à la production d'un matériau recyclé. Ces deux objectifs

---

[3] Le terme utilisé dans le rapport n'est pas FIU mais plutôt terrains vacants.

sont notamment explicités dans la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés du Québec (MENV, 1999).

La réhabilitation-valorisation d'une FIU contaminée est principalement composée de trois types d'activités techniques : (1) la gestion du risque; (2) la gestion des infrastructures sur le site; et (3) la remise en état des caractéristiques physiques du site. D'autres types d'interventions peuvent être nécessaires en vue d'une réutilisation du site : l'acquisition de connaissance, la prise d'engagement de la part du propriétaire, des interventions financières, la modification du zonage municipal ou d'autres actions publiques ou privées, volontaires ou communautaires (Alker *et al.,* 2000). Dans la mesure où ces activités ne sont pas des activités techniques, ou sont des activités techniques à faible incidence environnementale, elles sont de moindre intérêt dans le contexte de ce projet.

3.3.1.1 Gestion du risque

Un risque, dans le cadre d'un site contaminé, est défini comme la probabilité que la contamination résulte en un dommage chez un récepteur donné, e.g. une population humaine ou une autre espèce animale (Bardos *et al.,* 2001; Vegter *et al.,* 2002). De tous les impératifs de la réhabilitation, la présence d'un risque potentiel ou mesuré est le seul qui puisse, dans un contexte réglementaire basé sur la gestion du risque, contraindre le propriétaire d'une FIU à intervenir.

Toute présence de polluant constitue un risque en soi, mais ce risque n'est pas nécessairement considéré comme *inacceptable*. Dans la plupart des pays développés, les FIU contaminés sont, à l'instar de tout site contaminé, sujets à un cadre législatif appelant une évaluation du niveau de risque et, dans le cas où le risque est considéré inacceptable, la gestion de ce risque en fonction des possibles utilisations du site (Beaulieu, 1998; Bardos *et al.,* 2001).

À l'instar de plusieurs pays, le niveau de risque que pose un site contaminé peut être évalué de deux façons au Québec (MENV, 1999). La première en comparant les

concentrations de polluants sur le site à des critères génériques d'usage : s'il y a dépassement, on dit que le site comporte un risque *significatif*. Ce type de risque ne répond pas à la définition stricte du terme « risque », puisqu'il ne tient pas compte des probabilités que la contamination résulte en un dommage.

Le deuxième type de risque est dit « spécifique ». Ici, la probabilité que la contamination résulte réellement en un dommage est calculée en tenant compte des caractéristiques propres au site, aux polluants et aux récepteurs potentiels. L'outil d'analyse permettant ce calcul est appelé « *analyse de risques* ». Deux types d'analyses de risques sont pertinents dans le domaine de la gestion de sites contaminés :

- L'analyse des risques toxicologiques pour la santé humaine, qui mesure les effets potentiels des contaminants sur les populations humaines riveraines, sur les usagers présents et futurs du site ainsi que sur les travailleurs effectuant les travaux de réhabilitation. Les résultats de telles analyses de risques sont la base première pour appuyer des décisions en Europe et en Amérique du Nord (Beaulieu, 1998; Bardos *et al.*, 2001; Tedd *et al.*, 2001);
- L'évaluation des risques écotoxicologiques, qui mesure les effets néfastes sur le biote non humain. En Europe et en Amérique du Nord (Bardos *et al.*, 2002), l'inclusion de ces risques tend à devenir une variable de décision importante.

Quelques exemples de directives émises pour encadrer l'analyse de risque sont donnés au Tableau 3-1.

Tableau 3-1 : Documents encadrant la procédure d'analyse de risques

	Analyse de risques toxicologiques	*Analyse de risques écotoxicologiques*
Canada	CCME: Guidance Manual for Developping Site-Specific Soil Quality Remediation Objectives for Contaminated Sites in Canada (CCME, 1996a), et A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines (CCME, 1996b)	CCME: A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance (CCME, 1996c)
USA	US EPA: La série Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) (US EPA, 1989).	US EPA: Guidelines for Ecological Risk Assessment (US EPA, 1998b)
Québec	MSSS: Principes directeurs et lignes directrices d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine (MSSS, 2002)	Le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec : Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés (MENV, 1998)

L'ampleur des risques dépend de deux variables : la probabilité d'exposition aux contaminants et la conséquence de cette exposition (Bardos *et al.*, 2002; Vegter *et al.*, 2002). L'exposition dépend d'une chaîne comprenant trois éléments : (1) une source de contamination; (2) un récepteur; et (3) une voie d'exposition (Bardos *et al.*, 2002). Par conséquent, il existe trois grandes façons de gérer le risque : (1) l'élimination complète ou partielle de la source (décontamination), (2) la coupure des voies d'exposition entre la source et les récepteurs (confinement, contrôle et suivi – CCS); et (3) l'élimination de la présence de récepteurs (mesures restrictives).

Pour les deux premières approches, il existe une grande panoplie d'approches technologiques adaptées aux différents types de contamination et aux objectifs poursuivis (voir Vranes *et al.* (2001) pour une liste exhaustive des technologies existantes). Chaque approche a certains avantages et inconvénients : par exemple, l'enlèvement physique des sols contaminés est très efficace pour enrayer le risque, mais

implique généralement des coûts extrêmement élevés, alors que le contrôle de la voie d'exposition (e.g. par recouvrement) est moins coûteux mais implique un suivi à long terme (Vegter *et al.*, 2002). Aussi, la gestion de risque par décontamination en milieu urbain est particulièrement problématique, du fait du manque d'espace et de la forte densité de population riveraine (Krishna *et al.*, 1999).

3.3.1.2 Gestion des infrastructures

La présence de structures abandonnées sur les FIU est rarement citée comme argument principal pour effectuer leur réhabilitation. Pourtant, leur gestion s'inscrit dans une intervention générale sur le site. Les infrastructures peuvent comporter un élément de risque en matière de sécurité, selon leur niveau de délabrement (Ferber et Grimski, 2002). Si elles peuvent parfois être rénovées et réutilisées, bien souvent le coût de cette rénovation est supérieur au coût de démolition et reconstruction. Ainsi la deuxième option est normalement préférée à la première (Ferber et Grimski, 2002).

3.3.1.3 Remise en état du site

La remise en état du site n'est pas non plus citée comme un des arguments principaux pour réhabiliter une FIU. Par contre, elle est nécessaire pour assurer la réutilisation du site. Par exemple, un site ayant été excavé lors de la gestion du risque devra sûrement être remblayé, au moins en partie. D'autres activités peuvent comprendre, e.g. l'enlèvement de piles de matériaux gênants et la végétation du site.

3.3.2 Bénéfices potentiels de la réhabilitation d'une FIU

Les premiers bénéfices sont liés à l'amélioration de l'état physico-chimique du site. Dans le cas d'une FIU contaminée, cela implique une gestion du risque appropriée. Pour le propriétaire de la FIU, une réhabilitation lui permet d'éviter des coûts potentiels de réhabilitation qui peuvent s'avérer plus élevés plus tard, d'améliorer son image et d'éviter des problèmes légaux (Weth, 2001).

Outre ces bénéfices évidents, plusieurs études de cas ont démontré que réinsérer une FIU dans l'économie active peut avoir des impacts positifs, dont plusieurs, tirés de

plusieurs écrits (MENV, 1999; NRTEE, 1998; Deason *et al.*, 2001; Greenberg *et al.*, 2001; Regional Analytics Inc., 2002; NRTEE, 2003) sont rapportés ci-dessous.

3.3.2.1 Impacts économiques

La réhabilitation d'une FIU résulte souvent en la stimulation de l'économie locale et de la productivité des terrains environnants. Elle peut attirer de nouveaux investissements dans le quartier et permettre ainsi une amélioration de la compétitivité de la ville. La valeur foncière des propriétés riveraines et donc les revenus fonciers peuvent aussi être positivement affectés.

Les activités de réhabilitation elles-mêmes ont des répercussions économiques positives. Elles stimulent ce secteur de l'économie : le programme RÉVI-SOLS a, en cinq ans, généré à lui seul près de 1075 personnes-années de travail (Regional Analytics Inc., 2002). De plus, le secteur de la réhabilitation a un effet multiplicateur très élevé : on a calculé que, au Canada, chaque dollar investi en réhabilitation génère environs 3.8 dollars dans l'économie nationale (Regional Analytics Inc., 2002).

3.3.2.2 Impacts sociaux

La qualité de vie des résidents dans le quartier dans lequel se trouve la FIU est améliorée pour plusieurs raisons. Tout d'abord, la réhabilitation contribue souvent à freiner la détérioration du quartier. Ensuite, les gains de revenus fonciers peuvent se traduire par une amélioration des services municipaux. Dans certains cas, le redéveloppement d'une FIU a permis l'émergence de logements sociaux (Deason *et al.*, 2001; NRTEE, 2003). Enfin, les nouveaux projets de développement créent souvent de nombreux emplois locaux.

3.3.2.3 Réduction des pressions sur les terres en périphérie

Le bénéfice le plus souvent évoqué à propos de la réhabilitation-valorisation de FIU est son impact en terme de frein à l'étalement urbain. En densifiant le noyau urbain, le redéveloppement d'une FIU réhabilitée permet de sauvegarder des terres non développées (agricole, sauvage) en périphérie. Ce phénomène a amené plusieurs

organismes et paliers de gouvernement à promouvoir le redéveloppement de FIU dans la Métropole Montréalaise (MAMM, 2001; CRDIM, 2002; Ville de Montréal, 2004).

Des bénéfices indirects découlent aussi du fait que le développement en banlieue est souvent moins efficace, tant au niveau environnemental qu'économique, qu'un développement fonctionnellement équivalent en milieu urbain (Burchell *et al.*, 1998). Les aspects environnementaux de cet élément, au centre de ce projet de recherche, sont discutés en détail à la Section 3.4.3.

3.3.3 Cadre législatif au Québec

3.3.3.1 Réglementation pertinente

La gestion des terrains contaminés est encadrée au Québec depuis 1988 avec l'adoption de la *Politique de réhabilitation des terrains contaminés*. Cette politique a été mise à jour en 1998, avec l'adoption de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Gouvernement du Québec, 1999). Alors que les procédures se trouvant dans cette politique ne sont que des suggestions, la nouvelle *Loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains*, entrée en vigueur en 2003, ainsi que le *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* qui l'accompagne, vient renforcer certaines parties de cette politique. D'autres textes régissent certains aspects de la gestion de FIU contaminés : le *Règlement sur l'enfouissement de sols contaminés*, qui vise à limiter l'enfouissement de sols contaminés, et le *Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement*, qui renforce les contraintes imposées aux lieux servant de dépôt définitif de sols contaminés.

3.3.3.2 Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés et sa « stratégie d'intervention »

Cette politique consiste en deux principaux volets : (1) la préservation de l'intégrité des sols et de l'eau souterraine et (2) la réhabilitation de terrains dégradés. Le premier volet

visant des sites toujours occupés, l'emphase portera particulièrement sur le deuxième volet dans ce projet de recherche.

Le volet réhabilitation repose sur une stratégie d'intervention par étapes qui vise à assurer la réhabilitation progressive des terrains contaminés hérités du passé. Vu le grand nombre de terrains contaminés, il est impossible d'appliquer cette stratégie d'intervention sur l'ensemble des sites. Par conséquent, la Politique identifie trois types de sites prioritaires dont les sites potentiellement contaminés faisant l'objet d'un projet de réutilisation. Les quatre étapes de la stratégie d'intervention sont :

1) Connaissance : La première étape de la stratégie d'intervention est la caractérisation de la contamination du site, du milieu ambiant, des utilisateurs et, le cas échéant, du projet envisagé.

2) Estimation des impacts et du risque : en premier lieu, l'utilisation de *critères génériques d'usage* permet d'évaluer si le site constitue un *risque significatif.* Les critères génériques sont des niveaux de concentrations clés au-delà desquels les contaminants sont susceptibles d'avoir un impact sur la santé humaine ou les écosystèmes au regard du type d'usage du site. En deuxième lieu, une évaluation du *risque spécifique* peut être effectuée pour évaluer l'impact potentiel réel du site en tenant compte de son milieu biogéochimique et humain. La méthodologie imposée pour effectuer une évaluation des risques écotoxicologiques provient du MENV lui-même (MENV, 1998), quant au MSSS, il est à la source de la méthodologie d'évaluation des risques toxicologiques (MSSS, 2002). Le MENV spécifie certains types de sites où les critères génériques doivent absolument être respectés : les sites à usage résidentiel pour lesquels les utilisateurs ont accès à des parcelles de terrains individuelles, les sites contaminés avec des produits pétroliers, et les petites superficies.

3) Gestion des impacts et du risque : les sites constituant un risque significatif doivent faire l'objet de mesures de gestion du risque. La première option est (1) de décontaminer le site selon les critères génériques. Les trois autres options de

gestion du risque doivent absolument être précédées par une évaluation du risque : (2) la décontamination selon des critères *spécifiques,* découlant d'une évaluation des risques; (3) la mise en place de mesures de confinement, de contrôle et de suivi (CCS) passives ou actives; ou (4) la mise en place de mesures restrictives.

4) Engagement du propriétaire : lorsque la stratégie d'intervention sur un site est différente de la décontamination selon les critères génériques, le propriétaire doit ratifier une convention de servitude avec le MENV et inscrire le site au Bureau de publicité des droits.

3.3.3.3 Gestion des matériaux, des sols et de l'eau souterraine lors de la réhabilitation

D'après la Politique, la gestion des matériaux secs, sols et eaux contaminés issus de la réhabilitation d'un site doit se faire de façon à ce qu'ils ne constituent pas une nouvelle source de contamination et entrent, dans la mesure du possible, dans le respect du principe de réduction, réemploi, recyclage et valorisation (3RV).

La gestion d'un sol contaminé dépend du niveau de contamination, tel que résumé au Tableau 3-2. Les restrictions découlent de la Politique et aussi, depuis 2001, du *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés* (RESC). La décontamination des sols, dans la mesure où elle est une solution définitive au problème de contamination et peut permettre la valorisation des sols, est nettement préférée à son élimination.

Tableau 3-2 : Gestion des sols contaminés au Québec

Type de sol	Type de gestion possible
<A	• Utilisation sans restriction
Plage A-B	• Matériaux de remblayage sur des sites à vocation résidentielle en voie de réhabilitation, ou sur des sites à vocation commerciale ou industrielle si ça n'a pas comme effet d'augmenter la contamination déjà en place; • Matériaux de recouvrement journalier en lieu d'enfouissement sanitaire (LES); et • Matériaux de recouvrement final dans un LES (recouvert de 15cm de sol propre)
Plage B-C	• Décontamination de façon optimale; • Utilisation comme matériaux de remblayage sur le terrain d'origine à la condition que leur utilisation n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination et que le site soit à vocation commerciale ou industrielle; et • Utilisation comme recouvrement journalier en LES.
Plage C–D	• Décontamination de façon optimale • Si l'option précédente est impraticable, dépôt définitif dans un lieu d'enfouissement sécuritaire autorisé pour recevoir des sols.
>D	• Décontamination

Les composants d'un mélange de sol et de matière résiduelle doivent être ségrégués/ triés et gérés séparément. Si un mélange contient plus de 50% de sol, il doit être géré selon les restrictions imposées au sol; s'il contient moins de 50%, il doit être géré comme une matière résiduelle.

3.3.3.4 Démantèlement de l'infrastructure

La gestion des matériaux générés pendant le démantèlement d'infrastructures se trouvant sur le site est encadrée par le « Guide de bonnes pratiques pour la gestion de matériaux issus du démantèlement ». Une fois de plus, ce document démontre une préférence claire pour une gestion en accord avec le principe de réduction, réemploi, recyclage et valorisation (3RV) plutôt que pour l'élimination des matériaux dans des lieux autorisés.

3.3.4 Obstacles à la réhabilitation

Le premier type d'obstacle à la réhabilitation de FIU est d'ordre économique. Pour que les mécanismes de marché puissent prendre en charge la réhabilitation de FIU, il faudrait que la valeur du site réhabilité soit supérieure aux coûts de réhabilitation. Or, c'est rarement le cas lorsque le site doit être décontaminé (Doetsch *et al.,* 1999). Par exemple, dans la Région Métropolitaine de Montréal, les coûts de réhabilitation de sites contaminés tournent autour de 300 000$/ha (Dumesnil et Ouellet, 2002).

Comparativement, les sites non développés en périphérie urbaine (les « greenfields ») offrent une option de développement beaucoup plus rentable d'autant plus que le système fiscal tend à les favoriser (NRTEE, 2003). Les FIU et ces sites périphériques ne sont donc pas sur un pied d'égalité (Regional Analytics Inc., 2002).

Cependant ces conclusions ne tiennent compte que des coûts encourus par le développeur : les externalités liées au développement de sites périphériques ne sont pas prises en compte dans cette comparaison. En effet, plusieurs études ont montré que l'internalisation des coûts sociaux du développement de sites périphériques rend le développement de FIU économiquement plus viable. (Grimski *et al.,* 1998; Doetsch *et al.,* 1999; Deason *et al.,* 2001; NRTEE, 2003).

Le deuxième type d'obstacle souvent cité dans la littérature est le manque de cadre d'aménagement du territoire intégré (Dumesnil et Ouellet, 2002; Ferber et Grimski, 2002; NRTEE, 2003). En effet, même si les gouvernements sont souvent au courant des bénéfices associés à la réhabilitation de FIU, ils tendent à (1) recueillir une information insuffisante sur les FIU se trouvant sur leur territoire, (2) ainsi que sur les effets économiques, sociaux et environnementaux de leur réhabilitation-valorisation, (3) être inflexibles dans la gestion des FIU contaminées, et (4) encourager le développement de sites périphériques. Au Québec en général et à Montréal en particulier, on a pu voir ces dernières années certains efforts pour faire face à ces problèmes, telle la Politique d'aménagement du territoire de Montréal ou les amendements à la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés.

Les autres obstacles incluent principalement : les peurs de développeurs d'être trouvés, dans le futur, responsables pour des problèmes de contamination qu'ils n'ont pas générés; les incertitudes environnementales, sociales, économiques et technologiques associées à un projet de réhabilitation (Deason *et al.*, 2001; NRTEE, 1998), le stigma rattaché aux FIU (NRTEE, 2003) et le manque d'accès au capital et aux assurances nécessaires pour effectuer une réhabilitation (Deason *et al.*, 2001; NRTEE, 2003).

3.3.5 Incitatifs à la réhabilitation

Certains gouvernements ont tenté de promouvoir la réhabilitation de FIU en apportant une assistance financière directe à ce genre de projet. Au Québec, le gouvernement provincial a établi le programme REVI-SOLS en 1998, destiné à assister des projets de réhabilitation dans les deux grands centres que sont Montréal et la Ville de Québec, avec des investissements de $40 millions en cinq ans. Le succès de ce programme a incité le gouvernement à l'étendre à d'autres régions du Québec en ajoutant $50 millions (MENV, 2003). Les autres incitatifs sont : le Green Municipal Enabling Fund (Canada), le European Regional Development Fund (Europe), et le Brownfield Economic Redevelopment Initiative (États-Unis).

3.3.6 Réhabilitation au Québec

Aucune donnée sur la réhabilitation de FIU n'est compilée au Québec. Le Ministère de l'environnement du Québec (MENV) compile par contre des statistiques sur les sites contaminés inscrits au Système de gestion des terrains contaminés (MENV, 2002). Des 5 125 terrains inscrits en 2001, 3 748 avaient fait l'objet d'une réhabilitation (complétée ou non).

Pour la très grande majorité des sites réhabilité, la stratégie retenue a été de décontaminer aux critères génériques d'usage : seulement une vingtaine de sites a plutôt eu recours à la gestion du risque spécifique entre 1996 et 2001.

Les techniques de réhabilitation utilisées sont principalement l'enfouissement ou le confinement de sols contaminés, technique utilisée sur 71% des sites pour lesquels de

l'information était disponible. Des autres 29%, 25,5% ont eu recours à des techniques de traitements biologiques, 2,6% à des traitements thermiques et 0,9% à des traitements chimiques.

3.4 Aspects environnementaux de la réhabilitation de friches industrielles urbaines

3.4.1 Impacts primaires

La définition d'« impacts primaires » varie selon les auteurs. Pour Volkwein *et al.* (1999), Toffoletto *et al.* (2004a) et Godin *et al.* (2004), ces impacts font référence seulement à ceux associés à la contamination initiale ou résiduelle du site. Par contre, la définition de Weth (2001), est beaucoup plus large et inclut tous les impacts associés à l'état du site en tant que tel. Cette deuxième définition est retenue pour ce projet de recherche.

Les impacts primaires associés à la contamination ont déjà été mentionnés à la section 3.2.3. La réhabilitation de FIU contaminées est normalement associée à une réduction des impacts négatifs liés aux contaminants.

Les impacts associés à l'état physique du site couvrent, eux, un large éventail d'aspects. À titre d'exemple, Weth (2001) mentionne la qualité et la structure du sol, la qualité du biotope, la qualité et la recharge de l'eau souterraine, la topographie et le relief, et le potentiel de régulation du climat.

Il est moins évident ici que la réhabilitation d'une FIU débouchera systématiquement sur une réduction de ce genre d'impact. En effet, si une réhabilitation est réalisée en vue de revaloriser un site, ces caractéristiques seront modifiées en vue de favoriser le redéveloppement et non d'améliorer sa qualité environnementale. Par exemple, la structure du sol sera modifiée dans le but d'améliorer ses qualités géotechniques, pour permettre la construction de bâtiments, plutôt que pour améliorer la recharge de l'eau souterraine.

3.4.2 Impacts secondaires

Les impacts secondaires sont ceux associés aux activités de réhabilitation. Deux types d'impacts secondaires peuvent être distingués : ceux générés par les activités sur le site et ceux générés par l'ensemble des activités technologiques hors-site nécessaires à la réhabilitation du site.

Les impacts associés aux activités sur le site sont très diversifiés. Localement, les populations et milieux voisins du site subissent, lors de la réhabilitation du site, le bruit des machines, l'émission de poussières (potentiellement contaminées), les vibrations et un accroissement du trafic sur les routes locales (Diamond *et al.,* 1998; Bardos *et al.,* 2000). D'autres types d'impacts environnementaux de portée géographique supérieure sont aussi générés. Par exemple, les gaz d'échappement des machines ont des effets (éco)toxiques (e.g. benzène) et contribuent au smog (e.g. NOx), à l'acidification (e.g. SO_2) et au réchauffement de la planète (e.g. CO_2).

Ces opérations de réhabilitation ne peuvent être mises en œuvre qu'avec le support d'une multitude d'activités technologiques hors-site qui fourniront les entrants économiques nécessaires, tel la machinerie, l'énergie et le sol propre, et absorberont les sortants économiques (à valeur négative), tel les sols excavés et l'eau pompée. Ces activités technologiques, qui constituent le *cycle de vie de la réhabilitation d'un site,* peuvent avoir des impacts environnementaux aux niveaux local (e.g. utilisation des terres aux sites d'excavation de remblai), régional (e.g. émissions de substances contribuant au smog photochimique) et global (e.g. épuisement de ressources fossiles pour la production de carburant, émissions de GES).

Certaines activités de la réhabilitation peuvent avoir des impacts environnementaux bénéfiques. Par exemple, les sols excavés et traités lors d'une réhabilitation peuvent être réutilisés dans d'autres sites, évitant ainsi la production de sols propres issus de sablières ou de carrières (Dontigny, 2004). Le recyclage des matériaux provenant de la démolition des infrastructures peut aussi remplacer la production d'agrégats (Schrenk, 2002).

Les impacts secondaires viennent généralement réduire de manière importante les bénéfices environnementaux locaux de la réhabilitation. Le fait que la mise en œuvre d'une stratégie d'intervention soit en elle-même polluante est déjà reconnu dans la Politique du MENV, qui entend rendre les interventions moins énergivores et plus efficaces (Section 11 de la *Politique*). Par exemple, dans le cas de milieux naturels ou nordiques, l'impact environnemental de l'intervention peut être plus important que l'impact associé aux contaminants (Section 6.6 de la *Politique*) (Gouvernement du Québec, 1999). Pourtant, au Québec, un acteur qui souhaite réhabiliter une FIU n'est pas contraint d'évaluer ces impacts, alors que, par exemple, il est obligatoire d'effectuer des « écobilans » pour toute intervention sur un site contaminé dans certaines juridictions en Europe, comme en Suisse (Bardos *et al.*, 2002) ou dans le Land de Baden-Württemberg en Allemagne (Volkwein *et al.*, 1999).

3.4.3 Impacts tertiaires

Les impacts tertiaires font référence aux conséquences environnementales du redéveloppement et de la réutilisation de friche industrielle urbaine. Bien que ce développement et cette occupation soient en eux-mêmes dommageables pour l'environnement, cette réutilisation de la FIU permet aussi d'éviter que d'autres sites soient développés. Dans la littérature, il est normalement supposé que les développements évités sont généralement ceux de terrains inoccupés en périphérie (*greenfields*), freinant ainsi le phénomène d'étalement urbain (voir Section 3.3.2). Dans la mesure où le développement et l'occupation des « greenfields » sont plus dommageables pour l'environnement que le développement et l'occupation de FIU urbains, les impacts tertiaires sont bénéfiques pour l'environnement.

3.4.3.1 L'étalement urbain

L'étalement urbain est défini comme un développement à faible densité en périphérie d'un centre urbain (Burchell *et al.*, 1998; Greenberg *et al.*, 2001). Il mène inévitablement à la disparition de terrains agricoles ou de terrains sensibles sur le plan de l'environnement (Burchell *et al.*, 1998). C'est notamment le cas dans la région de

Montréal (Sénécal *et al.,* 2001). Aux Etats-Unis, disparaissent environ deux acres par minute de terres agricoles au dépend de l'urbanisation (Deason *et al.,* 2001).

3.4.3.2 Différence d'efficacité en terme d'occupation du territoire

Des développements équivalents au niveau fonctionnel, selon qu'ils soient sur des FIU ou sur des sites périphériques, n'utilisent généralement pas le même espace. En effet, le développement en périphérie est normalement beaucoup moins dense. Une étude statistique effectuée aux États-Unis (Deason *et al.,* 2001) a estimé que les développements (tous types confondus) utilisent environ 4,5 fois plus de terres en périphérie qu'en milieu urbain; différentiel qui monte à 5,57 fois pour les développements résidentiels.

3.4.3.3 Autres différences entre l'occupation en milieu urbain et en périphérie

L'occupation de terrains n'est pas le seul problème de l'étalement urbain. En effet, des différences d'efficacité entre les développements en milieu urbain et en périphérie existent tant au niveau de la phase de développement du site que de son occupation, en grande partie à cause de cette différence de densité. Les principales différences, pour des développements résidentiels, sont :

- Infrastructures publiques. La différence des besoins en infrastructures entre le développement de greenfields et celui de sites urbains est souvent calculée pour démontrer les impacts économiques négatifs de l'étalement urbain (voir e.g. Burchell *et al.* (1998) et Greenberg *et al.* (2001)). Deux études citées dans Burchell et al. (1998) ont estimé que les surcoûts en infrastructures encourus lors du développement de greenfields plutôt que de sites urbains oscillent en moyenne entre 45% et 70%. Ces surcoûts découlent de besoins plus importants en matériaux et en énergie, qui se traduisent bien souvent en impacts environnementaux plus lourds. Les auteurs donnent notamment l'exemple des infrastructures linéaires (routes, conduites d'eau potable, égouts, etc.) dont la longueur est inversement proportionnelle à la racine de la densité du développement.

- Transport. Une des caractéristiques de l'étalement urbain est la plus grande dépendance envers l'automobile (Greenberg *et al.,* 2001). Par exemple, un habitant de la banlieue du Greater Toronto Area parcourt en moyenne 2,5 fois plus de kilométrage qu'un résident d'un friche industrielle urbaine redéveloppée (NRTEE, 2003). La même étude suggère que, pour chaque hectare de friche industrielle urbaine faisant l'objet d'un redéveloppement résidentiel, près de 66 000$ en coûts associés au transport pourraient être sauvés annuellement. D'un point de vue environnemental, une réduction de la « quantité » de transport implique notamment une réduction de la consommation de carburant fossile, moins d'émissions de gaz à effet de serre, NOx et autres polluants, moins de pollution sonore et des coûts d'entretien des routes moindres.
- Énergie résidentielle: Puisque le développement de FIU est normalement plus dense que le développement de greenfields, l'utilisation d'énergie par les résidences pour le chauffage et la climatisation y est normalement moins élevée (Greenberg *et al.,* 2001). De façon moins importante, la surface moins grande de résidences urbaines résulte aussi en une consommation moins importante d'énergie pour l'éclairage (Office of Energy Efficiency, 2004).
- Utilisation d'eau. Un développement plus dense utilise également moins d'eau, du fait de la taille inférieure des cours gazonnées à entretenir (Burchell *et al.,* 1998; Greenberg *et al.,* 2001). De plus, le nombre de piscines en milieu urbain est également de manière générale beaucoup plus faible qu'en banlieue (Greenberg *et al.,* 2001).
- Santé publique. Parmi les avantages en matière de santé publique, soulignons ici le fait que les résidents en milieu urbain utilisent plus la marche puisqu'ils sont moins dépendants de leurs automobiles, et sont moins éloignés des hôpitaux (Greenberg *et al.,* 2001).

Bien sûr, pour que ces différences d'impact lors d'un projet de réhabilitation (impacts tertiaires) soient considérées comme bénéfiques sur le plan environnemental, il faut

effectivement que le redéveloppement de FIU permette d'éviter le développement de sites périphériques. Dans la revue de littérature, ce phénomène semblait être un simple postulat optimiste : en effet, aucune étude basée sur des modèles d'aménagement du territoire n'a été trouvée pour appuyer cette hypothèse.

3.5 Analyse du cycle de vie

À la Section 3.6, il sera question de la capacité de l'analyse du cycle de vie (ACV) à évaluer les impacts primaires, secondaires et tertiaires. Cette section-ci donne une brève description de l'outil et distingue deux types d'ACV : celles axées sur les attributs du cycle de vie d'un produit/service (ACV-A) et celles axées sur les conséquences d'une décision (ACV-C).

3.5.1 Introduction

L'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil d'aide à la décision en matière d'environnement permettant d'évaluer les «*aspects environnementaux et des impacts environnementaux potentiels associés à un produit ou service* » (ISO, 1997). L'analyse suit une approche du « berceau au tombeau » (*cradle-to-grave*), c'est-à-dire qu'elle comprend les phases d'extraction des matières premières, de transformation, de fabrication, de transport, d'utilisation et de fin de vie. Ce type d'approche encourage les entreprises à considérer les impacts environnementaux de leurs décisions de façon élargie et permet d'éviter des déplacements de problèmes. L'ACV se veut aussi une méthode complète, dans le sens où elle couvre potentiellement tous les aspects environnementaux pertinents, du local (e.g. écotoxicité terrestre) au global (e.g. réchauffement planétaire). L'ACV a de multiples applications, e.g. l'identification de possibilités d'amélioration, la planification stratégique, la conception environnementale et la mercatique (ISO, 1997).

L'ACV fait partie des outils d'analyse environnementale dits *orientés fonction* (Wrisberg *et al.*, 2002), i.e. dont l'objet d'analyse est un sous-système de la technosphère défini selon la fonction qu'il fournit. Ce type d'outil diffère des outils

d'analyse dit *orientés régions*, dont l'objet d'analyse peut être, par exemple, une entreprise (e.g. audit environnemental), un projet (e.g. évaluation des impacts sur l'environnement), une source de contamination (e.g. analyse de risque toxicologique) ou un secteur économique. Il faut noter que, si l'ACV permet de dégager beaucoup d'informations sur de nombreux aspects environnementaux, les caractéristiques spatiales des émissions de polluants ou des extractions de matières premières ne sont pas rapportées dans une ACV. Les impacts calculés sont donc des impacts *potentiels* et non une mesure du dommage réel, de dépassement de normes ou de risque, éléments pour lesquels les outils orientés région sont plus appropriés. Il convient donc souvent d'utiliser l'ACV conjointement avec d'autres outils d'analyse dans un contexte de prise de décision « durable ».

L'essor de l'ACV est dû à plusieurs organismes : le SETAC est impliqué dans son développement méthodologique depuis le début des années 1990 en Europe et en Amérique du Nord {Fava, 1991 #626}{Consoli, 1993 #627} et, plus récemment, en Asie du Sud-Ouest (SETAC, 2003). Comme mentionné plus haut, l'organisme de standardisation ISO a également été impliqué dans la normalisation de la procédure ACV dans le contexte de sa série ISO 14000 sur la gestion environnementale. Depuis 2002, un projet conjoint du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et du SETAC vise à poursuivre le développement de la méthodologie et à assurer sa diffusion (Fava, 2002). De nombreux organismes régionaux ont aussi vu le jour (e.g. l'Australian LCA Society (Grant *et al.*, 2001), et l'American Center for Life Cycle Assessment (ACLCA, 2004)). Le Canada ne s'est pas encore doté d'une telle association.

3.5.2 Introduction sommaire à l'ACV

Une distinction peut être faite entre la procédure et le modèle de l'ACV (Baumann, 1998). La *procédure* consiste en une série d'étapes communes à la réalisation de toutes les ACV et est standardisée par l'Organisation internationale de normalisation (ISO). Le *modèle*, quant à lui, représente mathématiquement le système de produits nécessaires

pour fournir la fonction à l'étude ainsi que les transformations dont découlent ses indicateurs de performance environnementale.

La procédure ACV standardisée par ISO dans les normes 14040 et suivantes (ISO, 1997, 1998a, 2000a, 2000b) comprend quatre étapes, présentées à la Figure 3-1 (adapté de ISO 14040).

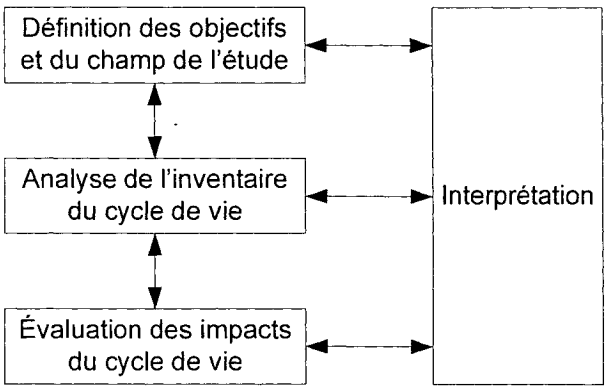


Figure 3-1 : Phases d'une analyse du cycle de vie selon ISO

La définition de l'objectif de l'ACV doit indiquer sans ambiguïté les raisons conduisant à réaliser l'étude, l'application envisagée et le public concerné (ISO, 1997). La définition du champ de l'étude précise ensuite les exigences quant aux différents aspects de la modélisation qui découlent de cet objectif. La fonction qui est à l'étude est définie ainsi qu'une « unité fonctionnelle » qui vient quantifier cette fonction. Doit ensuite être défini le « système de produit », i.e. l'ensemble de processus élémentaires (activités technologiques) qui sont associés à cette unité fonctionnelle.

L'analyse de l'inventaire du cycle de vie (ICV) est la phase lors de laquelle l'inventaire est calculé, i.e. où les flux élémentaires (entrants et sortants) de chacun des processus élémentaires du système de produit sont comptabilisés et normalisés à l'unité fonctionnelle.

L'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) consiste à évaluer la portée des impacts environnementaux potentiels associés aux flux élémentaires rapportés dans

l'inventaire. Les résultats de cette analyse peuvent être donnés en terme d'indicateurs de catégories (normalisés ou non), d'indicateurs de dommages ou d'un indicateur unique.

Finalement, la phase d'interprétation vise à analyser les résultats des phases précédentes. Elle comporte notamment l'identification des points significatifs, la vérification de l'étude ainsi que les conclusions et recommandations.

Les flèches entre les trois premières phases de l'ACV sont bidirectionnelles pour montrer que la réalisation d'une ACV se fait de façon itérative. Les flèches bidirectionnelles entre ces trois phases et la phase d'interprétation indiquent que les résultats de chacune de ces phases peut servir comme indicateurs d'interprétation et que la phase d'interprétation peut exiger des modifications des phases précédentes (e.g. analyse de sensibilité).

Le *modèle* ACV nécessite de très nombreuses données économiques (e.g. liens entre les entreprises impliquées), technologiques (e.g. entrants et sortants de matière et d'énergie pour chacun des processus élémentaires), environnementales (e.g. mesure de l'impact associé aux différents types de flux échangés entre le système de produit à l'étude et l'écosphère) et sur les valeurs des personnes qui utiliseront les résultats de l'ACV (e.g. pour déterminer les facteurs de pondération).

Globalement, un modèle ACV transforme des données portant sur un système de produit ayant une fonction précise en indicateurs d'impacts environnementaux potentiels. À son niveau le plus agrégé, une ACV résulte en un indicateur unique, représentant la somme pondérée des impacts du système de produit[4]. L'indicateur final n'est pas le seul résultat d'intérêt d'une ACV. En fait, des conclusions basées uniquement sur des indicateurs uniques sont à proscrire (ISO, 1997). Des résultats intermédiaires incluent : les résultats de l'inventaire, i.e. les masses totales de flux élémentaires entrant ou sortant du système de produit; les indicateurs de problèmes environnementaux, par exemple de toxicité humaine ou d'acidification des cours d'eau ;

---

[4] Ou, comme dans notre cas, système de service.

et des indicateurs de dommages environnementaux, qui couvrent de façon plus large de grandes préoccupations environnementales, typiquement les dommages à la santé humaine, à la qualité des écosystèmes, au changement climatique et aux ressources.

Plusieurs ouvrages ont été publiés sur la façon d'effectuer une ACV, voir e.g. (Jensen, 1999 ; CML, 2001).

3.5.3 Distinction entre deux types d'analyse du cycle de vie

3.5.3.1 Généralités

Un développement intéressant dans le domaine de l'ACV est la distinction de plus en plus claire entre deux types d'ACV : les ACV axées sur les attributs[5] (ACV-A) et les ACV axées sur les conséquences[6] (ACV-C). La différenciation entre ces deux types d'ACV a été réalisée au début des années 1990 par différents auteurs, chacun utilisant une terminologie différente (voir e.g. (Tillman *et al.*, 1994; Baumann, 1998; Finnveden et Ekvall, 1998; Frischknecht, 1998; Weidema, 1998; Azapagic et Clift, 1999; Weidema *et al.*, 1999; Ekvall et Finnveden, 2001a)). Elle a été formalisée en 2001 lors dans le cadre d'un groupe de travail international regroupant des experts de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie (Curran *et al.*, 2001). C'est lors de ce même groupe de travail qu'un consensus a émergé sur les termes à utiliser pour différencier ces types d'ACV.

Avant même que la différence ne soit formalisée et les termes soient acceptés, Ekvall (1999) avait recensé dix textes sur le sujet, chacun introduisant une terminologie propre. Cependant, le principe de base de la différenciation était toujours à peu près le même :

---

[5] De l'anglais Attributional Life Cycle Assessment (ALCA). Autres termes utilisés (avant 2001) : ACV rétrospective, ACV orientée information, ACV comptable, ACV exploratoire, ACV de sensibilisation, ACV du status quo.

[6] De l'anglais Consequential Life Cycle Assessment (CLCA). Autre termes utilisés (avant 2001) : ACV prospective, ACV orientée décision, ACV comparative, ACV de prise de décision, ACV orientée changement

- l'ACV-A sert à décrire les aspects environnementaux du cycle de vie (et de ses sous-systèmes) d'un produit, et vise, conceptuellement, à mesurer son influence sur des impacts environnementaux existants; alors que
- l'ACV-C sert à décrire les conséquences environnementales de changements au sein du cycle de vie d'un produit. Ces changements peuvent être dans la méthode de production, le choix de fournisseur ou de matériaux, le taux de recyclage, etc. et représentent l'augmentation ou la réduction de la production de certains flux économiques.

En se basant sur une analogie avec l'économie, une ACV-A ressemble à un exercice comptable, qui identifie, quantifie et totalise des flux (monétaires) passés alors qu'une ACV-C, quant à elle, ressemble plus à une analyse financière, qui vise à guider des décisions futures d'investissement.

Cette distinction a permis de résoudre plusieurs problèmes méthodologiques souvent soulevés en ACV, particulièrement en ce qui concerne la définition des frontières du système de produit, le choix de types de données d'inventaire et l'imputation des flux pour les processus multifonctionnels (Ekvall, 2002a). En effet, les choix relatifs à ces aspects de la modélisation découlent en grande partie du type d'ACV effectuée.

En ACV-A, un système de produit doit, en théorie, comprendre tous les processus élémentaires qui sont liés par des flux économiques au cycle de vie du produit étudié. L'objectif premier de ce genre d'ACV est la complétude. Idéalement, seuls les processus élémentaires ne contribuant que de façon négligeable à l'inventaire peuvent être exclus.

Pour l'ACV-C, l'inclusion de processus élémentaires est guidée par leur pertinence dans l'évaluation de l'effet du changement. Les processus, plutôt que d'être strictement liés par des flux économiques, le sont par des liens de cause à effet trouvant leur origine dans le changement qu'implique la décision analysée. Cette deuxième définition permet de prendre en compte dans le système de produit analysé par ACV-C des processus élémentaires qui ne feraient pas partie du cycle de vie du produit en tant que tel, mais

qui sont pourtant affectés par la décision évaluée. Aussi, un processus élémentaire du cycle de vie d'un produit sera exclu du système de produit s'il n'est pas affecté par la décision.

Les deux grandes différences entre les ACV-A et les ACV-C se situent au niveau de la définition du système de produit et concernent (1) le choix du type de données d'inventaire à utiliser et (2) la façon de traiter les problèmes d'imputation.

3.5.3.2 Types de données d'inventaire

Toutes les publications sur la différence entre ces deux types d'ACV, présentées plus haut, s'accordent pour dire que les ACV-A devraient être modélisées avec des données moyennes, alors que les ACV-C devraient être modélisées en utilisant des données marginales. Cela fait référence aux choix de processus élémentaires à inclure dans le système de produit : une donnée moyenne représente les processus élémentaires qui sont impliqués dans le cycle de vie du produit alors qu'une donnée marginale est définie comme une donnée qui ne tient compte que des technologies marginales, i.e. des technologies affectées marginalement par une perturbation marginale dans le volume de production.

L'exemple de la consommation d'énergie électrique par un processus élémentaire faisant partie du système de produit analysé explicite bien ces concepts. Une donnée moyenne devrait tenir compte de toutes les sources d'électricité de la région où le processus élémentaire en question est situé, et à chaque kWh d'électricité consommé devrait être associée une moyenne des charges environnementales de chaque source pondérée par sa production relative : c'est le concept du *grid-mix*. En d'autres mots, si la région produit son électricité à 60% par l'hydroélectricité, à 35% par le gaz naturel et à 5% par l'énergie éolienne, le vecteur de flux élémentaires **b** à utiliser est calculé par :

$$\mathbf{b}_{\text{elec moyen}} = 0{,}6 \times \mathbf{b}_{\text{hydro}} + 0{,}35 \times \mathbf{b}_{\text{gas}} + 0{,}05 \times \mathbf{b}_{\text{éolien}} \qquad \text{Eq. 1}$$

Une donnée marginale sur la même consommation d'électricité ne tiendrait compte, quant à elle, que de la source d'électricité qui devra effectivement augmenter sa

production à cause de l'augmentation de la consommation. Il faut alors distinguer perturbation à court terme et perturbation à long terme. Si l'augmentation de la consommation énergétique est considérée comme une perturbation à court terme, la technologie marginale sera celle la plus susceptible d'accroître sa production à partir des installations existantes. Par exemple, si les productions hydroélectrique et éolienne se font déjà à pleine capacité, la technologie marginale sera la production thermique, qui n'a qu'à accroître la quantité de gaz brûlé pour répondre à la demande supplémentaire. Dans ce cas, nous aurions :

$$\mathbf{b}_{\text{elec marg court}} = \mathbf{b}_{\text{gas}} \qquad \text{Eq. 2}$$

Dans le cas d'une perturbation à long terme, la capacité de production peut varier, car la période est suffisamment longue pour que les biens d'équipements puissent être remplacés. Par exemple, si le nombre de rivières utilisées pour la production d'énergie hydroélectrique est déjà à son maximum, si la construction de nouvelles centrales thermiques est socialement inacceptable et la production d'énergie à partir d'éoliennes est en croissance, alors la technologie marginale serait l'éolien, et nous aurions :

$$\mathbf{b}_{\text{elec marg long}} = \mathbf{b}_{\text{éolien}} \qquad \text{Eq. 3}$$

Le type d'analyse nécessaire pour identifier les technologies marginales utilisées communément en économie, commence à peine à faire son apparition dans le domaine de l'évaluation environnementale. La référence de prédilection dans le domaine de l'identification des technologies marginales est l'article de Weidema *et al.* (1999). Dans cet article, ils proposent une méthode en six étapes, qui vise à tenir compte des contraintes existantes dans la technosphère et des coûts de production relatifs. Les coûts de production peuvent inclure des aspects comme les coûts environnementaux, la flexibilité, ou d'autres externalités pas forcément monétisées mais dont tiennent compte les décideurs

Un facteur de production contraint est un facteur de production qui ne peut s'adapter à une modification dans la demande du produit. Il existe plusieurs types de contraintes :

- Contraintes liées aux capacités naturelles, e.g. la quantité de précipitations contribuant à un réservoir utilisé pour la production d'électricité;
- Contraintes liées à la qualité, e.g. exigences minimales pour la qualité des produits ou sa méthode de production;
- Contraintes réglementaires, e.g. limites d'émissions, quotas, interdictions
- Contraintes associées à la coproduction, e.g. la quantité d'engrais de source animale ne dépend pas tant de la demande en engrais mais plutôt du marché de certains produits animaux (viande, lait, etc.)

L'utilisation de facteurs de production contraints ne change en rien, par définition, le volume total consommé mais affecte la disponibilité de la ressource dans d'autres systèmes de produits. Il convient donc d'exclure du système analysé la production du facteur de production contraint et d'inclure les processus élémentaires affectés.

3.5.3.3 Processus élémentaires multifonctionnels et « problème d'imputation »

Un processus élémentaire multifonctionnel est un processus auquel est associé plus d'un flux fonctionnel. Trois types de processus élémentaires multifonctionnels existent :

- les processus de co-production, qui résultent en plus d'un produit (e.g. production de chlore et de soude caustique);
- les processus de traitement des matières résiduelles, qui traitent les matière résiduelles de plusieurs cycle de vie simultanément; et
- les processus de recyclage, qui d'un côté gèrent un déchet et de l'autre produisent un bien.

Le « problème d'imputation » (*allocation problem*) vient de la difficulté de déterminer la manière d'imputer les entrants et sortants de ce genre de processus élémentaire aux différents flux fonctionnels. C'est un problème qui a fait couler beaucoup d'encre : aucune solution ne faisait l'unanimité bien qu'il semblait important d'arriver à un consensus vue l'influence que la méthode d'imputation retenue pouvait avoir sur les résultats.

La Figure 3-2 présente un exemple simple de coproduction. Il s'agit ici de déterminer dans quelle proportion les flux entrants doivent être imputés au produit A (objet de l'étude) par rapport au produit B (sans intérêt direct à l'étude).

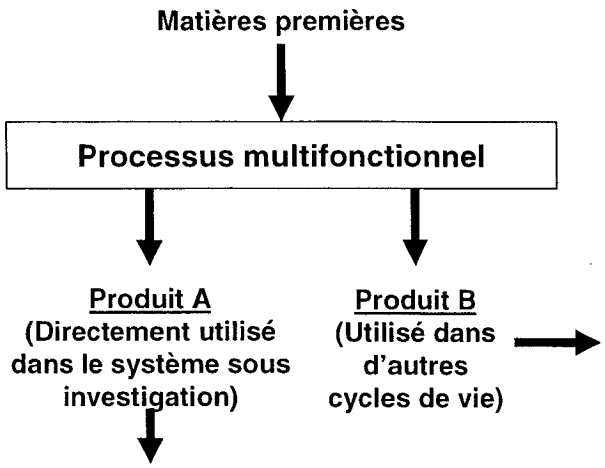


Figure 3-2: Processus multifonctionnel de coproduction

La Norme ISO 14041 offre un compromis pour résoudre le problème d'imputation et propose quatre méthodes d'imputation présentées par ordre de préférence :

1) L'imputation devrait être évitée en subdivisant le processus en sous-processus distincts.
2) L'imputation devrait être évitée en tenant compte dans l'étude de la fonction supplémentaire du coproduit B, c'est-à-dire en élargissant les frontières du système de produit.
3) L'imputation devrait être effectuée selon les relations physiques entre les produits (e.g. masse, teneur énergétique).
4) L'imputation devrait être effectuée selon les relations non physiques entre les produits (e.g. valeur économique des coproduits).

Les différentes méthodes recommandées dans la norme conduisent à des résultats différents : si le système est élargi (2), on modifie l'objet de l'analyse, mais si on procède par imputation proprement dite (3,4), les facteurs d'imputation dépendent des

relations choisies entre les co-produits. Les auteurs s'entendent aujourd'hui pour dire que le choix de méthode d'imputation n'est pas aussi simple qu'ISO le laisse entendre mais dépend en fait du type d'ACV (Ekvall et Weidema, 2004). Cependant, quand il est possible de séparer le processus élémentaire multifonctionnel en plusieurs sous-processus réellement indépendants dans leur fonctionnement, cette approche est préférée pour les deux types d'ACV.

Pour l'ACV-A, il est important d'inclure uniquement des processus élémentaires qui font partie du cycle de vie du produit proprement dit, excluant donc d'emblée l'expansion des frontières du système, et appelant des facteurs d'imputation (dénotés α) (voir Figure 3-3).

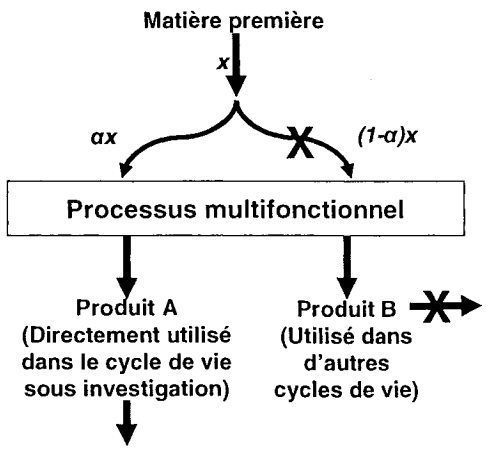


Figure 3-3 : Imputation des flux élémentaires aux flux fonctionnels

Ekvall et Weidema (2004) précisent que le principe guidant la méthode d'imputation devrait être la relation entre le système à l'étude et sa raison d'être. Par exemple, le profit économique d'un système est une de ses raisons d'être et la valeur des coproduits peut être suggérée comme valeur d'imputation. Dans l'exemple donné, le facteur d'imputation α serait donc :

$$\alpha = \frac{P_A}{P_A + P_B} \qquad \text{Eq. 4}$$

Où P_A et P_B sont respectivement les valeurs en dollar des produits A et B.

Comme pour le reste de la modélisation du système de produit, la méthode d'imputation en ACV-C devrait viser l'inclusion de tous les processus élémentaires de la technosphère affectés par le processus multifonctionnel. L'approche appropriée est donc l'expansion du système de produit.

Le « SETAC–Europe Working Group on Scenarios in LCA » à recensé, évalué et finalement choisi des méthodes appropriées pour effectuer cette expansion du système (Ekvall et Weidema, 2004). Deux situations sont distinguées :

a) Le flux fonctionnel qui ne fait pas partie du cycle de vie du produit analysé (B) dépend de la production du flux fonctionnel à l'étude (A).

b) Le flux fonctionnel qui fait partie du cycle de vie du produit analysé (A) dépend de la production de l'autre flux fonctionnel (B).

a) Le flux fonctionnel qui ne fait pas partie du cycle de vie du produit analysé (B) dépend de la production du flux fonctionnel à l'étude (A). Dans ce cas, il convient de tenir compte de tous les flux élémentaires du processus élémentaires multifonctionnel mais aussi d'inclure les processus élémentaires affectés : c'est-à-dire le cycle de vie des produits en compétition sur le marché avec le produit B, les processus de fin de vie du produit B, etc., voir Figure 3-4 (Ekvall et Weidema, 2004). Ekvall et Weidema (2004) donnent l'exemple d'une ACV-C portant sur la production de diamants (produit A). La mine produit aussi de la pierre concassée (produit B). Cette pierre peut être enfouie (gestion en fin de vie) ou utilisée comme matériau de construction pour des routes. Pour cette deuxième option, la roche concassée entre en compétition avec d'autres sources d'agrégats (produit C) et en modifiera donc la production.

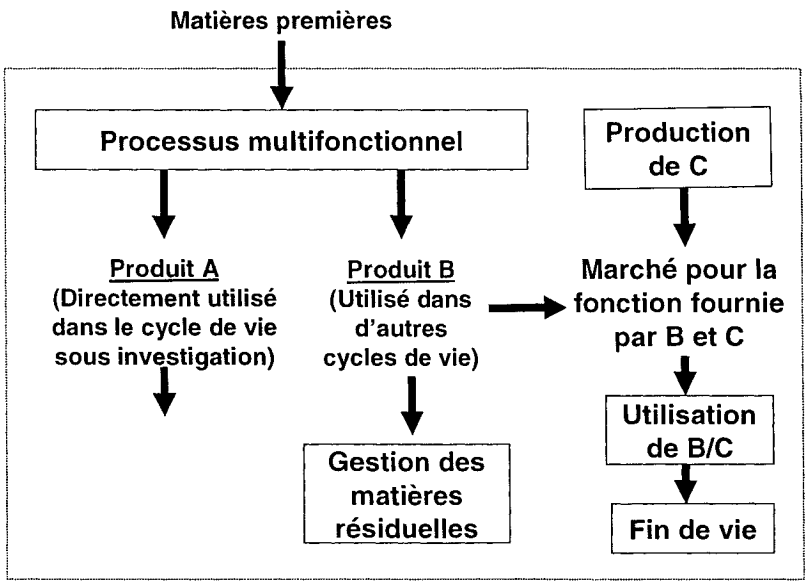


Figure 3-4 : Expansion des frontières du système, le coproduit majeur fait partie du cycle de vie analysé

b) Le flux fonctionnel qui fait partie du cycle de vie du produit analysé (A) dépend de la production de l'autre flux (B). Dans ce cas, il convient d'exclure le processus multifonctionnel lui-même puisqu'il n'est pas affecté par un changement dans la production de A. Par contre, il faut inclure les processus élémentaires possiblement affectés, voir Figure 3-5 (Ekvall et Weidema, 2004). Ekvall et Weidema (2004) donnent l'exemple d'une l'analyse portant sur une table fabriquée à partir de panneaux de particules agglomérées, ces derniers étant produits à partir de bran de scie d'une scierie. Le bran de scie est le produit A. La scierie produit principalement des planches conventionnelles, le produit B, et le bran de scie n'est qu'une matière résiduelle qu'elle peut vendre soit comme matière première au producteur de panneaux de particules, soit comme combustible. La production de table représente une augmentation de la demande pour du bran de scie de la part des fabriquant de panneaux de particules : cette augmentation de la demande ne changera par contre en rien la production de la scierie, et cette dernière est donc exclue de l'analyse. Par contre, le bran de scie utilisé pour faire des panneaux ne sera pas disponible pour être utilisé comme combustible, ce qui

affectera d'autres producteurs de combustibles (D). La production de panneaux de particules pourrait aussi affecter la quantité de sciure enfouie s'il n'y avait pas de demande pour ce coproduit.

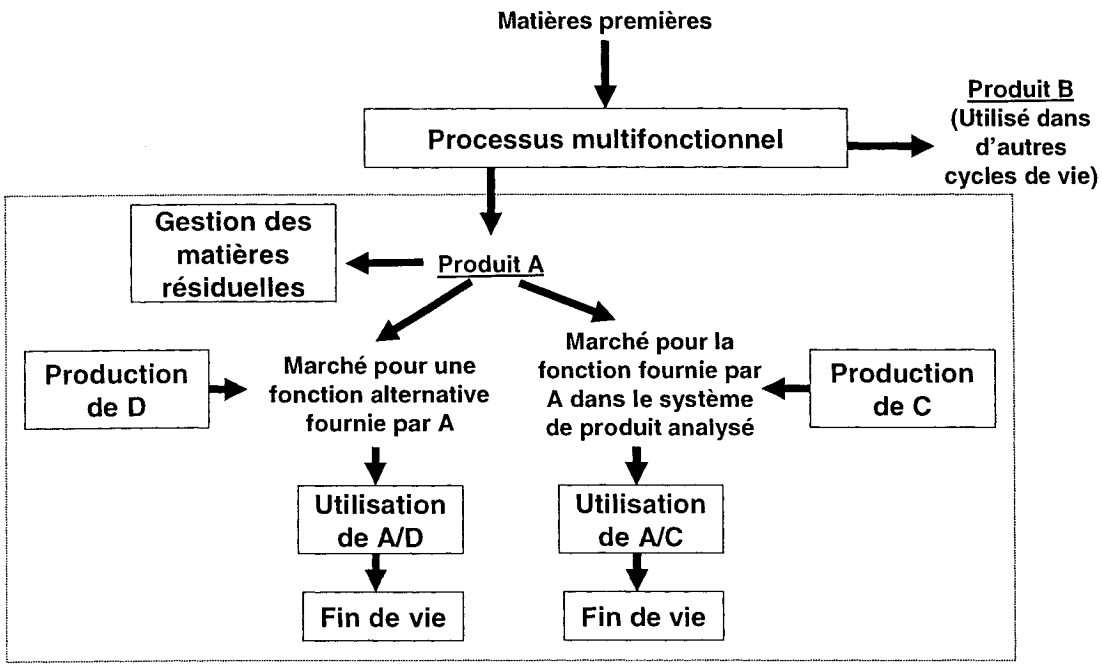


Figure 3-5 : Expansion des frontières du système, le coproduit majeur ne fait pas partie du cycle de vie analysé

3.5.3.4 Conclusions sur la différence entre les ACV-A et ACV-C

Jusqu'à aujourd'hui, le développement de l'ACV a été porté essentiellement par l'ACV-A, si bien que les approches méthodologiques pour ce type d'ACV sont assez bien définies (Ekvall, 1999). La plupart des études de cas publiées en ACV portent sur des ACV-A (Ekvall, 2003). L'ACV-C, par opposition, est en plein développement méthodologique, elle est encore très rare dans la littérature.

Longtemps, le choix entre ACV-A et ACV-C a relevé directement de l'*application* de l'ACV. L'ACV-A était supposée plus pertinente pour générer de l'information sur les caractéristiques environnementales d'un produit, e.g. pour en identifier les aspects problématiques (*hot-spot identification*), ou pour servir comme base pour l'éco-

étiquettage. Les ACV-C, quant à elles, étaient jugées plus pertinentes pour la conception ou reconception de produit et pour l'élaboration de politiques publiques. Récemment, ce qui est mesuré étant différent, ce lien entre application et le type d'ACV a été remis en question, et le fait d'effectuer les deux types d'ACV pour n'importe quel type d'application pour obtenir une information la plus complète possible, est désormais présenté comme une option pertinente (Ekvall *et al.*, 2003).

3.6 Analyse du cycle de vie comme outil d'évaluation des impacts de réhabilitation

La revue de la littérature n'a pas permis de trouver d'outil d'évaluation quantitative des impacts environnementaux totaux (i.e. primaires, secondaires et tertiaires) de la réhabilitation-valorisation de FIU contaminées. Cette section évalue le potentiel d'une telle évaluation à l'aide de l'analyse du cycle de vie (ACV).

Quelques ACV portant sur la gestion de sites contaminés ont été publiées (voir (Suèr *et al.*, 2004) pour une revue). Toutes ces analyses portent spécifiquement sur les impacts secondaires de la gestion de ces sites, et certaines incluent également, de façon différente, certains impacts primaires. Cependant, aucune étude n'a considéré les impacts tertiaires.

3.6.1 Analyse du cycle de vie et impacts primaires

Les impacts primaires sont associés à l'état d'un site et non à une fonction économique : l'ACV n'est donc pas l'outil approprié pour les évaluer. Par contre, l'ACV offre certains outils qui permettent d'inclure, tant bien que mal, les impacts primaires dans le cadre d'une analyse plus large. Cette section présente comment les impacts primaires peuvent être inclus dans le cadre de l'ACV de la réhabilitation d'une FIU contaminée.

3.6.1.1 Impacts primaires associés à la contamination du sol

L'outil d'analyse de prédilection pour évaluer les impacts associés à une contamination du sol ou de l'eau souterraine est l'analyse de risque, sommairement présentée à la Section 3.3.1. Cet outil tient compte non seulement de la présence des contaminants

mais aussi de leur distribution spatiale, des voies d'exposition et des récepteurs potentiels. Ce genre d'analyse permet une évaluation des impacts que peut causer la contamination en tenant compte des conditions spécifiques au site.

En ACV, les impacts liés aux émissions toxiques et écotoxiques calculés lors de la phase d'inventaire sont généralement pris en compte. Selon le premier groupe de travail sur l'ÉICV (WI-A) de la Société de Toxicologie et Chimie Environnementale (SETAC), l'évaluation des impacts associés à l'émission de substances (éco)toxiques devrait tenir compte, en plus de la masse émise (M), du devenir (F) et de l'effet (E) de la substance (Jolliet, 1996). Plusieurs des modèles utilisés en ACV tiennent maintenant compte de ces facteurs. Par contre, l'utilisation de tels modèles reste très problématique pour évaluer les impacts potentiels d'un site contaminé, pour deux raisons principales : l'hypothèse de linéarité implicite dans les modèles de caractérisation et la grande dépendance du devenir et de l'effet de contaminants par rapport aux caractéristiques propres à un site.

Linéarité. Les modèles d'évaluation des impacts en ACV supposent que chaque unité de flux élémentaire a le même impact sur l'environnement. Par exemple, une émission de 1 kg de plomb sur un même site est supposée avoir exactement le même impact que 1000 émissions d'un gramme dans différents sites. Or, en réalité, ce n'est pas justifiable : l'impact réel d'une émission dépend, bien entendu, de sa magnitude (Owen, 1999). L'hypothèse implicite permettant cette simplification dans les modèles de caractérisation est que les flux élémentaires, normalisés à une unité fonctionnelle, sont marginaux, i.e. qu'ils augmentent de façon marginale la concentration ambiante d'un milieu. Cela permet de supposer que la réponse à cette augmentation de la concentration sera linéaire, et donc d'ignorer les effets de non linéarité, les boucles de rétroaction (*feedback*) et les comportements dynamiques ou chaotiques dans l'environnement (Potting et Hauschild, 1997; Hofstetter, 1998).

Cette hypothèse n'a pas de sens pour la problématique des sites contaminés : en effet, l'unité fonctionnelle utilisée en ACV de gestion de sites contaminé est normalement le

site dans sa totalité, et la quantité de contaminants sur ce site ne peut en aucun cas être considérée comme marginale. Au contraire, la contamination sur le site *définit* la concentration ambiante plutôt qu'elle l'affecte marginalement.

Caractère aspatial des modèles de caractérisation. Le devenir et l'effet de substances (éco)toxiques sont fortement influencés par les propriétés du milieu dans lequel elles sont émises (e.g. pH, présence de matière organique, etc.). Or, les modèles de caractérisation de ces impacts en ACV sont souvent du type aspatial, c'est-à-dire qu'ils négligent les effets de la variabilité des milieux récepteurs sur la mobilité et la toxicité des contaminants (Hertwich *et al.*, 1999; McKone et Bodnar., 2000; Potting, 2000; Krewitt *et al.*, 2001; Ross et Evans, 2002). Les facteurs de caractérisation sont calculés pour un « monde-type » (*unit-world*), représentant le plus souvent les conditions en Europe de l'Ouest (Hofstetter, 1998).

Récemment, plusieurs modèles plus sophistiqués ont permis de tenir compte de l'aspect spatial pour l'exposition, à l'aide de modèles de type multi-compartiments, e.g., la méthode IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003) et EDIP (Hauschild et Potting, 2003) pour l'Europe, TRACI pour les États-Unis (Bare *et al.*, 2003), et LIME pour le Japon (Itsubo *et al.*, 2004). Cependant, ces modèles demeurent d'échelles trop importantes pour être utiles dans le but de caractériser les effets sur un site particulier : le découpage du territoire se fait plutôt à l'échelle régionale. De plus, ces modèles ne s'appliquent pas au contexte canadien (Toffoletto *et al.*, 2004b).

Quatre approches pour traiter de ces impacts primaires ont été recensées en matière d'ACV de la gestion de sites contaminés :

1) Exclusion. Cette approche est la plus simple : les impacts primaires de la contamination sont simplement ignorés. Cette approche, utilisée par Volkwein et al. (1999), est basée sur le constat que les modèles de caractérisation sont trop inadéquats pour être utilisés, et que l'information que ces modèles généreraient pourrait induire le décideur en erreur.

2) Indicateur distinct. Dans cette approche, les impacts primaires de la contamination sont inclus, mais à l'aide d'un modèle de caractérisation différent de celui utilisé pour caractériser les autres émissions de substances (éco)toxiques calculées lors de la phase d'inventaire. C'est l'approche utilisée par Page *et al.* (1999) : ils définissent un premier modèle pour les impacts secondaires, basé sur un modèle d'exposition multimédias du type Mackay III et sur des facteurs d'effets, et un deuxième pour caractériser les impacts primaires, basé sur le ratio entre la concentration observée sur le site et des doses de références. Beinat *et al.* (1997) utilisent une approche similaire.

3) Couplage. Ici, deux modèles sont utilisés en série : le premier, qui tient compte des caractéristique du site, permet d'évaluer le devenir du contaminant et donc de n'inclure dans l'inventaire que les contaminants qui sont émis du sous-sol vers un milieu récepteur pendant l'horizon temporel retenue pour l'étude; et le deuxième est un modèle ÉICV de caractérisation, similaire à celui utilisé pour évaluer les impacts secondaires. C'est l'approche retenue par Godin *et al.* (2004), qui utilisent le modèle tridimensionnel de type éléments finis (FRAC3DVS) pour calculer le taux de lixiviation des contaminants du site à l'étude, et un modèle de caractérisation utilisé en ACV (EDIP) pour calculer les impacts de cette émission.

4) Modèle de caractérisation seulement. Cette approche ignore les problèmes associés à l'utilisation de modèles de caractérisation pour calculer les impacts primaires. Tous les contaminants sur le site sont comptabilisés dans l'inventaire et analysé de la même façon que les impacts secondaires. C'est l'approche retenue par Toffoletto *et al.* (2004a) dans une ACV sur la bioremédiation de sols contaminés aux produits pétroliers.

En rappelant que le but de l'analyse environnementale est de fournir de l'information à un décideur, il est pertinent de voir comment ces différentes approches modifient le type d'information que recevra ce dernier. La première approche décide de ne donner aucune information sur les impacts primaires et laisse l'évaluation de ces impacts à des outils

plus appropriés, telle l'analyse de risque. Cela suppose bien sûr que les résultats d'une analyse de risque soient disponibles. Par contre, le décideur devra tenir compte du fait que les résultats d'une analyse de risque et d'une ACV ne peuvent pas être comparés : les impacts primaires et secondaires doivent donc être traités de manière distincte dans la prise de décision, ou bien, par exemple, agrégés à l'aide d'une analyse multicritères.

Les troisième et quatrième approches, qui quantifient les impacts (éco)toxiques des contaminants en utilisant des modèles de caractérisation, permettent d'agréger l'information sur les impacts primaires et secondaires. Cette agrégation permet de comparer sur une base commune les différents types d'impacts. En revanche, ces approches sont moins transparentes et, étant donné les grandes incertitudes générées lors de l'évaluation des impacts primaires (surtout pour la quatrième approche), fournissent une information de moindre qualité au décideur. L'information fournie sur les impacts primaires de cette façon peut aussi être utile si le décideur n'a pas effectué d'analyse de risque (e.g. si le site est géré à l'aide de critères génériques).

La deuxième approche semble redondante : elle calcule, à l'aide d'un modèle propre à l'étude, un indicateur qui n'est pas d'aussi bonne qualité que celui calculé par analyse de risque, ni directement comparable avec les impacts secondaires. Elle semble donc utile seulement si une analyse de risque n'est pas effectuée (e.g. si le site est géré en utilisant les critères génériques).

3.6.1.2 Impacts primaires associés aux aspects physiques du site

Encore une fois, la nécessité d'avoir des données spécifiques au site pour évaluer ce genre d'impact rend l'utilisation de l'ACV comme telle relativement inadéquate si des indicateurs de grande qualité sont désirés.

La plupart des auteurs effectuant des ACV de la gestion de sites contaminés ont tout simplement exclu ce genre d'impact de leurs études (e.g. (Godin *et al.*, 2004; Toffoletto *et al.*, 2004a)). D'autres ont utilisé des indicateurs spécifiquement développés pour l'étude, représentant l'état du site après une intervention. Par exemple Weth (2001)

prend en compte la structure et la qualité du sol, la qualité du biotope, la qualité et la recharge de l'eau souterraine, l'écopaysage et le potentiel d'impact sur le climat. Volkwein *et al.* (1999) ne considèrent, eux, que les pertes en terme d'eau souterraine. Diamond *et al.* (1999) tiennent compte, de façon non quantitative, d'un très large inventaire de facteurs, par exemple la destruction ou l'altération des habitats, les effets sur l'humidité du sol, la modification du drainage du site et les effets sur le niveau de l'aquifère. Page *et al.* (1999), dans l'application quantitative de la méthode proposée par Diamond *et al.* (1999), ne tiennent compte que des pertes en terme d'eau souterraine. Encore une fois, le désavantage d'utiliser ce genre d'indicateurs tient au fait qu'ils ne sont pas comparables avec les autres indicateurs de l'ACV.

Une opportunité non exploitée dans les ACV de la gestion de sites contaminés est l'utilisation d'indicateurs représentant l'impact de l'utilisation du territoire (*land use indicators*). Ce type d'indicateur en ACV est en plein développement (voir (Heijungs *et al.*, 1997; Köllner, 1999; Lindeijer, 2000a, 2000b; van der Voet, 2001; Lindeijer *et al.*, 2002) pour des revues). Les méthodes proposées évaluent les impacts de la transformation et de l'occupation d'un site sur la « qualité environnementale » d'un site (QE). Ces impacts sont normalement représentés par un diagramme d'évolution de la QE dans le temps, tel que présenté à la Figure 3-6. Le site avant un temps=t_1 est considéré comme inoccupé et a une certaine QE=A. Au temps=t_1, le site est transformé dans le but de pouvoir accueillir un type d'occupation déterminé. Cette transformation implique normalement des modifications assez dommageables pour l'environnement, en ce qui a trait au sol, au couvert, à la faune et à la flore (Weidema, 2001; Vogtländer *et al.*, 2004). Ce dommage est représenté par la baisse de QE de A à B. Par la suite, les caractéristiques du site doivent être préservées tout au long de l'occupation du site, jusqu'au temps t=t_2. La QE du site peut continuer à être détériorée pendant cette occupation, représentée par la baisse de B à C. Finalement, à la fin de l'occupation (t_2), des processus de renaturation permettront au site de récupérer une partie de sa QE (jusqu'à D). Normalement, le potentiel de renaturation est moindre que la QE initiale du site (D<A).

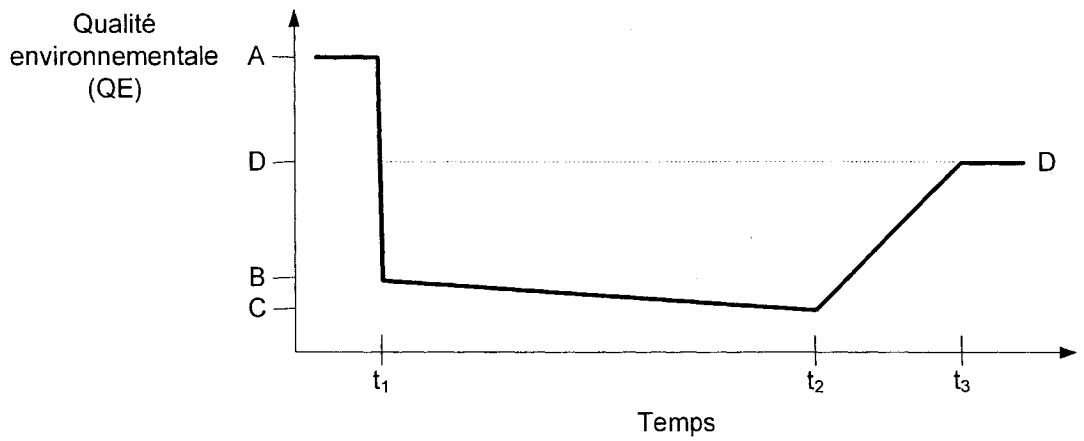


Figure 3-6 : Impacts de la transformation et de l'occupation d'un site sur la qualité environnementale

Les impacts de la transformation et de l'occupation sont déterminés par rapport à une QE de référence, souvent définie comme le *potentiel de renaturation* (D) (van der Voet, 2001). Les impacts de la transformation sont, dans ce cas, calculés comme une perte en potentiel de renaturation (A-D), et les impacts de l'occupation comme le produit de la durée de l'occupation (t_2-t_1) et du potentiel de renaturation et la différence entre la QE moyenne lors de l'occupation $\left(D-\frac{B+C}{2}\right)$, représentée par l'aire située sous la ligne pointillée. D'autres options de QE de référence sont possibles (van der Voet, 2001).

Deux types de mesures de qualité environnementale d'un site sont proposés dans la littérature : celles basées sur les fonctions de maintien de la vie (*life-support functions*) et celles basées sur la biodiversité.

- Indicateurs basés sur les fonctions de maintien de la vie : Le *système de maintien de la vie* peut être décrit comme l'ensemble des processus écologiques qui maintiennent la capacité de production, d'adaptation et de régénération de la terre, de l'eau ou de la biosphère (IUCN/UNEP/WWF, 1991). Les *fonctions de maintien de la vie* sont des processus spécifiques importants pour les humains. On peut considérer comme

fonctions de maintien de la vie le bouclage de cycles biogéochimiques, la régulation du climat, la production primaire de biomasse, la formation et la préservation de sol et le contrôle hydrologique (Costanza *et al.*, 1997; Norberg, 1999; Köllner, 2000; Lindeijer, 2000a; van der Voet, 2001; Weidema, 2001; Lindeijer *et al.*, 2002). La transformation et l'occupation d'un site affectent directement sa capacité à fournir ces fonctions de maintien de la vie. L'indicateur normalement recommandé pour évaluer la capacité d'un site à fournir des fonctions de maintien de la vie est la production primaire de biomasse, donnée en kg de biomasse par hectare par année (Costanza *et al.*, 1997; Vitousek *et al.*, 1997; Köllner, 2000; Lindeijer, 2000b; van der Voet, 2001; Weidema, 2001; Lindeijer *et al.*, 2002; Marland *et al.*, 2003).

- Indicateurs basés sur la biodiversité. La biodiversité assure la résilience et la résistance des écosystèmes ainsi que leur capacité à fournir des fonctions de maintien de la vie (Vitousek *et al.*, 1997; Norberg, 1999; Köllner, 2000). La transformation et l'occupation du territoire sont les sources les plus importantes de perte de biodiversité au niveau mondial, à cause principalement de la destruction d'habitat mais aussi à cause d'autres phénomènes comme la fragmentation des écosystèmes, la dégradation de l'écopaysage, les changements au niveau du microclimat et des conditions abiotiques (van der Voet, 2001). La mesure la plus souvent utilisée pour quantifier les impacts sur la QE d'un site en terme de biodiversité est la richesse en espèces (*species richness*), calculée à partir du nombre de types de plantes vasculaires par unité de surface (Köllner, 1999, 2000; Lindeijer, 2000b).

L'utilisation de ce genre de méthode d'évaluation des impacts de l'utilisation du territoire dans le contexte d'une ACV de la gestion d'une FIU est plutôt directe : la réhabilitation est en soi une transformation du site. Aussi, en permettant son occupation subséquente, la réhabilitation modifie aussi les impacts futurs d'occupation.

L'utilisation de la méthode d'évaluation des impacts de l'utilisation du territoire débouche sur des indicateurs beaucoup moins précis que si des méthodes spécifiques au site avaient été utilisées. Par contre, l'avantage est que ces méthodes font partie

intégrantes de l'ACV et, par conséquent, les indicateurs qui en résultent peuvent être directement comparés avec d'autres indicateurs découlant d'une ACV sur la réhabilitation d'une friche industrielle urbaine.

3.6.2 Analyse du cycle de vie et impacts secondaires

Tel que discuté à la Section 3.2, la réhabilitation-valorisation d'une FIU contaminée est composée de trois types d'activités : (1) celles associées à la gestion du risque; (2) celles associées à la gestion des infrastructures; et (3) celles associées à la remise en état du site. Chacune de ces activités est associée à une fonction particulière, et peut donc faire l'objet d'une ACV.

Gestion du risque : La gestion du risque est centrale à toutes les ACV effectuées sur la gestion de sites contaminés. Quelques études ont été recensés (Beinat *et al.*, 1997; Bender *et al.*, 1998; Diamond *et al.*, 1999; Volkwein *et al.*, 1999; Weth, 2001; Volkwein, 2002; Blanc *et al.*, 2004; Godin *et al.*, 2004; Toffoletto *et al.*, 2004a). Toutes ces études étaient du genre ACV axée sur les attributs (ACV-A). L'objectif de ces ACV était de tenir compte des impacts environnementaux, qui viennent miner les bénéfices au niveau des impacts primaires, et d'identifier des moyens pour améliorer l'efficacité environnementale des activités de décontamination (Suèr *et al.*, 2004).

Un très grand nombre de technologies et d'approches de gestion ont été évaluées de façon quantitative, e.g. l'excavation et l'enfouissement de sols contaminés (Page *et al.*, 1999), la biorémédiation *ex situ* (Volkwein, 2002; Toffoletto *et al.*, 2004a), le confinement (Godin *et al.*, 2004) et la biolixiviation (Blanc *et al.*, 2004). La pertinence de l'ACV pour traiter d'autres technologies a aussi été discutée (Diamond *et al.*, 1999).

La définition de l'unité fonctionnelle fait normalement référence à un volume de sol à traiter (e.g. Toffoletto *et al.*, 2004a; Diamond *et al.*, 1999) ou au site (e.g. Page *et al.*, 1999; Volkwein *et al.*, 1999). Dans certains cas, l'état final souhaité du site est précisé, surtout en terme du risque qu'il peut poser (e.g. Volkwein *et al.*, 1999). D'autres admettent la comparaison d'options ayant des résultats très différents en terme de contamination résiduelle (e.g. Blanc *et al.*, 2004).

La frontière temporelle est très importante dans ce genre d'ACV puisque certaines options (e.g. le traitement thermique) ont des impacts à très court terme alors que d'autres (e.g. l'enfouissement de sols contaminés) peuvent avoir des impacts s'étalant sur des millénaires. Les études recensées ont toutes utilisé des frontières temporelles de moins d'un siècle, excluant par le fait même les émissions futures de sols contaminés enfouis ou confinés.

Toutes les études, par définition, ont tenu compte des impacts du cycle de vie des opérations de la gestion du risque. Par contre, les systèmes de produits n'incluent pas toujours les mêmes processus élémentaires. Une analyse comparative des modèles de Volkwein *et al.* (1999) et de Beinat *et al.* (1997) a montré que cette différence dans la définition du système de produit peut conduire à des résultats contradictoires (Andersson, 2003).

Certaines études tiennent aussi compte des impacts locaux des opérations sur le site, e.g. Volkwein *et al.* (1999), qui tiennent compte des odeurs, des poussières et du bruit générés par ces opérations.

En ce qui concerne l'évaluation des impacts, toutes les études ont utilisé des catégories d'impacts et des modèles de caractérisation différents. Certains étaient plutôt de type simplifié (e.g. Beinat *et al.* 1997; Blanc *et al.,* 2004), alors que d'autres utilisaient toutes les catégories d'impacts normalement utilisées en ACV (e.g. Toffoletto *et al.,* 2004a).

Gestion des infrastructures. Cet aspect n'a été considéré dans aucune des ACV recensées plus haut. Un projet de recherche en cours en Allemagne a été trouvé qui visait à inclure ce genre d'opération dans le cadre d'ACV sur la gestion de sites contaminés (Schrenk, 2002) ; par contre, aucun résultat n'a encore été dévoilé.

La gestion d'infrastructures en fin de vie a cependant fait l'objet d'autres ACV. Certaines études visaient justement à comparer différents types de gestion en fin de vie (e.g. (Craighill et Powell, 1999; Balázs *et al.,* 2000)), alors que d'autres prenaient en compte cet aspect dans le cadre d'une ACV portant sur le cycle complet de la structure, e.g. (Buhé *et al.,* 1997; Paulsen et Borg, 2003). Normalement, il est supposé dans ces

ACV que le recyclage des matériaux générés lors de la démolition de telles structures permet d'éviter la production d'agrégats neuf.

Remise en état du site. Aucune ACV portant précisément sur ces activités n'a été recensée. Par contre, la plupart des ACV portant sur la gestion de sites contaminés considéraient cet aspect, quoique partiellement, en tenant compte du remblayage du site.

3.6.3 Analyse du cycle de vie et impacts tertiaires

Aucune ACV sur la gestion de sites contaminés n'a inclus les impacts tertiaires dans le champ de son étude. Plusieurs ACV ont été recensées sur les impacts du cycle de vie de maisons résidentielles, e.g. (Trusty et Meil, 1996; Erlandsson et Levin, 2004) ; par contre, ceux-ci excluaient les effets que peuvent avoir le contexte d'une résidence et sa localisation sur sa performance environnementale. Une seule ACV portant sur la construction et l'utilisation de résidences a partiellement tenu compte de la localisation du site en incluant dans le cadre de l'étude le transport des résidants pendant la phase d'occupation (Peuportier *et al.*, 1997).

3.7 Conclusions de la revue de la littérature

Trois types d'impacts associés à la réhabilitation-valorisation de FIU contaminées ont été recensés (Section 3.4). Afin de prendre des décisions « durables », il est nécessaire de disposer d'information sur ces impacts quand on compare différentes options de gestion de FIU contaminées. Il n'existe pas pour le moment d'outil quantitatif permettant d'évaluer tous ces impacts.

L'ACV semble être une bonne candidate pour combler ce vide et effectuer ce genre d'analyse. En effet, cet outil permet de rassembler dans un même cadre plusieurs activités technologiques distinctes et d'évaluer des types d'impacts très différents (Section 3.5).

Pourtant, une revue des ACV portant sur le problème connexe de la gestion des sites contaminés a révélé que, dans le meilleur des cas, seuls les impacts primaires et secondaires ont été inclus dans le cadre de l'étude (Section 3.6.1, 3.6.2). Il est supposé

ici qu'aucune de ces études n'a envisagé la prise en compte des impacts tertiaires à cause du *type* d'ACV utilisée, i.e. l'ACV axée sur les attributs (ACV-A).

En effet, la réhabilitation-valorisation d'une FIU est un processus multifonctionnel (Section 3.2) : (1) elle gère le passif légué par les occupations antérieures d'un site, et (2) elle permet le redéveloppement. Or, en ACV-A, l'approche utilisée pour analyser des processus multifonctionnels est d'exclure une des fonctions et d'attribuer les impacts du processus à la fonction retenue.

Au contraire, l'utilisation d'ACV axée sur les conséquences (ACV-C) pourrait très bien justifier, voir exiger, l'inclusion des impacts tertiaires. En effet, une ACV-C doit inclure tous les processus significativement affectés par la décision analysée (Section 3.5.2). Dans le cas particulier de processus multifonctionnels, les frontières du système de produit doivent être élargies pour tenir compte de la deuxième fonction et des effets qu'elle aura sur d'autres systèmes de produits. Cette opportunité n'a encore jamais été explorée dans le domaine de la gestion de FIU.

Chapitre 4 Approche méthodologique

4.1 Développement du modèle conceptuel

Le développement du modèle conceptuel basé sur l'ACV-C (et, pour des fins de comparaison, celui basé sur l'ACV-A) pour effectuer l'évaluation environnementale de la réhabilitation-valorisation d'une FIU contaminée est décrit en détail dans le premier article (Chapitre 5). Cette section en présente les principaux éléments.

Le fondement des modèles a reposé sur une analogie entre l'utilisation de la ressource « terre » et celle d'une ressource matérielle, par exemple un métal. Le cycle de vie de chacune de ces ressources a été représenté par un diagramme de flux, montrant les phases d'extraction de la ressource de l'écosphère, de transformation par des processus technologiques, d'utilisation et finalement de gestion en fin de vie. Dans cette analogie, la réhabilitation-valorisation d'une FIU est comparée à un processus de recyclage. Ces deux activités ont une composante « traitement en fin de vie d'une ressource dégradée » et « production d'une ressource réutilisable ».

Cette analogie a principalement servi à s'approprier les méthodes d'imputation développées en ACV pour le recyclage en boucle ouverte au domaine de la réhabilitation-valorisation de FIU. La comparaison a tout d'abord permis de montrer que l'aspect « production d'une ressource régénérée » a été exclu du champ d'étude des ACV-A effectuées jusqu'à maintenant. Même si cela n'a jamais été présenté sous cet angle, cela revient à attribuer un facteur d'imputation de zéro à ce flux fonctionnel.

Aspect plus intéressant encore, cette analogie a permis de souligner l'importance d'effectuer une expansion des frontières du système à l'étude. Cette expansion permet de mesurer les conséquences de la production d'un site redéveloppable sur d'autres processus : (1) la réhabilitation d'autres FIU, (2) le développement d'autres sites, (3) la densité d'occupation lors de développements futurs ainsi que (4) la demande régionale pour les services de logement (*housing services*).

Les méthodes d'évaluation des impacts primaires et secondaires dans le cadre d'une ACV-A et d'une ACV-C ont ensuite été revues. Deux méthodes pour identifier les sites affectés ont été proposées pour les impacts tertiaires : la première basée sur l'hypothèse que seul le développement de sites périphériques est évité, la deuxième sur un modèle économique d'équilibre partiel.

4.2 Application du modèle à un cas concret

Le deuxième article présente une application des modèles développés dans le premier article. La réhabilitation-valorisation du site des Ateliers Angus à Montréal est pris comme cas. Deux options de gestion ont été comparées : la réhabilitation-valorisation et la gestion du risque par recouvrement. L'unité fonctionnelle utilisée pour les deux types d'ACV a été "la gestion adéquate, dans le cadre légal, du legs de contaminants sur 1 ha de la FIU". Un troisième article (Chapitre 7) interprète ces résultats selon différentes perspectives

Pour l'ACV-A, les deux interventions ont été évaluées séparément et les résultats de chaque ACV-A ont été comparés. Pour l'ACV-C, c'est la décision de réhabiliter le site qui est l'objet d'analyse. L'autre option a été incluse dans le modèle comme option évitée. Cette section présente un survol de la méthodologie utilisée dont le détail et les calculs associés sont présentés en annexes.

4.2.1 Présentation du site servant de cas pour l'étude

Le site étudié était celui des Ateliers Angus, appartenant lors de la réhabilitation à la Compagnie de chemins de fer St-Laurent et Hudson Limitée, filiale de Chemin de Fer Canadien Pacifique. D'une aire d'environ 50 ha, ce site se situe dans une région urbaine de l'Île de Montréal, dans l'arrondissement Rosemont-Petite Patrie. Le site a hébergé diverses activités industrielles : construction de locomotives et de tanks, production de munition, et opération d'une cour de triage, de deux fonderies, d'un quai de mise au

rebut et de récupération, d'un moulin à bois avec séchoir et d'une forge de laiton et d'étain. Les opérations sur le site ont pris fin en 1992.

Les diverses études de caractérisation effectuées sur le site, mandatées à partir de 1992, ont révélées la présence de divers polluants, principalement des métaux, HAP et hydrocarbures pétroliers (C_{10}-C_{50}). Certaines substances étaient présentes à des niveaux supérieurs aux critères d'usage en vigueur à l'époque. Le site représentait aussi un fardeau fiscal important pour le propriétaire.

En 1997, le propriétaire a demandé un certificat d'autorisation pour un projet de réhabilitation visant la création d'une zone résidentielle (23,1ha), d'un parc récréatif, baptisé parc central (2,7 ha), d'une zone commerciale (3,8 ha), d'une zone industrielle (18,9 ha) et d'une zone de confinement de sols contaminés et mâchefers (2,0 ha) zone baptisée parc linéaire pour l'usage récréatif qui y est prévu à la fin des travaux. Chaque zone a été réhabilitée de façon distincte. La zone résidentielle a été décontaminée par excavation et enfouissement des sols contaminés et des déchets, alors que la zone industrielle n'a été soumise qu'à une gestion du risque spécifique effectuée par recouvrement de sol propre (30 cm). La zone industrielle n'est pas immédiatement redéveloppable : les futurs acquéreurs de ces terrains devront y effectuer des analyses de risque supplémentaires et, suivant leurs résultats, seront potentiellement contraints d'effectuer une gestion du risque plus poussée. Les travaux de réhabilitation ont débuté en mars 1998, après l'obtention du certificat d'autorisation du MEF et le permis du Service de l'environnement, division de l'assainissement de l'air et de l'eau de la Communauté Urbaine de Montréal.

Dans ce projet de recherche, l'évaluation environnementale n'a tenu compte que de la zone résidentielle. La réhabilitation de cette zone, telle qu'elle a été effectuée, a été comparée au scénario où cette zone aurait été gérée de la même façon que la zone industrielle, i.e. par recouvrement.

Une description plus détaillée du site et de sa réhabilitation est présentée à l'Annexe 1. On trouve dans cette annexe: (1) la liste de tous les documents et sources d'informations

qui ont été rendus disponibles pour effectuer l'étude; (2) les principaux résultats de la caractérisation du site; (3) les conclusions des analyses de risque pour la santé humaine et les écosystèmes; (4) une description des activités de réhabilitation (5); une description de la réutilisation du site et (6) un aperçu du suivi environnemental post-réhabilitation dont le site fait l'objet.

L'annexe 2, quant à elle, quantifie les volumes de matériaux à gérer par « hectare moyen » de la zone résidentielle.

4.2.2 Outils utilisés pour effectuer les ACV

Les deux ACV ont été effectuées à l'aide du logiciel spécialisé SimaPro 6 version « Developer » (http://www.pre.nl/simapro/simapro_lca_software.htm). La méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) qui a été utilisée est IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003). Cette méthode européenne propose des facteurs de caractérisation pour 15 catégories d'impacts au niveau *problèmes* et 4 au niveau *dommages* (Tableau 4-1). Des facteurs de normalisation pour l'Europe de l'Ouest sont aussi fournis, permettant de ramener les indicateurs de dommage à une unité commune : les « personnes-année » (Tableau 4-2). Un score unique peut être calculé par la somme pondérée des indicateurs de dommage normalisés. Par contre, aucun facteur de pondération n'a été calculé dans le cadre de cette étude, et le concept de score unique n'a donc pas été utilisé.

Tableau 4-1 : Indicateurs calculés par la méthode IMPACT 2002+

Indicateur de dommages		Indicateur de problèmes		Facteurs de conversion problèmes→ dommages
Catégorie	Unité	Catégorie	Unité	[unité dommages/ unité problèmes]
Santé humaine	[DALY]	Toxicité –carcinogènes	[kg_{eq} chloroéthylène dans l'air]	1.45E-6
		Toxicité – non-carcinogènes	[kg_{eq} chloroéthylène dans l'air]	1.45E-6
		Respiratoire (inorganiques)	[kg_{eq} PM2.5 dans l'air]	7.00E-4
		Rayonnement ionisant	[Be_{eq} C-14 dans l'air]	2.10E-10
		Appauvrissement de la couche d'ozone	[kg_{eq} CFC-11 dans l'air]	1.05E-3
		Respiratoire (organiques)	[kg_{eq} éthylène dans l'air]	2.13E-6
Qualité des écosystèmes	[PDF·m^2·a]	Écotoxicité aquatique	[kg_{eq} triéthylène glycol dans l'eau]	5.02E-5
		Écotoxicité terrestre	[kg_{eq} triéthylène glycol dans l'eau]	7.91E-3
		Acid./nutrif. terrestre	[kg_{eq} SO_2 dans l'air]	1.04
		Occupation du territoire	[$m^2{}_{eq}$ terres arables organiques]	1.09
		Acidification aquatique	[kg_{eq} SO_2 dans l'air]	n/d
		Eutrophisation aquatique	[kg_{eq} PO_4^{---} dans une eau limité en P]	n/d
Changement climatique	[kg_{eq} CO_2]	Réchauffement de la planète	[kg_{eq} CO_2]	1
Ressources	[MJ]	Énergie non renouvelable	[MJ primaire non renouvelable]	1
		Extraction de minéraux	[MJ surplus]	1

Tableau 4-2 : Facteurs de normalisation pour les indicateurs d'impact

Catégorie d'impact (dommage)	Facteurs de normalisation	Unité
Santé humaine	7,70E-03	[DALY/pers/a]
Qualité des écosystèmes	2,15E-04	[PDF*m^2*a/pers/a]
Changement climatique	9,95E+03	[kg_{eq} CO_2/pers/a]
Ressources	1,52E+05	[MJ/pers/a]

4.2.3 Calcul des impacts primaires

L'analyse des impacts primaires associés à la gestion du site comporte deux dimensions, tel que discuté dans la revue de la littérature (Section 3.4.1) et dans les articles : (1) la modification des aspects physiques du site; (2) la contamination du site.

4.2.3.1 Aspects physiques du site

La méthode IMPACT 2002+ tient compte des impacts de l'occupation de terrains sur la biodiversité. Par contre, elle ne tient pas compte des impacts sur les fonctions de maintien de la vie, ni des impacts de la transformation des terres. L'état du site lors des différentes phases de son cycle de vie (pré-réhabilitation, réhabilitation, redéveloppement, occupation) a été représenté par des classes génériques d'occupation basée sur la classification de CORINE en Europe (EEA, 2000). La méthode IMPACT 2002+ est directement adaptée pour ce système de classification. Les phases de réhabilitation, de recouvrement et de développement ont été représentées par la classe « chantier de construction ». La phase d'occupation résidentielle a été représentée par la classe « occupation urbaine continue ».

4.2.3.2 Contamination du site

Les contaminants pris en compte dans cette évaluation sont les HAP, les métaux et les produits pétroliers (C_{10}-C_{50}) qui se trouvaient dans les sols pollués. Seuls les sols ayant au moins un contaminant en concentration supérieure au critère B du MENV ont été

retenus. Les sols BC et >C ont été distingués, puisque leur gestion n'est pas identique. La frontière temporelle pour les processus environnementaux affectant cette contamination (devenir, exposition) a été définie suffisamment grande pour que l'exposition aux contaminants laissés sur le site (option de recouvrement) soit complète. Les processus de biodégradation des composés organiques ont été ignorés. Les contaminants ont donc pu être entrés dans l'inventaire comme une « émission au sol ».

Dans le cas de l'ACV-A, cette émission a été attribuée à l'option de recouvrement, puisque les contaminants se trouvent toujours sur le site à la fin des opérations. Pour l'ACV-C, les contaminants ont été entrés comme une émission évitée, puisque les contaminants sont retirés. Les calculs effectués pour quantifier ces contaminants sont présentés à l'Annexe 3.

4.2.4 Calcul des impacts secondaires

Le système de service de l'option de de réhabilitation est présenté à l'Annexe 4. On y présente les principaux sous-systèmes de la réhabilitation (gestion des infrastructures, gestion du risque, remise en état du site) ainsi que les principales activités associées à chacun de ces sous-systèmes. Le système de service pour l'option de recouvrement est présentée à l'Annexe 5.

Les calculs effectués pour quantifier ces opérations sont présentés en annexes : le Tableau 4-3 donne la correspondance entre les calculs et les annexes dans lesquelles ils se trouvent.

Tableau 4-3 : Liste des annexes portant sur les impacts secondaires

Annexe	Description
Annexe 6 - Calcul des heures d'opération des machines	Calcul des heures d'opérations de chaque type de machinerie pour (1) l'excavation et la gestion des matériaux excavés; (2) le démantèlement des infrastructures et la gestion des matériaux de démolition; (3) le remblayage du site et (4) le recouvrement du site.
Annexe 7 - Inventaire de l'opération des machines pour les interventions sur le site	Calcul, par heure d'opération des différentes machines utilisées lors des interventions sur le site : • de la consommation en diesel et des émissions de la machinerie lourde à l'aide du modèle Nonroad et CORINAIR; • de la consommation d'huile de lubrification; et • des impacts de la construction, de l'entretient et de la fin de vie des machines imputables aux opérations.
Annexe 8 – Transport hors-site	Calcul des distances entre le site et les divers sites de gestion en fin de vie des matériaux excavés et des sites de production de remblai. Calcul des flux élémentaires associés au transport hors-site.
Annexe 9 - Impacts des filiales de fin de vie des matériaux	Calcul de l'imputation de l'opération et de la construction des dépots de matériaux secs, des lieux d'enfouissement sécuritaires et des cellules de confinement pour les matériaux exportés.
Annexe 10 - Sources de remblai	Calcul du volume total de sol de remblai nécessaire pour les deux options de gestion du site. Calcul de la proportion de la provenance des sols de remblai.

4.2.5 Calcul des impacts tertiaires

Les impacts tertiaires sont définis comme la différence entre (1) les impacts du développement et la réutilisation résidentielle de la FIU réhabilitée et (2) ceux, évités, des développements et utilisations d'autres terrains dans la Région Métropolitaine de Montréal (RMM). Si ces derniers sont plus grands que ceux de la FIU réhabilitée, les impacts tertiaires seront négatifs, i.e., selon la convention utilisée en ACV, bénéfiques pour l'environnement.

Les développements évités ont été différenciés selon qu'ils étaient en zone « urbaine » ou en zone « périphérique ». La zone « urbaine » correspondait au centre-ville de

Montréal et aux 15 municipalités adjacentes, alors que la zone « périphérique » comprend les 23 autres municipalités de l'Île de Montréal ainsi que 62 municipalités sur la Rive Sud, à Laval et sur les couronnes nord et sud de Montréal. Le détail du découpage est précisé à l'Annexe 11.

Trois estimations distinctes de la proportion de développements évités en zone « périphérique » et en zone « urbaine » ont été utilisées. Chacune résulte en une évaluation propre des impacts tertiaires différents. Les deux premières estimations sont expliquées dans l'article 1 (Section 5.3.6). La troisième est utilisée comme analyse de sensibilité. Elles se présentent comme suit :

1) 100% périphérique– 0% urbain. Cette estimation reflète l'hypothèse implicite dans la littérature que le redéveloppement de FIU évite le développement de sites non développés en périphérie. Puisque le développement en périphérie est le plus dommageable pour l'environnement, cette estimation a été considérée comme « le meilleur scénario ».
2) 17.8% périphérique – 82.2% urbain. Cette estimation découle de l'utilisation d'un modèle économique d'équilibre partiel pour le marché du logement (voir Section 5.3.6). Puisqu'il tient compte de mécanismes économiques ignorés dans les autres estimations, il a représenté le « scénario le plus probable ». La définition géographique du marché et les données de base utilisées pour effectuer le calcul demeurent cependant très incertaines.
3) 0% périphérique – 100% urbain. Cette estimation a été utilisée comme « le pire scénario ». Bien que peu probable, elle a permis de vérifier si les conclusions des deux autres estimations sont également valides si le redéveloppement n'affecte que des sites urbains.

Les impacts environnementaux associés au développement et à l'utilisation du FIU réhabilitée et des sites affectés ont tenu compte de : (1) la construction d'infrastructures publiques; (2) la consommation énergétique des résidences pour le chauffage, l'éclairage et la climatisation; (3) le transport des résidents entre leur domicile et leur

lieu de travail. Les caractéristiques précises de ces aspects sont données dans le Tableau 6-8. Les méthodes et calculs utilisés pour estimer chacune de ces caractéristiques sont présentés en annexe. Le Tableau 4-4 présente le contenu des différentes annexes.

Tableau 4-4 : Liste des annexes portant sur les impacts tertiaires

Sujets abordés	Contenue
Annexe 12: Description du redéveloppement résidentiel au site des Ateliers Angus	Description du type de résidences construites. Calcul de la densité de développement. Calcul de la longueur des infrastructures publiques linéaires.
Annexe 13 : Types de résidences	Détermination du type de résidence unifamiliale majoritaire dans chacune des zones affectées.
Annexe 14 : Consommation en énergie des résidences	Sources et adaptation des données sur la consommation énergétique pour le chauffage, l'éclairage et la climatisation des résidences, par type de résidence.
Annexe 15 : Calcul des distances de transport pour la phase d'occupation	Calcul de la distance annuelle parcourue par résidence se trouvant sur la FIU, en zone « urbaine » ou en zone « périphérique ».

4.2.6 Interprétation

4.2.6.1 Perspectives

Les résultats sont évalués selon différentes perspectives, chacune attachant une importance relative différente à chacun des trois types d'impact. L'article 2 (Chapitre 6) présente les résultats selon la perspective égalitaire seulement, selon laquelle les impacts primaires, secondaires et tertiaires ont tous la même importance. Les résultats sont ensuite interprétés selon six autres perspectives dans l'article 3 (Chapitre 7).

4.2.6.2 Analyses de contribution

Des analyses de contribution ont été effectuées pour déterminer quelles phases du cycle de vie, quels types d'activités ou de substances sont environnementalement significatifs. Des analyses de contribution sur des phases du cycle de vie particulières ou sur des processus élémentaires significatifs ont aussi été effectuées pour des fins d'interprétation des résultats.

4.2.6.3 Analyses de sensibilité

Deux types d'analyse de sensibilité ont été effectués pour l'ACV-C :

- Analyse de perturbation. Vingt-six paramètres continus du modèle ACV-C ont été sélectionnés. Une analyse de sensibilité du type « analyse de perturbation » a été effectuée pour ceux-ci. Pour chacun de ces paramètres, l'effet d'une augmentation de 1% de sa valeur sur le résultat total est calculé. Les paramètres pour lesquels l'effet est le plus important ont été pointés comme étant les paramètres continus les plus sensibles.
- Analyse de scénarios. L'influence de certaines décisions de modélisation a été évaluée en recalculant les indicateurs d'impacts selon des hypothèses différentes. Ces analyses portent sur : l'hypothèse de *ceteris paribus*, selon laquelle la demande régionale pour des services de logement n'est pas affectée par la revalorisation de la FIU; le choix de facteur de caractérisation pour les C_{10}-C_{50}; le type de camion utilisé pour effectuer le transport hors-site des matériaux importés ou exportés du site lors de la réhabilitation/recouvrement; l'inclusion des émissions à très long terme des contaminants enfouis/confinés; le type de production d'électricité et de chauffage résidentiel.

Ces analyses de sensibilité ont permis de vérifier la solidité des conclusions obtenues à partir du modèle de base, ainsi que d'identifier les paramètres pour lesquels il est important d'obtenir des données primaires de haute qualité.

Chapitre 5 Développement du modèle conceptuel d'évaluation des impacts environnementaux de la réhabilitation de friches industrielles urbaines contaminées

5.1 Présentation de l'article

La présente section est une copie de l'article intitulé « Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models: Part I – Methodological approach », soumis pour publication dans le journal International Journal of Life Cycle Assessment. Les auteurs de cet article sont Pascal Lesage, Tomas Ekvall, Louise Deschênes et Réjean Samson.

Le premier objectif de cet article est de présenter un modèle d'inventaire du cycle de vie (ICV) qui permet d'évaluer les impacts primaires, secondaires et tertiaires de la réhabilitation-valorisation d'une FIU contaminée ayant comme objectif de permettre une occupation résidentielle. Les limites de l'approche ACV axée sur les attributs pour répondre à cet objectif sont mises en évidence. Le modèle qui réussit à inclure les trois types d'impact est plutôt basé sur l'ACV axée sur les conséquences (ACV-C). Dans ce type de modèle, les frontières du système à l'étude sont étendues afin d'inclure toutes les activités significativement affectées.

L'approche est basée sur une analogie entre le recyclage en boucle ouverte d'une ressource matérielle et la réhabilitation-valorisation d'une FIU. Leur aspect commun est la multifonctionnalité, que l'ACV-C traite par expansion des frontières du système. Dans le modèle ACV-C développé, les frontières sont étendues de façon à couvrir les phases subséquentes de développement et d'occupation du site revalorisé, ainsi que les effets sur le développement et l'occupation d'autres sites régionaux. Le modèle proposé quantifie les effets sur d'autres sites qui ont la même fonction d'occupation (i.e. qui offrent des services de logement), et qui sont en compétition avec la FIU revalorisée. Il est supposé que le développement d'autres sites est évité.

Deux approches sont suggérées pour identifier la nature des sites affectés et le degré auquel ils le sont. La première se rapproche d'une approximation de recyclage en boucle fermée. La deuxième est basée sur un modèle économique d'équilibre partiel.

Le champ de l'ACV-C présenté est beaucoup plus complexe que celui de l'ACV-A. Il nécessite des données supplémentaires qui sont souvent associées à d'importantes incertitudes. L'ACV-C permet toutefois de tenir compte des impacts tertiaires. Elle est donc appropriée pour évaluer les bénéfices environnementaux souvent évoqués de la valorisation de FIU. Au contraire, l'ACV-A semble inappropriée pour comparer des options d'intervention résultant en différents usages subséquents du site.

5.2 Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part I – Methodological approach

5.2.1 Abstract

Preamble. Brownfield rehabilitation recycles land resources in an open loop. LCA has been used in the past to evaluate the reduction in site-specific impacts and the impacts of the rehabilitation service system itself, called primary and secondary impacts in this paper, respectively. The consequences of reintroducing the site in the economy have not, however, been considered. This last has been touted as an efficient way to counter environmentally destructive urban sprawl. This article is the first of two on how a consequential model allows the inclusion of the environmental consequences of reoccupying a brownfield, called tertiary impacts in this paper. The second paper provides an actual case study.

Goal, Scope and Background. The primary goal of this paper is to present a LCI modelling approach that allows the inclusion of all three types of impacts. The approach is based on consequential LCA (CLCA) rather than more common attributional LCA (ALCA). In CLCA, system boundaries are expanded in order to include all significantly affected activities. In addition we show how changing from an attributional to a

consequential approach alters how the impacts are evaluated, and discuss the applicability of these two distinct approaches to brownfield rehabilitation decision support. The paper is restricted to urban and contaminated brownfields that are the result of industrial use and whose rehabilitation is aimed at allowing residential redevelopment.

Main Features. The approach is based on an analogy between the open-loop recycling of material resources and brownfield rehabilitation. Brownfield rehabilitation is associated with two functions: (1) managing the legacy of past occupations on the site, analogous to a waste management function, and (2) providing redevelopable land, analogous to a commodity production function. The consequential system is expanded to cover the subsequent occupation life cycle of the brownfield and the effects on the occupation life cycles of other sites. The proposed model quantifies effects on sites competing to supply the same occupation function. Two approaches are proposed to determine the nature of the sites that are affected and to what extent they are affected: the first resembling a closed-loop approximation, and the second based on economic partial-equilibrium models.

Results and conclusions. The scope of the CLCA is far more complex than that of the ALCA. It requires additional data that are associated with important sources of uncertainty. It does allow, however, for the inclusion of tertiary impacts, making it suitable for the evaluation of the often cited environmental benefits of reintegrating the site in the economy. In addition, the ALCA methodology seems to be inappropriate to compare brownfield management options that result in different subsequent uses of the site. Since the effects of this fate are included within the scope of CLCA, however, virtually any brownfield management option available to a decision-maker can aptly be compared. The evaluation of primary and secondary impacts also differs when the consequential approach is used rather than the attributional approach. It is impossible to anticipate the effects of these methodological differences on the results based on the qualitative discussion presented in this paper.

Outlook. The complexity and uncertainty introduced by switching to a consequential approach is very high: it is therefore recommendable to evaluate the significance in the gain of environmental information in an actual case study to determine if system expansion is recommendable. Such a case study is presented in Part II to this paper.

5.2.2 Keywords

Brownfield; Brownfield rehabilitation; Contaminated site remediation; Consequential LCA; Open-loop recycling.

5.2.3 Introduction

5.2.3.1 Background

The term brownfield originally designated sites which had previously been under occupation, as a contrast to greenfield land, i.e. land not previously used for development. Today, the term brownfield designate sites that (1) have previously been developed, (2) are presently derelict, vacant or underutilized and (3) can only be reused if they are rehabilitated; they often also (4) are contaminated, (5) contain infrastructure and (6) are in urban contexts [1, 2]. Brownfields are intrinsically responsible for various economic, social and environmental problems (examples in Table 5-1). These stem from (1) the (physical and geochemical) state of the site, and (2) the fact that it is economically inactive.

Table 5-1: Examples of intrinsic impacts of brownfields [2-7]

	Physical state of site (including contamination)	Economic state of site (idling)
Economic impacts	Devaluation of surrounding land	Loss of economic opportunity, loss of tax base
Social impacts	Adverse impact on neighbourhood image, eyesore	Loss of employment, worsens inner-city deterioration
Environmental impacts	Potential risk to human and environmental health, impact on biodiversity and life support functions (LSF)	Loss of urban land for development, encouraging environmentally harmful urban sprawl

The scope of brownfield management decisions includes (1) the choice of an appropriate final physical state of the site; (2) the choice of processes used to transform the site; and (3) the choice regarding the desired subsequent fate of the site. These decision issues are interrelated. Indeed, redevelopment cannot occur without prior management of legacy, and, unless legally constrained to do so, the site will probably not be rehabilitated unless its redevelopment is expected. Also, the two functions are technically co-dependent: the management of the legacy depends on the requirements posed by the planned subsequent fate, while the subsequent use of the site is limited by the post-intervention state of the site (suitability for use).

This paper focuses on brownfield rehabilitation, i.e. brownfield management that deals with the physical legacy on the site (possibly including contamination) in a way that allows the site's reentry in the economy, to be used for e.g. industrial, commercial or residential purposes. Previous studies suggest that reinserting brownfields in the economic cycle effectively displace economic activity from periurban greenfields to urban sites, curbing socially, economically and environmentally undesired urban sprawl [2-7].

The intrinsic environmental impacts of contaminated sites have been a decision issue for decades for site management. Recently, authors have underlined the importance of accounting for a wider scope of issues to ensure that site management is sustainable [8-11]. Authors in the field of contaminated site remediation have brought attention to the environmental impacts of the remediation itself (see e.g. [10, 12, 13]). Authors in the field of brownfield management have, on their part, stressed that issues relating to contaminated site management and spatial planning should be dealt with in an integrated way [8, 10, 11].

A typology has been proposed by which "primary impacts" represent the impacts associated with the state of the site and "secondary impacts" refer to the life cycle potential impacts of the actual site rehabilitation [13-16]. Several LCAs have assessed secondary impacts of contaminated site remediation [17]. Other activities of site

rehabilitation (e.g., infrastructure management) are usually excluded, although at least one exception exist [18]. Primary impacts are difficult to assess with LCA since they are strictly site-specific and not functionally determined. Nonetheless, they have been accounted for in some site-remediation LCAs (e.g. [13, 15, 19]).

No LCA has accounted for the fate of brownfields after rehabilitation. The impacts associated with the fate of the site are in this paper called "tertiary impacts".

Two types of LCA have been distinguished attributional LCA (ALCA), which can assess the burdens of a product life cycle and its subsystems; and consequential LCA (CLCA), which aims at describing the technosphere-wide effects of changes within a product life cycle [20]. Previous studies can best be described as ALCAs. Since both provide different types of information, it may be relevant to see how both can be used to generate environmental information to support a brownfield management decision.

5.2.3.2 Aims

The principal aim of this paper is to show how CLCA can, through system expansion, yield useful information on tertiary impacts. The paper also aims at showing how the choice between CLCA and ALCA leads to differences in assessing primary and secondary impacts and how the resulting CLCA and ALCA models differ in terms of applicability to different decision contexts. Our presentation of the methodology focuses on the case where a contaminated urban brownfield resulting from industrial occupation (in the following denoted the "tracked site") is rehabilitated for residential redevelopment. The methodology can easily be generalised to be valid for a wide range of brownfield management cases.

5.2.4 Methodology

5.2.4.1 Brownfield rehabilitation as open-loop recycling of land

The premise underlying the proposed methodology is that brownfield rehabilitation is analogous to material recycling, and that consequently, LCI methods used for recycling processes may be, to a certain degree, adapted to rehabilitation activities. This analogy

is presented in Figure 5-1, which shows the life cycle stages of a material resource (a metal) and delimited amount of land resources (a site). The metal is included in successive product life cycles, whose functions are associated with the use phase of the products (fat arrow). In each life cycle phase, part of the metal can be lost to landfills or to the ecosphere. Similarly, a site will be recycled to successive occupation life cycles, whose functions occur during the occupation phase. At the end of this phase, the state of the site sometimes allows for direct reintroduction in the economy. In other cases, it is reintroduced after rehabilitation. Decision-makers can also choose interventions other than full-out rehabilitation to managed brownfields (e.g. minimal risk management). Finally, land is subject to natural processes that tend to reintegrate sites in the ecosphere: renaturation for abandoned sites and natural attenuation for contaminated sites.

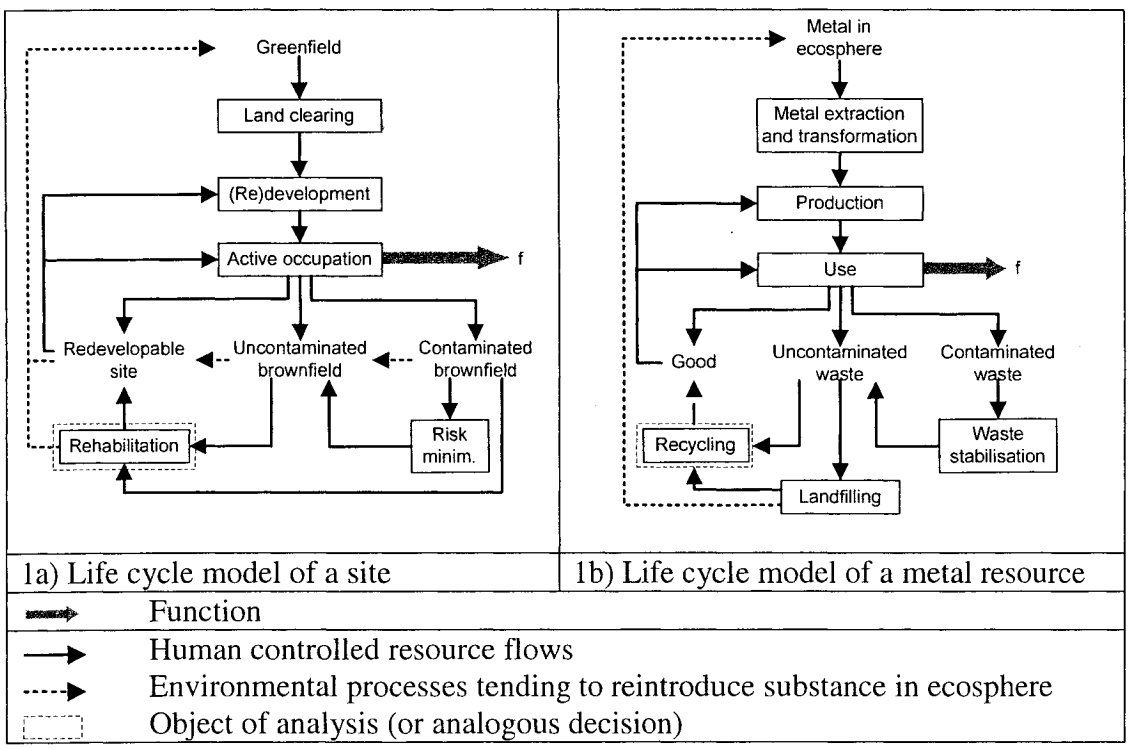


Figure 5-1 : Illustration of the parallel between land and material recycling

Recycling and rehabilitation both provide (1) a waste management function, associated with the input of a degraded resource from the previous product/development life cycle, and (2) a resource production function, associated with the output of upgraded resource into the subsequent product/occupation life cycle. A distinction is made between closed-loop recycling, where a resource is recycled back into the product system from which it originated, and open-loop recycling (OLR), where the resource is recycled into other product systems [21]. In the case at hand, brownfield rehabilitation is considered OLR since the previous (industrial) and subsequent (residential) site occupations differ.

5.2.4.2 Attributional scope of rehabilitation systems

The purpose of ALCA is to provide information concerning the environmental properties of an investigated life cycle and of its subsystems [22, 23]. Therefore, the analysed system is limited to the life cycle of the brownfield rehabilitation only: the life cycles of the products and energy carriers needed to provide the rehabilitation function. Effects on other stages of the site's life cycle and on other sites are outside the attributional system's scope. The resulting system can be described as a "waste-to-gate" system.

The time horizon is equal to the rehabilitation time, which may vary widely. For example, rehabilitation by "excavation and disposal" is usually much shorter than one involving *in situ* bioremediation. The time-horizon should also logically cover offsite activities directly caused by the rehabilitation (e.g. offsite decontamination of soil). If the future emissions of contaminants that were not degraded are to be taken into account (e.g. leaching of contaminants from landfilled soil), the time-horizon can be expanded quite drastically, possibly to the "hypothetical infinite time-horizon"[24].

5.2.4.3 Consequential scope of rehabilitation systems

Consequential LCA of brownfield rehabilitation should provide information on the environmental consequences of the rehabilitation service system. The system should include the processes where the most important consequences occur. A CLCA of

material recycling accounts for processes affected by changes in the flow of material recycled both into and from the investigated system [25]. Changes in the flow of recycled material into a product system can displace other types of waste management options (e.g. landfilling) and may reduce the amount of recycled material used in other product systems [25]. An increase in the flow of material from a recycling process replaces the use of other substitutable materials.

A similar approach is used to investigate the effects of brownfield rehabilitation. Brownfield rehabilitation displaces other options for the management of the tracked site. If an intervention on the site is not required, the avoided option may simply be further idling of the site. If intervention is required because, for example, the contamination poses a significant risk, the avoided brownfield management option is not necessarily obvious and should be specified by the decision-maker. If, after rehabilitation, the tracked site is used for housing, the housing services provided at the tracked site (f^*) can affect the quantity of housing services provided through the use of other sites $\left(f^o\right)$ (variables concerning the tracked site and other sites are identified by the exponents * and ^{o}, respectively).

The environmental impacts of material recycling depend on what material is replaced by the material from the recycling process. It is often assumed that this recycled material replaces virgin material of the same kind, but it may displace virgin or recycled materials of the same type or completely different materials [26]. Similarly, the tertiary impacts of brownfield rehabilitation depend on what other sites are affected. In the brownfield literature, it is usually implicitly assumed that rehabilitated brownfields compete directly with suburban greenfields. Some studies go so far as explicitly stating that for every project taking part on a brownfield, the same project is avoided on greenfields (e.g. [5]). This is the mechanism by which rehabilitation is assumed to curb urban sprawl. However, the rehabilitation of a brownfield can affect the use of a wide variety of sites: greenfields, vacant redevelopable sites, other occupied sites, and other brownfields. Relevant aspects of the affected sites include (1) the site type; (2) the site's

context; and (3) the site's location. The type of site will directly affect the burdens of preparing the land for development (e.g. greenfields will likely need to be cleared prior to development). The context of the site will affect the development phase (e.g. infrastructure requirements, functional efficiency). Since the infrastructure will be different for different contexts, the burdens of the occupation phase are also affected. The location of the site will affect all life cycle phases through, e.g., transport distances.

5.2.4.4 Assessing primary impacts

Both ALCA and CLCA should ideally account for changes in site contamination and the physical state of the site (e.g. landscape and geohydrologic characteristics) that result from the rehabilitation. These impacts are by their very nature very site-specific and therefore difficult to assess using LCA. We suggest here that existing LCA methods at the disposal of the practitioner can be used to provide proxies for these impacts. The reliability of these proxies will be diminished compared to using site-specific indicators, as was done, for example, by Beinat *et al.* in the REC method [12] for contamination-related risk reduction and by Diamond *et al.* [27] for impacts associated with the physical state of the site. However, these proxies have the advantages of being easy to calculate and to be directly comparable with other impacts measured in the LCA.

For primary impacts associated with site contamination, we suggest that the site contaminants are simply entered in the inventory as "emissions to soil", as was done in one site remediation LCA [13]. For primary impacts associated with the physical attributes of the site, we suggest that land use impact assessment methods used in LCIA [28], for example based on effects on life support functions and biodiversity, can be used.

Accounting for primary impacts in the consequential model involves two additional aspects:

(1) While in the attributional model, primary impacts of the investigated rehabilitation option are implicitly compared to a status quo scenario, in the consequential model they

are compared to an alternative brownfield management option, which may or may not be the status quo.

(2) Since the subsequent occupation life cycle is included within the scope of the study, the primary impacts of the redevelopment and reoccupation phase should be included. If the rehabilitated site is used for residential buildings, these phases are unlikely to significantly affect site contamination level. However, it may be relevant to account for impacts related to the physical state of the site. During the development phase, transformation impacts may be important if the state of the site is further modified. For the occupation phase, land occupation impacts (i.e. the impacts of keeping the site at an environmental quality level lower than its renaturation potential) may be significant. Again, it is the comparison between the investigated and the avoided land occupation that is of interest. Land occupation impacts are especially relevant if the site is kept in completely different states after the brownfield management stage (e.g., revegetated brownfield vs. continuous residential redevelopment).

5.2.4.5 Assessing secondary impacts

The attributional model includes the brownfield rehabilitation and the life cycle of the products, materials and energy carriers required for the rehabilitation. The rehabilitation activities can include risk, infrastructure and landscape management. The burdens of multi-functional processes (e.g., recycling of material from dismantled infrastructure) are allocated between the rehabilitation function and other life cycles using appropriate allocation methods.

The consequential model should account for processes affected by brownfield rehabilitation, whether these are part or not of the rehabilitation life cycle. Multi-functional processes are dealt with using system expansion (activities that are significantly affected by the recycling of material from brownfield infrastructure should, for example, be included). Also, the use of constrained production factors in the rehabilitation life cycle and their alternative uses should be identified [25]. Examples of constrained production factors in the field of rehabilitation can include regionally

constrained landfill volume, constrained soil decontamination processes and limited grants for brownfield interventions. The consequential model should also account for the avoided activities of the alternative brownfield management option.

5.2.4.6 Assessing tertiary impacts

The scope of the tertiary impacts includes the subsequent development and occupation of the site as well as affected life cycles of other sites. They are accounted for in the CLCA only. Temporal boundaries are very important since the burdens of the sites' fates are a function of time. The time should ideally reflect the total life-expectancy of the new houses. This type of value is considered quite subjective, however, and normally has no real relation to the time the buildings will actually be used [29].

As stated above, the tertiary impacts of brownfield rehabilitation depend on the type, context and location of other sites that are affected by the rehabilitation. In our method this complexity is reduced because we only consider two site types: vacant urban sites and suburban greenfields. The method is based on further simplifications:

- It does not take into account effects on the regional functional efficiency of land. The quantity of housing services supplied by a site Δf is given by $\alpha \Delta X$, where ΔX is the land area rehabilitated and α is the functional efficiency of the site, i.e. the amount of housing services provided by 1 unit area of the site. Cheaper land lowers the incentive for compact development. This may result in decreasing regional functional efficiencies, i.e. less services provided per km^2. It is assumed here that the functional efficiency of each type of site is unaffected by the rehabilitation.

- It does not take into account effects on the total regional demand for the occupation function. Cheaper land may incite developments that would otherwise not have occurred in the region. This could have the effect of increasing the total amount of land that is under occupation in a region. This type of effect is also excluded by supposing the regional demand for the occupation function constant (ceteris paribus: $\Delta f'' = -\Delta f^*$).

- It assumes that the total number of houses regionally being built is unaffected by the redevelopment of the tracked site. This reflects the assumption often made in urban spatial theory that the actual stock of houses is dependent on the growth in population [30]. It follows that the average housing services supplied by new houses on the tracked site and avoided houses on affected sites have the same average housing services output.
- Rehabilitation of the tracked site may reduce the rehabilitation of other sites if, for example, rehabilitation depends on limited public financing or if rehabilitation technologies are constrained. On the other hand, a successful rehabilitation may incite or encourage other rehabilitations by e.g. validating a remediation technology or simply by showing that such endeavours can be profitable. Such "success stories" are often used by agencies to promote brownfield rehabilitation (see e.g. [5, 31]). These effects are excluded from our quantitative model because of unreasonable uncertainties engendered in estimating them.

When it is assumed that rehabilitated brownfields compete with suburban greenfields only, we can still account for the fact that the functional efficiency varies between site types. A land use areal differential (*AD*), representing the ratio between the area of greenfield land that avoids development (ΔS_{GF}) and the area of brownfield redeveloped (ΔX), can be calculated by:

$$AD = \frac{\Delta S_{GF}}{\Delta X} = \left(\frac{\alpha^*}{\alpha^o_{GF}} \right)$$

This areal differential for residential development is estimated at 5.57 in North America [6]. The average distance of these suburban greenfields can also be estimated and accounted for in the assessment of the tertiary impacts. Alternative occupation of the greenfields should also be accounted for.

Our method accounts for the fact that brownfield rehabilitation can affect the use of urban as well as suburban sites. It is loosely based on an approach to open-loop

recycling of material that account for the fact that recycling of material from a life cycle can replace virgin as well as recycled material from other life cycles [32]. Basically, this type of model is based on the concept of equilibrium between supply and demand. For a market with an initial demand D and supply S, a supplementary supply ΔX affects the price (P) of the good and results in a new equilibrium. As long as the perturbation can be considered marginal (e.g. ΔX<<S), the effects on supply and demand can be described using the price elasticity of demand (η_D) and of supply (η_S), which quantifies how the demand and supply are affected by a change in the price:

$$\eta_S = \frac{\Delta S/S}{\Delta P/P} \text{ (typically above zero)}$$

$$\eta_D = \frac{\Delta D/D}{\Delta P/P} \text{ (typically below zero)}$$

The effects, ΔD and ΔS, of the supplementary supply ΔX in this simple partial-equilibrium model can be calculated as follows [32]:

$$\Delta D \approx \frac{\Delta X\, \eta_D}{\eta_D - \eta_S}$$

$$\Delta S \approx \frac{\Delta X\, \eta_S}{\eta_D - \eta_S}$$

The first step in our approach is to consider an urban housing services submarket (Figure 5-2). The increase in the amount of urban housing services associated with rehabilitation (Δf^*) will reduce the market price for urban housing services. Consequently, the demand for urban housing services is positively affected $\left(\Delta f_{urban}^{total} > 0\right)$ while the supply from other urban sites is negatively affected $\left(\Delta f_{urban}^{o} < 0\right)$. Since the urban demand increases but the regional demand remains the same, some suburban occupation is avoided, i.e. $\Delta f_{suburban}^{total} = -\Delta f_{urban}^{total} < 0$.

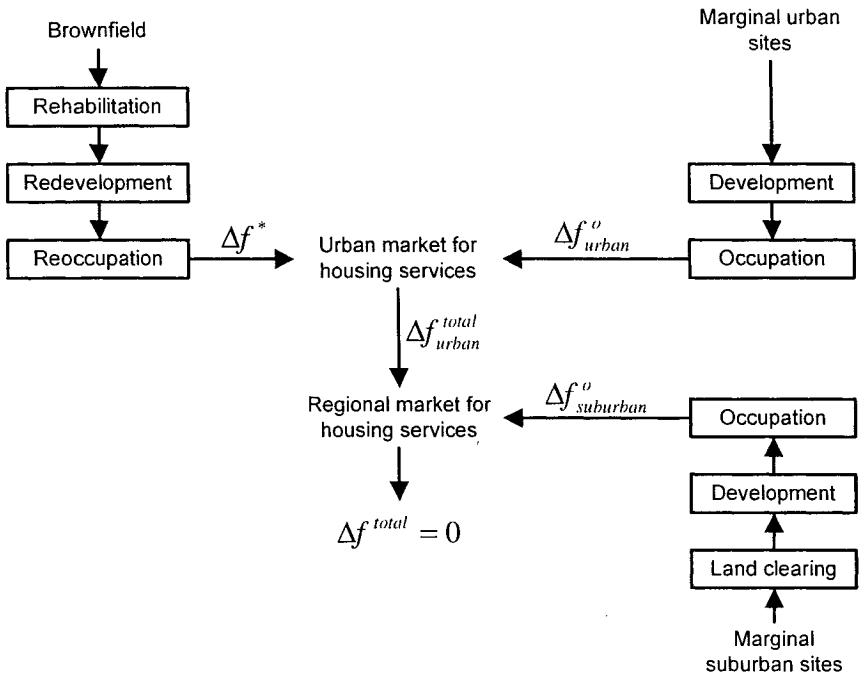


Figure 5-2 : Subdivision of the region in urban and suburban markets for housing services

We assume the perturbation to be marginal (i.e. $\Delta f^* << f^{total}_{urban}$). The effects can therefore also be considered marginal and may be estimated using economic partial-equilibrium models. Values for the relevant price elasticities, taken from literature reviews on the subject [30, 33], are presented in Table 5-2. For the purpose of this study, the values retained are of -0.65 for the elasticity of demand for urban housing services (η_D) and 3.0 for that of supply (η_S).

Table 5-2 : Values for price elasticities of demand and supply for housing services

Price elasticity of supply (η_S), surveyed by DiPasquale [30]	
Perfectly elastic	Muth (1960); Follain (1979)
Perfectly inelastic	Stover (1986)
0.3 to 0.7	DeLeeuw and Ekamen (1971)
4 to 13	Malpezzi and Maclennan (1996)
0.5 to 2.3	Poterba (1986)
3 (long run)	Topel and Rosen (1988)
1.6 to 3.7 (long-run)	Blackley (1999)
Price elasticity of demand (η_D), surveyed in Zabel [33]	
-0.3 to -0.9	Mayo (1981) – Based on family-worker's budgets
-0.67 to -0.76	Mayo (1981) – Based on housing production functions
-0.53	Mayo (1981) – Based on hedonic price index
-0.2	Mayo (1981) – Based on Housing Allowance Demand Experiment
-0.5 to -0.8	Ermisch et al. (1996)

The equations of the economic partial-equilibrium model are given by Table 5-3. To be applied, these relations of course require that the price elasticities of urban housing services are known or can be estimated. The area results presented in Table 5-3 are based on the assumption that the functional efficiency is the same at different urban residential sites, and 5.57 times that of suburban residential sites [6].

Table 5-3: Effects on urban and suburban sites based on the market subdivision approach

Site type	Effect on demand/supply for housing services		Effect on area occupied	
	Expression	Estimated value (%)	Expression	Estimated value (ha/ha)
Other urban vacant redevelopable sites	$\frac{\Delta f^{o}_{urban}}{\Delta f^{*}} = \left(\frac{\eta_S}{\eta_D - \eta_S}\right)$	-82.2	$\frac{\Delta S^{o}_{urban}}{\Delta X} = \left(\frac{\alpha^{*}}{\overline{\alpha}^{o}_{urban}}\right)\left(\frac{\eta_S}{\eta_D - \eta_S}\right)$	-0.82
Total urban sites	$\frac{\Delta f^{total}_{urban}}{\Delta f^{*}} = \left(\frac{\eta_D}{\eta_D - \eta_S}\right)$	17.8	$\frac{\Delta S^{total}_{urban}}{\Delta X} = \left(1 + \left(\frac{\alpha^{*}}{\overline{\alpha}^{o}_{urban}}\right)\left(\frac{\eta_S}{\eta_D - \eta_S}\right)\right)$	0.18
Suburban greenfields	$\frac{\Delta f^{o}_{suburban}}{-\Delta f^{*}} = \left(\frac{\eta_D}{\eta_D - \eta_S}\right)$	-17.8	$\frac{\Delta S^{total}_{suburban}}{\Delta X} = -\left(\frac{\alpha^{*}}{\overline{\alpha}^{o}_{suburban}}\right)\left(\frac{\eta_D}{\eta_D - \eta_S}\right)$	-0.99

5.2.5 Discussion

5.2.5.1 System definition, data requirements and uncertainty

Using CLCA to assess rehabilitation decisions results in a system that is much larger than the corresponding ALCA system. In fact, the ALCA system consists of one life cycle phase of one site, while the CLCA consists of five life cycle phases for the tracked site as well as numerous life cycle phases for other affected sites. This greatly increases data requirements. Actual LCI data of these other life cycle phases are readily available: many LCA have been conducted on housing (see e.g. [34, 35]), and the ECOINVENT database contains LCI data for many types of public infrastructure (e.g. sewers [36], road infrastructure [37]).

Data uncertainty for evaluating tertiary impacts of brownfield rehabilitation is high. First, the identification of which type of sites can be marginally affected is inherently region-specific. Second, determining the types of houses and public infrastructures that are situated at these sites is difficult. Third, the data on price elasticity of housing services is quite uncertain [30, 33]. Finally, the concept of housing service, central to the model, is an abstract concept that is difficult to measure in reality [33, 38].

The method also presents important model limitations. First, the ceteris paribus assumption for housing services excludes possible effects on regional supply and demand. Also, the exclusion of effects on regional functional efficiency and on the rehabilitation of other brownfields also introduces uncertainty. Other solutions could have been proposed by e.g. subdividing the housing services market differently (e.g. housing services supplied from single-family houses vs. from leased apartments).

These uncertainties behove the modeller to (1) conduct sensitivity analysis accounting for different effect scenarios, and (2) to include the effects only if they are significant. This second point cannot be determined without conducting an actual brownfield rehabilitation CLCA.

5.2.5.2 Comparison with other brownfield management options

Rehabilitation for residential redevelopment is one of several brownfield management options: decision-makers can possibly also decide to rehabilitate the site for other types of redevelopment: commercial, industrial, etc. They can also decide to intervene on the site in a manner that does not allow any redevelopment (e.g. minimal intervention for risk management). Finally, they may decide to rehabilitate a brownfield and reintroduce the site in the ecosphere (assisted renaturation). The consequential methodology presented above can be used to evaluate any of these other options. For rehabilitations with site fates other than residential redevelopment, the exported function obviously should change. The assumptions and simplifications used for the residential redevelopment case may also need to be revisited. For management options where the site is not to be redeveloped, tertiary impacts only concern the difference between the actual and the avoided fates of the site. No other sites are affected.

Attributional methodology only considers the brownfield management phase itself. Since, as was shown, the subsequent reoccupation of the site has environmental consequences, this approach is not appropriate to evaluate brownfield management options resulting in different site fates.

5.2.6 Conclusions

Presently, LCA of site rehabilitation have all been of the attributional type, and the exported "land production" function has been excluded. This paper showed that this exported function can have environmental consequences by affecting the life cycle of other sites. Although these effects are not quantified in this paper, the literature on brownfield rehabilitation stresses that these tertiary impacts may be very important and negative (i.e. good for the environment). As for reductions in primary impacts associated with rehabilitation, tertiary impacts may help offset and possibly annul the impacts of the actual rehabilitation phase.

The switch to CLCA also changes the manner in which primary and secondary impacts are evaluated. Primary impacts associated with the subsequent occupation life cycle are

included within the scope rather than just transformation impacts of the actual rehabilitation stage. Secondary impacts include avoided brownfield management options and consider only activities actually affected by the service system. These will obviously change the results of such an analysis.

Attributional LCA remains appropriate for decision-makers wanting to evaluate the environmental impacts only directly attributable to the considered rehabilitation activities. This type of LCA could be relevant for e.g. a subcontractor commissioned carry out a rehabilitation. In this case, the aims of the rehabilitation for subsequent redevelopment are exogenously determined, and restricting the analysis to the rehabilitation life cycle phase is appropriate.

If the decision-maker has a say on the site fate, however, the consequential methodology presented above is more appropriate. Concentrating on the rehabilitation phase conveys very partial information on the actual consequences of the decision. This may lead to unsound decisions. For example, minimal intervention for risk management may have negligible secondary impacts compared to a full-fledged rehabilitation for residential redevelopment. Using ALCA would therefore tend to indicate that the first option is environmentally preferable. If tertiary impacts are negative and important for the rehabilitation option, however, the minimal intervention option may be sub-optimal.

5.2.7 Outlook

5.2.7.1 Allocation to specific occupation life cycles

This paper has concentrated on the evaluation of impacts associated with brownfield rehabilitation itself. This site life cycle phase, however, does not occur in isolation but rather is part of two occupation life cycles: the one that generated the brownfield, and the one that will utilise the brownfield as a source of land for a development project. The burdens of rehabilitation can therefore be relevant for LCA that include either of these occupation life cycles.

In an ALCA, this results in an allocation problem, where the burdens of rehabilitation must be allocated to the "legacy management" function (associated with the previous occupation life cycle) and the "redevelopable land production" function, associated with the subsequent occupation life cycle. The allocation problem may first be reduced by allocating specific rehabilitation activities to one or the other function: for example, removal of contaminants may be considered to be directly attributable to the previous occupation life cycle and landscaping activities to the subsequent occupation life cycle. The remaining rehabilitation activities may need to be allocated according to physical or economic relationships. One alternative is to allocate based on the economic value of the two functions of the rehabilitation, although the intrinsic interdependence of both functions makes this difficult. Another alternative, at least in theory, is to identify the point in the rehabilitation process where the worth of the site is positive (worth of rehabilitated site - cost of remaining rehabilitation activities > 0). Impacts that occur before that point are allocated to the previous occupation life cycle, and the rest are allocated to the subsequent life cycle.

In a CLCA including either the previous or the subsequent occupation life cycle, allocation is avoided through system expansion and the resulting model is the same as that described in this paper.

5.2.7.2 Use of terminology for other resources

The differentiation of primary, secondary and tertiary impacts could be useful for the analysis of the cycling of other resources than land within the technosphere. Primary impacts could refer to the impacts associated with the material substance per se in various life cycle stages, e.g. impact of water (which depends on its environmental quality) and the impact of copper, which depends on its form and speciation. Secondary impacts relate to those associated with the "waste management" life cycle per se, e.g. the life cycle impacts of the wastewater treatment plant or of copper recycling processes. Finally, tertiary impacts refer to the disruptions in the use and transformation of other substitutable materials in the technosphere, e.g. affected water treatment plants

if the wastewater is recycled, and affected extraction, transformation, recycling and landfilling of copper (and possibly other materials) in other life cycles.

5.2.7.3 The need for a case study

The model complexity introduced by including tertiary impacts within the scope of brownfield rehabilitation LCA is justified only if these impacts are significant. Quantitative case studies are needed to evaluate the magnitude of tertiary impacts relative to primary and secondary impacts. Part II of this paper presents such a case study for a contaminated urban brownfield rehabilitated for residential redevelopment.

5.2.8 Acknowledgements

The authors thank the partners of the NSERC Industrial Chair in Site Remediation and Management: Alcan, Bell Canada, Canadian Pacific Railway, Cambior, Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), GDF/EDF, Hydro-Québec, Ministère des Affaires Municipales et de la Métropole, Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, Petro-Canada, Solvay, Total Fina ELF, and Ville de Montréal for their financial support. They also wish to gratefully acknowledge Marc Lapierre and his team at Canadian Pacific Railway for their support.

5.2.9 References

1. Alker S, Joy V, Roberts P, Smith N (2000): The definition of brownfield. Journal of Environmental Planning and Management 43 (1): 49-69

2. Ferber U, Grimski D (2002): Brownfields and redevelopment of urban areas. Wein: Austrian Federal Environment Agency on behalf of the Concerted Action "Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies" (CLARINET)

3. Doetsch P, Rüpke A, Burmeier H (1999): Brownfields versus greenfields - economic and ecological aspects of land development options. Berlin: Federal Environmental Agency, Germany - Contaminated Land Section

4. Grimski D, Doetsch P, Rüpke A (1998): Brownfields versus greenfields sites under economic and long-term environmental considerations. In Proceedings of Contaminated Soil '98, Thomas Telford Publishing, London, UK

5. NRTEE (2003): Cleaning up the past, building the future - a national brownfield redevelopment strategy for canada. Ottawa: National Round Table on the Environment and the Economy

6. Deason J P, Sherk G W, Carroll G A (2001): Public policies and private decisions affecting the redevelopment of brownfields: An analysis of critical factors, relative weights and areal differentials. Washington DC: The George Washington University

7. Greenberg M, Lowrie K, Mayer E, Miller K T, Solitare L (2001): Brownfield redevelopment as a smart growth option in the united states. The Environmentalist 21: 129-143

8. Bardos R P, Kearney T E, Nathanail C P, Weenk A, Martin I D (2000): Assessing the wider environmental value of remediating land contamination. 7th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, 18-22 September 2000, Leipzig, Germany

9. NATO/CCMS (2001): Pilot study evaluation of demonstrated and emerging technologies for the treatment of contaminated land and groundwater (phase III) - special session on decision support tools. Wiesbaden, Germany: North Atlantic Treaty Organization's Committee on the Challenges of Modern Society (NATO/CCMS)

10. Bardos P, Lewis A, Nortcliff S, Matiotti C, Marot F, Sullivan T (2002): Review of decision support tools for contaminated land and their use in Europe. Wein: Austrian Federal Environment Agency on behalf of the Concerted Action "Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies" (CLARINET)

11. Sullivan T, van Veen H J, Davidson L, Bardos R P (2001): Review of discussions about decision support issues in Europe and North America at the NATO/CCMS special session, and overall conclusions. Pages 113-124 in US EPA: Pilot study evaluation of demonstrated and emerging technologies for the treatment of contaminated land and groundwater (phase III) - Special session on decision support tools. Wiesbaden, Germany: North Atlantic Treaty Organization's Committee on the Challenges of Modern Society (NATO/CCMS)

12. Beinat E, van Drunen M A, Nijboer M H, Koolenbrander J G M, Okx. J P, Schütte A R (1997): REC: A methodology for comparing soil remediation alternatives on the basis of risk reduction, environmental merit and costs. Gouda: CUR/NOBIS.

13. Toffoletto L, Deschênes L, Samson R (2004): LCA of ex-situ bioremediation of diesel-contaminated soil. International Journal of Life Cycle Assessment DOI: http://dx.doi.org/10.1065/lca2004.09.180.12

14. Weth D (2001): Case study: Cost benefit analysis / multi -criteria analyses for a remediation project. Pages 69-82 in Pilot study evaluation of demonstrated and emerging technologies for the treatment of contaminated land and groundwater (phase III) - Special session on decision support tools. Wiesbaden, Germany: North Atlantic Treaty Organization's Committee on the Challenges of Modern Society (NATO/CCMS)

15. Godin J, Ménard J F, Hains S, Deschênes L, Samson R (2004): Combined use of life cycle assessment and groundwater transport modeling to support contaminated site management. Human and Ecological Risk Assessment 10(6): 1099-1116

16. Volkwein S, Hurtig H-W, Klöpffer W (1999): Life cycle assessment of contaminated sites remediation. International Journal of Life Cycle Assessment 4(5): 263-274

17. Suèr P, Nilsson-Påledal S, Norrman J (2004): LCA for site remediation: A literature review. Soil and Sediment Contamination 13(4): 415-425

18. Schrenk V (2002): Environmental balancing of brownfield redevelopment. In: Proceedings of the First International Conference on Brownfield Sites - Assessment, Rehabilitation and Development, Cadiz, Spain

19. Page C A, Diamond M L, Campbell M, McKenna S (1999): Life cycle framework for assessment of site remediation options: Case study. Environmental Toxicology and Chemistry 18(4): 801-810

20. Curran M A, Mann M, Norris G A (2001): Report on the international workshop on electricity data for life cycle inventories. Cincinnaty, USA: US EPA.

21. ISO (1998): Environmental Management - Life Cycle Assessment - Goal and scope definition and inventory analysis. ISO 14041:1998(E). International Organisation of Standardisation, Geneva, Switzerland

22. Ekvall T, Tillman A-M, Molander S (2003): Normative ethics and methodology for life cycle assessment. Journal of Cleaner Production (Submitted).

23. Ekvall T (2002): Cleaner production tools: LCA and beyond. Journal of Cleaner Production 10: 403-406

24. Finnveden G (1999): Long-term emissions from landfills should not be disregarded. International Journal of Life Cycle Assessment 4(3): 125-126

25. Ekvall T, Weidema B P (2004): System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. International Journal of Life Cycle Assessment 9(3): 161-171

26. Ekvall T, Finnveden G (2001): Allocation in iso 14041 – a critical review. Journal of Cleaner Production 9(3): 197-208

27. Diamond M L, Page C A, Campbell M, McKenna S (1999): Life cycle framework for contaminated site remediation options - method and generic survey. Environmental Toxicology and Chemistry 18(4): 788-800

28. Lindeijer E (2000): Review of land use impact methodologies. Journal of Cleaner Production 8(4): 273-281

29. Kohler N, Hassler U (2002): The building stock as a research object. Building Research and Information 30(4): 226-236

30. DiPasquale D (1999): Why don't we know more about housing supply? Journal of Real Estate Finance and Economics 18(1): 9-23

31. US EPA (2005): Brownfields Success Stories http://www.epa.gov/brownfields/success.htm, accessed May 2005.

32. Ekvall T (2000): A market-based approach to allocation at open-loop recycling. Resources, Conservation and Recycling 29: 91-109

33. Zabel J E (2004): The demand for housing services. Journal of Housing Economics 13: 16-35

34. Peuportier B, Kohler N, Boonstra C (1997): Regener. European methodology for evaluation of environmental impact of buildings—life cycle assessment. REGENER project, summary report, European Commission directorate general XII for science, research and development, Program APAS.

35. Trusty W B, Meil J K (1996): Athena; an lca model for the building design and research communities. In: Proceedings of the Proceedings of the Air & Waste Management Association's Annual Meeting & Exhibition, Nashville, TN, USA

36. Doka G (2003): Life cycle inventories of waste treatment services. Final report ecoinvent 2000. Volume: 13. Dübendorf, CH: Swiss Centre for LCI, EMPA-SG.

37. Spielmann M, Kägi T, Stadler P, Tietje O (2004): Life cycle inventories of transport services. Ecoinvent report no. 14. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

38. Rouwendal J (1998): On housing services. Journal of Housing Economics 7: 218-242

Chapitre 6 Application du modèle d'évaluation environnementale au cas du site des ateliers Angus

6.1 Présentation de l'article

La présente section est une copie de l'article intitulé « Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models : Part II – Case study », soumis pour publication dans le journal International Journal of Life Cycle Assessment. Les auteurs de cet article sont Pascal Lesage, Tomas Ekvall, Louise Deschênes et Réjean Samson.

L'étude de cas concerne la réhabilitation du site des Ateliers Angus, situé dans le quartier de Rosemont à Montréal. L'ACV-A et l'ACV-C sont utilisées pour évaluer les impacts environnementaux de deux options d'intervention, les deux ayant été appliquées sur différentes zones du site. La première est la réhabilitation-valorisation dans le but de permettre un redéveloppement résidentiel. La deuxième option est la gestion du risque par minimisation de l'exposition. L'unité fonctionnelle est définie comme « la gestion adéquate, dans le cadre légal, du legs de contaminants sur 1 ha de la FIU ».

Les données primaires pour la phase de réhabilitation ont été fournies par le propriétaire du site et par les entrepreneurs qui ont effectué l'analyse de risque et la réhabilitation en tant que telles. Les données primaires pour les phases de développement et d'occupation proviennent de plusieurs sources : enquête origine-destination pour le transport, données de recensement pour la description des résidences, données de la littérature pour la différence de densité entre développements urbains et périphériques, etc. La grande majorité des données secondaires provient de la base de données d'inventaire Ecoinvent v1.1. Les systèmes ont été modélisés à l'aide du logiciel ACV commercial SimaPro. La méthode IMPACT 2002+ a été retenue pour l'évaluation des

impacts. L'interprétation des résultats et les analyses de sensibilité ont été effectuées en utilisant le chiffrier Excel.

Les deux options ont été modélisées séparément pour l'ACV-A et les résultats ont été comparés. En ne tenant compte que des impacts secondaires, l'option de recouvrement est clairement préférable sur le plan environnemental. Quand les impacts primaires sont inclus dans l'étude, les résultats sont plus mitigés : l'option de réhabilitation est préférable par un facteur de 3 et 18 fois pour les dommages à la santé humaine et à la qualité des écosystèmes, respectivement. La préférence pour une option sera grandement affectée par la façon dont les dommages seront pondérés par le décideur.

L'ACV-C se concentre sur l'option de réhabilitation, l'option de recouvrement est, quant à elle, incluse dans le champ de l'étude comme option par défaut évitée. Les activités encourues incluent le cycle de vie de la réhabilitation ainsi que celui du redéveloppement et de l'occupation (40 ans) subséquents. Les principales activités évitées sont les cycles de vie des développements et occupations d'autres sites régionaux.

L'ACV-C est clairement en faveur de la réhabilitation si au moins une partie des sites affectés sont en périphérie du centre urbain. Dans ce cas, les impacts tertiaires sont négatifs (bénéfices) et dominent tous les autres types d'impacts. Quand tous les sites affectés sont supposés être en zone périphérique, les impacts tertiaires, exprimés par des indicateurs de dommage, sont de 12 à 23 fois supérieurs aux impacts secondaires. Quand la fraction des sites affectés est calculée à partir du modèle économique d'équilibre partiel, les impacts tertiaires sont de 3 à 6 fois supérieurs aux impacts secondaires. Pour ces deux scénarios d'imputation, la réhabilitation est considérée préférable sur le plan environnemental, même si les impacts primaires sont exclus de l'étude.

6.2 Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part II – Case study

6.2.1 Abstract

Preamble. Brownfield rehabilitation recycles land resources in an open loop. LCA has been used in the past to evaluate the reduction in site-specific impacts and the impacts of the rehabilitation service system itself, called primary and secondary impacts in this paper, respectively. The consequences of reintroducing the site in the economy have not, however, been considered. This last has been touted as an efficient way to counter environmentally destructive urban sprawl. A first paper (Part I) discussed how a consequential LCA model allows the inclusion of the environmental consequences of reoccupying a brownfield, which we call tertiary impacts. This second paper provides an actual case study.

Goal, Scope and Background. The principal aim of this paper is to evaluate the environmental attributes and consequences of a "rehabilitation for residential redevelopment" scenario. It is contrasted to a non-intensive and low-cost "exposure minimization" scenario, assumed to be the default intervention option to obtain compliance. This paper also aims to (1) quantitatively evaluate the relative environmental significance of primary, secondary and tertiary impacts, and (2) to compare conclusions obtained from attributional and from consequential LCA of the same decision.

Main Features. An attributional LCA (ALCA) and a consequential LCA (CLCA) are used to compare the two radically different intervention options. The rehabilitation for residential redevelopment scenario involves "dig and dump" remediation, infrastructure material recycling and site backfilling. The "exposure minimization" scenario consists in covering the site with clean soil and subsequently idling the site. The functional unit allowing this comparison is the "legal and appropriate intervention on 1ha of the tracked brownfield". The inventory analyses are done following the proposals in Part I. The LCIA is done using IMPACT 2002+ method.

Results and conclusions. The ALCA results show no clear preference for either intervention option because of the trade-off between the benefits of decontamination and the impacts of the rehabilitation service system. The CLCA, on the other hand, unequivocally supports rehabilitation if it is followed by residential reuse, as long as the development of suburban sites is avoided. In these cases, tertiary environmental benefits dominate other types of impacts. It is concluded that, when brownfield intervention decisions can affect the fate of the site, the scope of brownfield management LCA should always be expanded to account for tertiary impacts

Outlook. The methodology proposed was restricted to a single site and to residential redevelopment. It is suggested that the general approach could be used for other types of brownfield redevelopments and for decisions affecting multiple brownfields.

6.2.2 Keywords

Brownfield; Brownfield rehabilitation; Contaminated site remediation; Consequential LCA; Open-loop recycling.

6.2.3 Introduction

6.2.3.1 Background

Brownfields are sites that have in the past been host to human occupation, are vacant or underutilized and can only be reused if they are first rehabilitated. Brownfields are also commonly contaminated, often contain redundant or decrepit infrastructure and are principally found in urban contexts [1, 2]. Brownfield rehabilitation is actively promoted in many countries in order to counter environmental, social and economic problems associated to their physical state and the fact that they are idle.

Part I to this article [3] distinguishes between three types of environmental aspects associated with brownfield rehabilitation: primary impacts, associated to the changes in the site's environmental quality; secondary impacts, caused by the rehabilitation service system; and tertiary impacts, associated with effects of the reoccupation of the site on the life cycles of other regional sites. Part I also generically compares the use of

attributional and consequential LCA (ALCA and CLCA) to evaluate these environmental aspects. Both approaches allow the inclusion of primary and secondary impacts, although models may differ slightly. Tertiary impacts are included in the CLCA only. The CLCA scope is much larger than that of the ALCA, and is associated with important sources of uncertainty.

6.2.4 Aim

The principal aim of the paper is to use both the attributional and consequential methodologies proposed in Part I to evaluate the potential environmental impacts associated with a brownfield rehabilitation project aiming at residential redevelopment. This paper also aims to answer the following questions:

- What conclusions can be arrived at about the use of CLCA rather than ALCA for comparing brownfield intervention options that do not result in the same site fate?
- What is the relative significance of primary, secondary and tertiary impacts of brownfield rehabilitations aimed at residential redevelopment?

These will be answered in reference to a case study, presented below. The decision this study should support has already been taken, and rehabilitation has already occurred. Also, the questions do not require the results to be precise, but rather simply indicate what aspects should be considered seriously in future rehabilitation LCA that aim to support actual decisions. Data requirements are therefore not strict, although sensitive parameters and major sources of uncertainty should be identified.

6.2.5 Case study presentation

6.2.5.1 Context

The case consists of the rehabilitation of a 50.5 ha brownfield in the Montreal (Canada) urban core. The site had hosted heavy industrial activity in the railroad sector for nearly a century, which had left a legacy of soil contamination, lenses of potentially hazardous slag and standing and in-ground obsolete or redundant infrastructure.

The applicable environmental legislation in the Province of Quebec [4] initially determines the suitability of a site for redevelopment using generic risk criteria: criterion B, below which any type of development is possible, and criterion C, below which commercial and industrial development is allowed. An average hectare in the portion of the site under analysis contained 1656 m^3 of soil above criterion C (>C soil) and 4616 m^3 between criteria B and C (BC soil). Table 6-1 presents the aggregated average concentrations of three types of contaminants: petroleum hydrocarbons (PHC), metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). A quantitative risk assessment [5] concluded that the contaminants posed an unacceptable risk to human health, even if the site were left idle, implying some sort of intervention was needed.

Table 6-1 : Legacy soil contamination on brownfield at industrial occupation end of-life

Contaminant class	Considered substances	Soil type	Concentration (ppm)
PHC (a)	C_{10}-C_{50}	BC	467
		>C	961
Metals	Arsenic, Baryum, Cadmium, Chromium, Cobalt, Copper, Lead, Mercury, Molybdenum, Nickel, Selenium, Zinc	BC	745
		>C	906
PAH (b)	Acenaphthylene, Acenaphthene, Anthracene, Benzo[a]anthracene, Dibenz[a,h]anthracene, Benzo[a]pyrene, Benzo (b+j+k)-fluoranthene, Benzo[g,h,i]perylene, Chrysene, 7,12-Dimethylbenz[a]anthracene, Fluoranthrene, Fluorene, Indeno[1,2,3-cd]pyrene, 3-Methylcholanthrene, Naphthalene, Phenanthrene, Pyrene	BC	29
		>C	154

(a) Petroleum hydrocarbons, measured as C_{10}-C_{50}
(b) Polycyclic aromatic hydrocarbons

After idling for five years, a vast rehabilitation project was undertaken on the brownfield in the late 1990's [6, 7]. The project consisted of rehabilitation for residential (23.1 ha), commercial (3.8 ha) and recreational (2.7 ha) redevelopment. A small section of the site (2.0 ha) was used for onsite confinement of slag and

contaminated soil. The rest of the site (18.9 ha) was subject to a minimal risk management strategy (exposure minimisation) and may be reused for industrial development pending a prerequisite risk assessment and potentially rehabilitation. The object of analysis in this paper is the rehabilitation for residential redevelopment (BR), and exposure minimisation (EM) is assumed to be the default intervention option.

6.2.5.2 Option 1: Brownfield rehabilitation for residential redevelopment (BR)

The brownfield rehabilitation option (BR) consisted of three types of activities: (1) risk management through excavation and disposal of contaminated soils and wastes (dig and haul); (2) infrastructure demolition and recycling of recoverable materials; and (3) landscaping (site backfilling). The rehabilitation took place over a period of approximately two years.

Dig and haul: Contaminated soil, slag and dry solid waste were excavated, temporarily stored onsite and characterized. The fate of the excavated soils depended on their contamination level: <B soil was reused onsite as backfill; BC soil was landfilled offsite; and >C soil was confined in onsite and offsite containment cells. Slag qualifying as solid waste was landfilled offsite, and that qualifying as "special waste" was confined in onsite containment cells. Dry solid wastes were landfilled. Other activities included pumping and management of water accumulating in excavation cells, environmental monitoring and dust mitigation.

Infrastructure management: The activities included the removal of recoverable cement and bituminous concrete from onsite infrastructure followed by primary and secondary crushing. The resulting aggregates were then reused or sold on the market. Other recovered materials (e.g., metal and wood from railways) were also recycled.

Backfilling: The excavated site was backfilled to an elevation 53 cm lower than the original level. Three sources of soils were used: clean soil excavated as part of the dig and haul stage (closed-loop recycling), soil extracted from commercial pits (primary backfill) and soil generated from regional construction projects (secondary backfill).

6.2.5.3 Option 2: Exposure minimisation (EM)

The "exposure minimisation for compliance" option (EM) aimed at reducing risk to acceptable levels by minimising exposure, and simply consisted of covering the site with 30 cm of clean soil. The amount of contamination on the site was not changed, and the site remained vacant (fate unchanged). The time needed for this option is estimated at 1 year.

6.2.6 Methods

6.2.6.1 Functional unit and reference flow definition

LCA is used here to evaluate the environmental impacts of choosing BR over EM as a brownfield intervention option. In the attributional approach, a distinct ALCA needs to be carried out for each option, and their respective results are compared. This requires a common functional unit, defined here as "legal and appropriate management of legacy contamination on 1ha of the tracked brownfield". The reference flow is one hectare of the tracked brownfield. In the CLCA, only BR is subject to an LCA, and EM is within its scope as an avoided scenario. For consistency and easier comparison with the ALCA, the same functional unit and reference flow are used.

6.2.6.2 Scopes of studies

The attributional and consequential scopes of the LCA of brownfield management were generically discussed in detail in Part I [5]. For both brownfield intervention options, the ALCA scope is limited to the life cycle of intervention activities. The BR option exports a "redevelopable land production" function, which is cut-off. Both primary and secondary impacts are considered. Two time horizons are specified: (1) one for technological processes, set equal to the duration of site processing activities (two years for BR and one year for EM) and (2) one for environmental processes, set sufficiently long for emissions of residual contamination on the brownfield to be pertinent. It is supposed that this second time horizon is too short for long-term emissions from

landfills to be significant. This last hypothesis visibly enhances the primary benefits of BR.

The CLCA should account for processes that are affected by choosing BR over EM, either positively (incurred impacts) or negatively (avoided impacts). The CLCA scope differs from the ALCA scopes in four ways. First, the BR service system includes only actually affected activities [8]: constrained production factors and processes are excluded and replaced with the corresponding marginal technology, and functions exported from multi-functional processes are accounted for through system expansion. Second, the system boundaries are expanded to the subsequent site occupation life-cycle, by which the exported "redevelopable land production" function is internalised. The exported function becomes that of the subsequent occupation, i.e. supply of housing services. Third, the system is further expanded to include other site occupations marginally affected by this increase in supply of housing services. These sites are all considered to be in the Montreal Metropolitan Area. Finally, the avoided EM option is included within the scope of the study. The time horizon for technological processes is shown in Table 6-2. It begins with the rehabilitation phase and extends to 40 years of occupation (total time horizon of 44 years). The time horizon for environmental processes is the same as in the ACLI.

Table 6-2: Time distribution of incurred and avoided impacts for the CLCA

Incurred impacts (a, b)									
I	Land occupation during rehabilitation			Land occupation during redevelopment		Land occupation during residential occupation			
II	Rehabilitation service system								
III				Redevelopment of tracked site		Residential occupation of tracked site			
Avoided impacts (a, c)									
I (contamination)	Site contamination								...
I (land occup.)	Land occupation during exposure minimisation			Land occupation as abandoned brownfield					
II	Exposure minimisation service system								
III				Redevelopment of affected sites		Occupation of affected sites			
Time (years)	0	1	2	3	4	14	24	34	44

(a) I=Primary impacts; II=Secondary impacts; III=Tertiary impacts

(b) Incurred impacts are positive

(c) Avoided impacts are negative

6.2.6.3 LCIA method

The same LCIA method is used for both LCAs, namely IMPACT 2002+ (v2.0). This method has been described elsewhere [9]. The method provides characterisation factors for 15 midpoint and 4 damage (endpoint) categories. This paper will focus on endpoint indicators, i.e. damages to human health (HH), ecosystem quality (EQ), climate change (CC) and resources (R), as well as on the land occupation midpoint category. The time horizon in the method is hypothetical infinite, sometimes approximated as 500 years, e.g. for global warming. Normalisation factors for damages were derived for Western Europe. Values for characterisation and normalisation factors are available on the EPFL website (http://www.epfl.ch/impact). No weighting set was developed in the context of this study, and normalised results are therefore not aggregated in a single score.

The relevance of the LCIA results is diminished since (1) a European LCIA methodology is used for a Canadian context, and (2) the method is based on the less-is-better approach, which, although well suited for ALCA, is less appropriate than an only-above-threshold approach for CLCA. Despite these problems, the used approach is considered sufficient for the aims of this study.

6.2.6.4 Inventory for primary impact assessment

Two types of primary impacts are considered: (1) those related to site contamination and (2) those related to the physical state of the site. These impacts are by definition site-specific: however, to facilitate the integration of primary impacts with other LCA results and to reduce assessment effort, simplified LCIA-based approaches are taken here. Ideal data sources are contrasted to actually used data in Table 6-3.

Site contamination: Assessing potential impacts of contaminants is drastically simplified by treating all residual soil contaminants above the "B" criterion as "emissions to soil" in the LCI. This type of approach has been used elsewhere in a site remediation LCA [10]. All contaminants are considered removed in the BR option,

while all remain onsite for the EM option. The mass of soil contaminants was calculated from data supplied by the site owner [6, 7].

This procedure introduces important uncertainty. First, it assumes that long-term emissions from the site can be treated in the same manner as present emissions from other processes. In these cases, the IMPACT 2002+ method suggests that long-term emissions should be presented distinctly from short-term emissions in the interpretation phase. Also, the contribution of these contaminants to the site's overall ecosystem quality is not marginal in the least, even if the use of generic characterisation factors supposes they are. The evaluation of ecotoxicity for metals is especially problematic: (1) LCIA models for metal ecotoxicity are intrinsically uncertain because of the great difficulty in evaluating speciation, bioavailability and bioconcentration and (2) the IMPACT 2002+ damage factors are for emission of metal ions, for which no data was available in this study. The mass of ions was assumed to be 1% of the total mass of metals. Finally, no characterisation factor was found to adequately represent PHC: pentane is used as a poor-quality proxy.

Physical state of the site: Ideally, site-specific measures of ecosystem quality (EQ) would be used to describe the burdens of site transformation and occupation, and would include data on affected life support functions (LSF) and biodiversity. However, IMPACT 2002+ does not account for land transformation and only considers effects on biodiversity. Also, to simplify data collection, the ecosystem quality of generic land types as defined by CORINE [11] are used here instead of site-specific data. Site processing phases are assumed to be adequately represented by the "construction site" CORINE land class. For the CLCI model, the subsequent development and occupation phases are assumed to be appropriately represented by 2 years of occupation as a "construction site" and 40 years of occupation as "continuously built urban land", respectively. For EM, the subsequent idling of the site as a brownfield is represented by the "vegetated industrial area" class, for a total of 44-1=43 years.

Table 6-3: Data used for inventory of burdens resulting in primary impacts

Impact type	ALCI		CLCI	
	Ideal data type	Actual data type	Ideal data type	Actual data type
Site contamination				
	Onsite contaminants resulting in exposure	Total mass of onsite soil contaminants (1)	Onsite contaminants resulting in exposure	Total mass of onsite soil contaminants (-)
Land occupation (life-cycle phase)				
Rehabilitation	Site-specific measures of species richness	CORINE land class "construction site" (1)	Site-specific measures of species richness (+)	CORINE land-use type "construction site"
Redevelopment	n/a	n/a	Site-specific measures of species richness (+)	CORINE land-use type "construction site"
Reoccupation	n/a	n/a	Site-specific measures of species richness (+)	CORINE land-use type "urban, continuously built"
Expos. Min.	Site-specific measures of species richness	CORINE land class "construction site" (2)	Site-specific measures of species richness (-)	CORINE land-use type "construction site"
Idling	n/a	n/a	Site-specific measures of species richness (-)	CORINE land-use type "indust. area, vegetation"
Land transformation				
Rehabilitation	Site-specific measures of effects on renaturation potential	Excluded (not considered by LCIA method)	Site-specific measures of effects on renaturation potential	Excluded (not considered by LCIA method)
Redevelopment				
Reoccupation				
Expos. Min.				
Idling				

Notes:
(1) and (2) in ALCI section refer to the two distinct options assessed
(+) and (-) in the CLCI section refer to whether the burdens are incurred or avoided, respectively, when evaluating the burdens of rehabilitation.

6.2.6.5 Primary data for secondary impacts assessment

Primary data refers here to information on site processing activities, types and output of machinery used, fate of all excavated materials and sources of imported materials. All primary data is derived from rehabilitation plans [6], post-rehabilitation reports [7] and from discussions with the rehabilitation subcontractor [12].

"Dig and haul" BR subsystem: The attributional and consequential approaches yielded identical models for this subsystem. For onsite activities, only heavy machinery use was included in the inventory. Table 6-4 presents, for each type of excavated material, the total amounts of machine-hours required for site processing and the material's fate. The following activities were excluded from the model: pumping and management of water collection in excavation cells (relatively insignificant volume); environmental monitoring (usually considered negligible in site remediation LCA, see e.g. [10, 13]); and dust mitigation (no data).

"Infrastructure management" BR subsystem: Only the recovery and recycling of cement and bituminous concrete are included: other recovered materials (wood, metals) are excluded due to lack of primary data. Site processing data, used in the ALCI and CLCI alike, are presented in Table 6-5. For the ALCI, the subsequent offsite transport and reuse in other product life cycles are cut off. For the CLCI, the recycling is assumed to displace an equivalent amount of crushed gravel production, as was done in other studies [14, 15].

Table 6-4: Primary data for dig and haul subsystem (common for ALCI and CLCI)

Excavated materials		Onsite processes				Offsite processes	
Type	Volume (m3)	Excavation (machine-hr)	Loading (machine-hr)	Onsite transport (machine-hr)	Sifting (machine-hr)	Fate	Avg. dist. (km)
<B soil	172.2	1.0	2.2	1.1	0.8	Onsite reuse (backfill)	n/a
BC soil	4615.9	25.6	58.3	29.2	21.0	Offsite landfilling (inert)	37.0
>C soil	1168.6	6.5	14.8	7.4	5.3	Offsite containment	52.1
>C soil	1487.0	8.3	18.8	18.8	6.8	Onsite containment	n/a
Slag (solid waste)	2860.9	15.9	27.2	18.1	0	Offsite landfilling (inert)	16.1
Slag (special waste)	119.2	0.7	1.1	1.5	0	Onsite containment	n/a
Dry solid wastes	927.2	5.1	11.8	5.9	4.2	Offsite landfilling (inert)	24.8

Table 6-5 Primary data for the infrastructure material recovery subsystem

Recovered material		Onsite activities					Avoided activities
Type	Volume	Removal	Loading	Onsite transport	Primary crushing	Secondary crushing	Aggregate production
	(m3)	(machine-hr)	(machine-hr)	(machine-hr)	(machine-hr)	(machine-hr)	(m3)
Cement concrete	2847.7	47.5	27.0	18.0	35.6	35.6	2847.7
Bituminous concrete	337.7	5.6	3.2	2.1	5.1	5.1	337.7

"Backfilling" BR subsystem: The onsite activities for this subsystem are modeled identically for the ALCI and the CLCI and consist of spreading and compacting a total of 9236 m^3 of clean soil (92.4 machine-hr for each activity). The modeled sources of backfill soil differ, however (Table 6-6). For the ALCI, actual sources are modeled: <B soil from the site excavation subsystem (0.1%), primary backfill from commercial soil pits (23.9%) and secondary backfill from construction projects (76%). The actual excavation of secondary backfill was allocated to the construction project from which it originated. For the CLCI, secondary backfill is considered a constrained resource and all soil acquired offsite is considered to come from commercial soil pits.

Table 6-6 : Backfill used for ALCI and CLCI models

Backfill type	Distance from source (km)	Total for ALCI (m^3)	Total for CLCI (m^3)
Recycled soil from onsite excavation	0	172.2	172.2
Primary backfill from soil pits	31.2	2175.9	9064.2
Secondary backfill from regional construction sites	7.4	6888.3	0

Avoided EM option: EM consists of the same activities as the backfilling subsystem: only the soil volume changes (3000 m^3). Onsite activities again consist of spreading and compacting, both for 30 machine-hr. The backfill source is considered to be secondary for the ALCA and primary for the CLCA.

6.2.6.6 Primary data for tertiary impacts assessment

Quantifying effects on other sites: The redevelopment of the tracked site resulted in 84.8 attached single-family residences per ha. As stated in Part I, this is considered to result in an equal number of single-family residences not being constructed on other sites in the region. Three distinct ratios of suburban and urban avoided constructions are assessed, as presented in Table 6-7. A "best-case" scenario assumes that only suburban greenfields are affected, reflecting the assumption made in brownfield management and urban planning policy concerning the Montreal Metropolitan Area [16-18]. The "most

probable" scenario is based on an economic partial-equilibrium model and is explained at length in Part I. A "worst case" scenario, whereby only urban sites are considered affected, is also included for sensitivity check.

Table 6-7 : Allocation scenarios for avoided constructions

Scenario	% effect		Notes
	Suburban greenfields	Urban vacant sites	
Best-case	100%	0%	Common assumption in brownfield literature
Most probable	17.8%	82.2%	Based on partial-equilibrium model
Worst-case	0%	100%	Extreme case for sensitivity check

Data for modeling of developments and occupations: Data were collected for processes differing significantly for residential developments on the tracked and affected sites. Three aspects are considered: (1) the construction and/or maintenance of public infrastructure; (2) the energy requirements of the residences; and (3) car transport to and from residences by their inhabitants (Table 6-8). Relevant but nonetheless excluded processes included house construction, maintenance and end-of-life dismantling.

Table 6-8: Primary data for tertiary impact LCI

Parameter	Unit	Incurred	Avoided		References
		Tracked site	Suburban site	Urban site	
Site type	n/a	Brownfield	Greenfield	Redevelopable vacant	Assumption
Conditional transformation phase	n/a	Rehabilitation	Land clearing (excluded)	None	n/a
Housing density	res/ha	84.8	15.2	84.8	Tracked: measured [7]
Single family residence type	n/a	Attached	Detached	Attached	Urban: assumed
Size of single family residence	M^2	121.3	149.7	121.3	Suburban: estimated [19]
Energy requirement – Heating	GJ/residence/ yr	61.0	83.0	61.0	[10,21]
Energy requirement – Cooling	GJ/residence/ yr	2.8	3.4	2.7	[22]
Energy requirement – Lighting	GJ/residence/ yr	5.3	6.6	5.4	[22]
Average car distance	vkm/residence/ workday	7.4	33.1	9.4	[22]
Length of linear public infrastructure	meters	161	380	161	[22]

Housing density: The housing density on the tracked site was directly measured from maps of the projected redeveloped site, and that of affected urban sites is assumed equivalent. The areal differential *AD*, measuring the difference of land use efficiency between urban and suburban housing, is set at 5.57, an estimate of the North America average *AD* for residential developments [19].

Housing type and description: Construction statistics for the Montreal Metropolitan Area between 1996 and 2001 [20, 21] showed that single-family residences in the urban area were predominantly attached dwellings (50%), while those in the surrounding land were detached dwellings (80%). Data on average floor space and energy use per dwelling type were obtained on the provincial level [22]. Heating is assumed to be supplied by electrical baseboards. The marginal electricity generation is assumed to be hydropower, which is the privileged option in Quebec [24].

Average travel distances: We account for recurrently traveled distances on workdays by residents of the affected sites, such as trips to and from workplace and school. The impacts of increased congestion, which is a known phenomenon in the Montreal region [25], are excluded. The estimation of distances is based on (1) an Origin-Destination (OD) study for 100 municipalities in the Montreal Metropolitan Area [23] and (2) on distance estimates generated by a Montreal traffic simulation model [26], provided by the Quebec Ministry of Transport [27]. The average vehicle distances for the urban and suburban areas were obtained by weighting the municipal-scale OD data by the number of new single-family dwellings built between 1996 and 2001 [20,21]. The number of workdays per year is set at 240.

Public infrastructure: Four types of onsite infrastructure are considered, all of which are linear: potable water and electricity distribution networks, roads and sewers. The length of roads on the tracked site was measured on a map, and all other linear infrastructures were assumed to be of the same length. The same lengths were used for infrastructure on other urban sites. For suburban sites, the lengths were estimated to be greater by a factor of $\sqrt{AD}$ =2.36. Because of data structure in the used database (see below), the

construction of roads is attributed to the occupation phase and that of other public infrastructure to the development phase.

6.2.6.7 Secondary data sources for LCIs

Ideal and used inventory data sources are presented in Table 6-9. Most of the data used was average data from the European Ecoinvent V1.2 database. Most emissions of heavy machinery operation were evaluated using US EPA's OFFROAD model [28], complemented with EEA's CORINAIR model for HAP and metal emissions [29].

Table 6-9: Secondary data sources

Process name	ALCI		CLCI	
	Ideal data source	Actual data source	Ideal data source	Actual data source
Rehabilitation/Exposure minimisation phase				
Heavy machinery used onsite				
- Diesel consumption and operation emissions	Fleet-specific data	American average data [28] European average data [29]	Fleet-specific data	American average data [28] European average data [29]
- Lubricating oil consumption	Fleet-specific consumption data	Ecoinvent 1.2: Lubricating oil at plant, (European) [30]	Fleet-specific consumption data	Ecoinvent 1.2: Lubricating oil at plant, (European) [30]
- Machine manufacture	Fleet-specific data	Ecoinvent 1.2: Building machine (European) [31]	Fleet-specific data	Ecoinvent 1.2: Building machine (European) [31]
- Life expectancy	Fleet-specific data	American average data [28]	Fleet-specific data	American average data [28]
Offsite material transport	Transport fleet-specific data	Ecoinvent 1.2: Lorry, 28t (European) [32]	Transport fleet-specific data	Ecoinvent 1.2: Lorry, 28t (European) [32]
Landfilling (inert material)	Regional average	Ecoinvent 1.2: Inert material landfill facility (Swiss) [33]	Regional marginal	Ecoinvent 1.2: Inert material landfill facility (Swiss) [33]
Offsite containment	Regional average	Ecoinvent 1.2: Slag compartment (Swiss) [33]	Regional marginal	Ecoinvent 1.2: Slag compartment (Swiss) [33]
Onsite containment	Primary data	Ecoinvent 1.2: Slag compartment (Swiss) [33]	Primary data	Ecoinvent 1.2: Slag compartment (Swiss) [33]
Crushed gravel production	n/a	n/a	Regional marginal	Gravel, crushed, at mine (Swiss) [31]

Table 6-9: Secondary data sources (continued)

Process name	ALCI		CLCI	
	Ideal data source	Actual data source	Ideal data source	Actual data source
Rehabilitation/Exposure minimisation phase (continued)				
Primary backfill production	Regional average	Ecoinvent 1.2: Sand, at mine (Swiss) [31]	Regional marginal	Ecoinvent 1.2: Sand, at mine (Swiss) [31]
Secondary backfill production	Excluded	Excluded	n/a	n/a
Diesel supply	Regional average	Ecoinvent 1.2: Diesel, at regional storage (Swiss) [34]	Regional marginal	Ecoinvent 1.2: Diesel, at regional storage (Swiss) [34]
Development and occupation phases				
Sewers	n/a	n/a	Regional average	Ecoinvent 1.2. Residential sewer grid (Swiss) [33]
Potable water distribution	n/a	n/a	Regional average	Ecoinvent 1.2. Water supply network (Swiss) [30]
Electricity distribution	n/a	n/a	Regional average	Ecoinvent 1.2. Distribution network, electricity, low voltage (Swiss) [35]
Construction and maintenance of roads	n/a	n/a	Regional average	Ecoinvent 1.2. Road (Swiss) [32]
Electricity production	n/a	n/a	Regional marginal	Ecoinvent 1.2. Electricity, hydropower, at reservoir power plant, non-alpine regions (European) [36]
Car transportation to and from workplace	n/a	n/a	Regional average	Ecoinvent 1.2. Transport, passenger car, (Europe) [32]

6.2.7 Results and interpretation

6.2.7.1 Primary impacts

Table 6-10 recapitulates inventory data for primary impacts and presents associated LCIA results for both the ALCA and the CLCA. Damage indicators show that the BR option is overall greatly beneficial for site-specific impacts, mainly due to the important human health and ecosystem quality damages of residual contaminants in the EM option. Figure 6-1 presents some detail on the impacts of residual contamination only. We can observe that, although PHC are the most representative contaminant class on a mass basis, they barely contribute to any impact category. This may be due to the low-quality proxy used in the LCIA method (pentane). PAH dominate human toxicity, while metal ions dominate ecotoxicity.

It can also be observed in Table 6-10 that, for the CLCA, the primary impacts associated to the physical state of the site are positive, meaning that the future occupation of the site is more damaging to ecosystems for the BR option than for EM. However, these incurred primary impacts are one order of magnitude lower than the avoided impacts of contamination.

Table 6-10: Summary of LCI and LCIA results for primary impacts

		ALCA		CLCA		
Indicator	[unit]	Rehab. (BR)	Exposure min.(EM)	Incurred	Avoided	Total
Inventory						
PHC to soil	[kg]	0	8.5E+3	0	8.5E+3	-8.5E+3
Metal ions to soil	[kg]	0	1.1E+2	0	1.1E+2	-1.1E+2
PAH to soil	[kg]	0	1.1E+3	0	1.1E+3	-1.1E+3
Occupation – Construction site	[m2yr]	2.0E+4	1.0E+4	4.0E+4	1.0E+4	3.0E+4
Occupation – Urban, continuously built	[m2yr]	0	0	4.0E+5	0.0E+0	4.0E+5
Occupation – Industrial site, vegetation	[m2yr]	0	0	0	4.3E+5	-4.3E+5
Midpoint indicators						
Carcinogens	[kgeq C2H3Cl]	0	9.2E+5	0	9.2E+5	-9.2E+5
Non-Carcinogens	[kgeq C2H3Cl]	0	1.4E+5	0	1.4E+5	-1.4E+5
Aquatic ecotoxicity	[kgeq C6H14O4]	0	5.1E+8	0	5.1E+8	-5.1E+8
Terrestrial ecotoxicity	[kgeq C6H14O4]	0	3.6E+8	0	3.6E+8	-3.6E+8
Land use	[$m^2 \cdot yr_{eq}$ arable org.]	1.5E+4	7.7E+3	4.5E+5	3.4E+5	1.2E+5
Unweighted normalised damages						
Human Health	[pers·yr]	0	2.3E+2	0	2.3E+2	-2.3E+2
Ecosystem Quality (contamination)	[pers·yr]	0	2.1E+2	0	2.1E+2	-2.1E+2
Ecosystem Quality (occupation)	[pers·yr]	1.2E+0	6.1E-1	3.6E+1	2.7E+1	9.2E+0

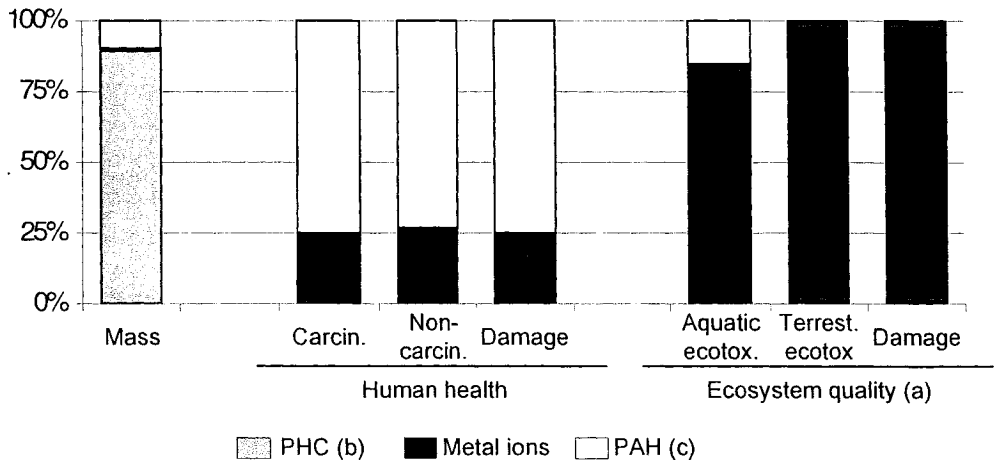


Figure 6-1: Relative contributions of soil contaminant classes to primary impacts (ALCA and CLCA)

(a) Damages to ecosystem quality only relate to soil contaminants and exclude damages of land use

(b) PHC: Petroleum hydrocarbons

(c) PAH: Polycyclic aromatic hydrocarbons

6.2.7.2 Secondary impacts

ALCA: The ALCI results for secondary impacts are presented in Table 6-11. To save space, only flows contributing to more than 2% to any of the damage categories are shown in this table. ALCI results for BR are all at least 29 times greater than those of EM, with even more dramatic differences for land occupation burdens. Attributional LCIA results are presented in the same table. The damages of BR are all between 34 and 43 times greater those of EM. Strictly on basis of secondary impacts, the conclusion is that EM is preferable, as was easily predictable.

For BR, the dig and haul subsystem is the most significant, making up at least 3/4 of the secondary impacts (damage level). The heavy burdens of landfilling and containing excavated materials are responsible for this dominance. Overall, these waste management processes represent about half of total secondary impacts (results not shown). Offsite transport of materials represents about 2/3 of the rest of the damages, with onsite activities and primary backfill acquisition making up the rest.

The fact that infrastructure management contributes much less than the two other BR subsystems seems to indicate that for ALCA this subsystem could be excluded, as is normally the case in remediation LCA. However, it should be noted that this conclusion stems from the fact that the offsite transport and management of removed infrastructure was excluded because of the chosen allocation procedure.

CLCA: Significant CLCI results for the BR option are given in Table 6-12 (cut-off 2% contribution to respective damage categories), as well as corresponding LCIA results. There is no difference between ALCA and CLCA results for the "dig and haul" subsystem. The "infrastructure management" subsystem is shown to be environmentally beneficial in the CLCA due to avoided aggregate production. This subsystem represents less than 5% of total incurred secondary impacts for all considered damages except for ecosystem quality, where it represents a little more than 15% due to the avoided occupation of mineral extraction sites. The impacts of the "backfilling" subsystem and for "EM" are both more important for the CLCA than for the ALCA, due to the exclusive use of primary backfill in the consequential model. The overall total of incurred and avoided impacts are all positive, again showing, strictly on a perspective of secondary impacts, that BR is worse than EM.

Table 6-11: Significant LCI and LCIA results for secondary impacts, ALCA

Elementary flows			Associated damage categories (a)				Rehabilitation (BR)				Exposure min. (EM)
Substance		[unit]	HH	EQ	CC	R	Dig and haul	Infrastuct. manage.	Back-filling	Total	
Aluminum	Air	[kg]		X			3.2E+0	1.3E-1	1.0E+0	4.3E+0	1.3E-1
Aluminum	Soil	[kg]		X			2.1E+0	2.4E-1	3.6E-1	2.7E+0	6.4E-2
Aluminum	Water	[kg]		X			2.4E+1	1.4E+0	7.7E+0	3.3E+1	8.9E-1
CO_2, fossil	Air	[kg]			X		2.5E+5	2.7E+4	5.3E+4	3.3E+5	9.7E+3
Copper, ion	Water	[kg]		X			1.8E+0	2.3E-2	5.7E-1	2.4E+0	7.1E-2
Gas, natural., in ground	Raw	[m^3]				X	1.3E+4	6.1E+2	2.1E+3	1.5E+4	3.6E+2
Nitrogen oxides	Air	[kg]	X	X			2.2E+3	2.6E+2	4.4E+2	2.9E+3	8.3E+1
Occ., dump site	Raw	[m^2yr]		X			1.4E+4	8.1E+0	5.5E+1	1.4E+4	5.9E+0
Occ., mineral extraction site	Raw	[m^2yr]		X			6.4E+3	4.1E+0	1.2E+4	1.8E+4	6.0E+1
Occ., traffic area, road network	Raw	[m^2yr]		X			9.0E+3	1.1E+1	1.9E+2	9.2E+3	9.6E+0
Oil, crude, in ground	Raw	[kg]				X	1.1E+5	8.1E+3	1.7E+4	1.4E+5	3.3E+3
Partic., < 2.5 um	Air	[kg]	X				1.5E+2	1.1E+1	2.7E+1	1.8E+2	4.5E+0
Partic., > 10 um	Air	[kg]	X				9.5E+1	3.2E+0	2.4E+1	1.2E+2	3.8E+0
Partic., > 2.5 um, and < 10um	Air	[kg]	X				4.7E+1	2.0E+0	1.2E+1	6.2E+1	1.9E+0
Sulfur dioxide	Air	[kg]	X				3.9E+2	3.9E+1	7.1E+1	5.0E+2	1.2E+1
Uranium	Air	[kg]				X	1.0E-5	6.8E-7	3.6E-6	1.4E-5	4.1E-7
Zinc	Air	[kg]		X			3.8E-1	7.2E-3	1.0E-1	4.9E-1	1.5E-2
Zinc	Soil	[kg]		X			8.6E-1	4.7E-3	2.0E-1	1.1E+0	3.6E-2

Table 6-11: Significant LCI and LCIA results for secondary impacts, ALCA (continued)

Normalised damages (pers*yr)	Rehabilitation (BR)				Exposure min. (EM)
	Dig and haul	Infrastuct. manage.	Backfilling	Total	
Human Health (HH)	5.4E+1	5.0E+0	1.1E+1	6.9E+1	1.9E+0
Ecosystem Quality (EQ)	8.1E+0	2.9E-1	2.2E+0	1.1E+1	2.4E-1
Climate Change (CC)	2.6E+1	2.7E+0	5.5E+0	3.4E+1	1.0E+0
Resources (R)	3.8E+1	2.7E+0	6.4E+0	4.7E+1	1.1E+0

(a) HH=Human health, EQ=Ecosystem quality, CC=climate change, and R=Resources.

Table 6-12: Significant LCI and LCIA results for secondary impacts, CLCA

Inventory results			Associated damage categories (a)				Incurred			Avoided	Total
Substance		[unit]	HH	EQ	CC	R	Dig and haul	Infrastuct. manage.	Backfill.	Exposure min. (EM)	
Aluminum	Air	[kg]		X			3.2E+0	-1.6E+0	2.9E+0	9.6E-1	3.5E+0
Aluminum	Water	[kg]		X			2.4E+1	-1.8E+1	2.4E+1	7.8E+0	2.1E+1
Aluminum	Soil	[kg]		X			2.1E+0	8.1E-2	8.8E-1	2.9E-1	2.8E+0
Carbon dioxide, fossil	Air	[kg]			X		2.5E+5	-4.4E+3	1.3E+5	4.2E+4	3.3E+5
Gas, natural, in ground	Raw	[m3]				X	1.3E+4	-1.2E+3	5.1E+3	1.7E+3	1.5E+4
Nitrogen oxides	Air	[kg]	X	X			2.2E+3	9.1E+1	1.0E+3	3.4E+2	3.0E+3
Occ., dump site	Raw	[m2yr]		X			1.4E+4	-1.2E+2	1.7E+2	5.7E+1	1.4E+4
Occ., mineral extraction site	Raw	[m2yr]		X			6.4E+3	-2.2E+4	4.8E+4	1.6E+4	1.7E+4
Occ., traffic area, road network	Raw	[m2yr]		X			9.0E+3	-2.9E+2	7.2E+2	2.4E+2	9.2E+3
Oil, crude, in ground	Raw	[kg]				X	1.1E+5	2.6E+3	4.0E+4	1.3E+4	1.4E+5
Partic, < 2.5 um	Air	[kg]	X				1.5E+2	-8.4E+0	6.9E+1	2.3E+1	1.8E+2
Partic., > 10 um	Air	[kg]	X				9.5E+1	-2.0E+1	6.3E+1	2.1E+1	1.2E+2
Partic., > 2.5 um, and < 10um	Air	[kg]	X				4.7E+1	-1.4E+1	3.3E+1	1.1E+1	5.6E+1
Sulfur dioxide	Air	[kg]	X				3.9E+2	-2.3E+1	1.9E+2	6.1E+1	4.9E+2
Uranium, in ground	Raw	[kg]				X	4.3E-1	-7.7E-1	6.7E-1	2.2E-1	9.9E-2
Zinc	Air	[kg]		X			3.8E-1	-1.5E-1	2.9E-1	9.5E-2	4.2E-1
Zinc	Soil	[kg]		X			8.6E-1	-1.2E-2	4.7E-1	1.6E-1	1.2E+0

Table 6-12: Significant LCI and LCIA results for secondary impacts, CLCA (continued)

Normalised damages (pers·yr)	Dig and haul	Incurred Infrastuct. manage.	Backfill.	Avoided Exposure min. (EM)	Total
Human Health (HH)	5.4E+1	-1.3E+0	2.6E+1	8.6E+0	7.0E+1
Ecosystem Quality (EQ)	8.1E+0	-2.0E+0	6.7E+0	2.2E+0	1.1E+1
Climate Change (CC)	2.6E+1	-6.0E-1	1.3E+1	4.3E+0	3.4E+1
Resources (R)	3.8E+1	-2.4E+0	1.6E+1	5.3E+0	4.7E+1

(a) HH=Human health, EQ=Ecosystem quality, CC=climate change, and R=Resources.

6.2.7.3 Tertiary impacts

Significant CLCI results of the development and occupation (on a yearly basis) of functionally equivalent residential developments on different sites are presented in Table 6-13. LCIA results are presented in Table 6-14, accounting for the total time of occupation (40 years). Damages are broken down in Figure 6-2, showing that personal car transport of residents is dominant for all considered sites. The development phase is shown to be comparatively insignificant.

When comparing the residential developments amongst themselves, that on the tracked site shows the highest efficiency. When compared to avoided urban sites, this is due to shorter distances traveled by residents to and from workplace. Suburban developments are much less efficient, due mostly to much higher transport distances but also because of longer public infrastructures and less energy-efficient residences.

Tertiary impacts are ultimately calculated as the development and occupation impacts of the tracked site less that of the avoided urban or suburban sites. Given the LCIA results presented in Table 6-14, tertiary impacts will necessarily be negative (good for the environment), and the greater the share of avoided development assumed to be on suburban sites, the greater this environmental benefit will be.

Table 6-13: Comparison of CLCI results for functionally equivalent residential developments

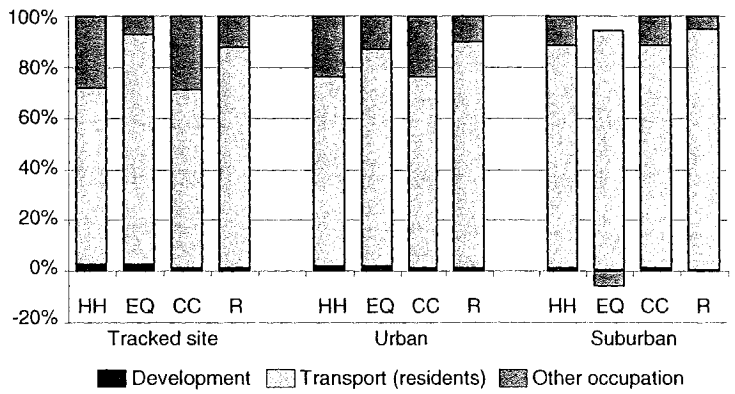
Elementary flows			Associated damage categories (a)				Tracked site		Urban site		Suburban site	
Substance		[unit]	HH	EQ	CC	R	Develop.	Occ. (yearly)	Develop.	Occ. (yearly)	Develop.	Occ. (yearly)
Aluminum	Air	[kg]		X			3.5E+0	9.7E-1	3.5E+0	1.1E+0	8.2E+0	3.4E+0
Aluminum	Water	[kg]		X			1.4E+1	9.0E+0	1.4E+1	1.1E+1	3.3E+1	3.4E+1
Aluminum	Soil	[kg]		X			9.2E-2	3.8E-1	9.2E-2	4.8E-1	2.2E-1	1.6E+0
Arsenic, ion	Water	[kg]	X				1.1E-1	6.4E-2	1.1E-1	7.9E-2	2.6E-1	2.6E-1
Carbon dioxide, biogenic	Air	[kg]			X		6.8E+2	1.0E+4	6.8E+2	1.0E+4	1.6E+3	1.4E+4
Carbon dioxide, fossil	Air	[kg]			X		4.5E+4	5.1E+4	4.5E+4	6.2E+4	1.1E+5	2.0E+5
Carbon monoxide, fossil	Air	[kg]	X				1.6E+2	1.4E+3	1.6E+2	1.8E+3	3.7E+2	6.3E+3
Copper	Soil	[kg]		X			4.1E-1	9.7E-3	4.1E-1	1.2E-2	9.6E-1	4.2E-2
Gas, natural, in ground	Raw	[m^3]				X	3.7E+3	1.8E+3	3.7E+3	2.2E+3	8.7E+3	7.3E+3
Nitrogen oxides	Air	[kg]	X	X			1.6E+2	2.0E+2	1.6E+2	2.5E+2	3.8E+2	8.1E+2
Occupation, arable	Raw	[m^2yr]		X			8.1E-11	-3.4E-10	8.1E-11	-2.5E-10	-1.1E+5	-5.6E+4
Occupation, construction site	Raw	[m^2yr]		X			*2.0E+4* (b)	4.3E+0	2.0E+4	4.8E+0	1.1E+5	1.2E+1
Occupation, industrial area, vegetation	Raw	[m^2yr]		X			*-2.0E+4* (b)	*-1.0E+4* (b)	-2.0E+4	-1.0E+4	6.7E+1	3.9E+1
Occupation, traffic area, road network	Raw	[m^2yr]		X			1.2E+2	1.1E+3	1.2E+2	1.4E+3	2.7E+2	5.0E+3
Occupation, urban, continuously built	Raw	[m^2yr]		X			0.0E+0	*1.0E+4* (b)	0.0E+0	1.0E+4	0.0E+0	0.0E+0

Table 6-13: Comparison of CLCI results for functionally equivalent residential developments (continued)

Elementary flows			Associated damage categories (a)				Tracked site		Urban site		Suburban site	
Substance		[unit]	HH	EQ	CC	R	Develop.	Occ. (yearly)	Develop.	Occ. (yearly)	Develop.	Occ. (yearly)
Occupation, urban, discontinuously built	Raw	[m^2yr]		X			1.9E-3	8.2E-3	1.9E-3	1.0E-2	4.4E-3	5.6E+4
Oil, crude, in ground	Raw	[kg]				X	7.6E+3	1.4E+4	7.6E+3	1.7E+4	1.8E+4	5.8E+4
Particulates, < 2.5 um	Air	[kg]	X				2.1E+1	1.6E+1	2.1E+1	1.9E+1	4.8E+1	5.6E+1
Particulates, > 10 um	Air	[kg]	X				4.2E+1	4.4E+1	4.2E+1	5.0E+1	9.9E+1	1.3E+2
Particulates, > 2.5 um, and < 10um	Air	[kg]	X				3.6E+1	2.0E+1	3.6E+1	2.2E+1	8.5E+1	5.1E+1
Sulfur dioxide	Air	[kg]	X				1.3E+2	1.1E+2	1.3E+2	1.3E+2	3.1E+2	4.4E+2
Uranium, in ground	Raw	[kg]				X	1.8E-1	1.9E-1	1.8E-1	2.3E-1	4.3E-1	7.4E-1
Zinc	Air	[kg]		X			2.5E-1	1.6E-1	2.5E-1	2.0E-1	5.9E-1	6.8E-1
Zinc	Soil	[kg]		X			3.1E-2	3.6E-1	3.1E-2	4.6E-1	7.3E-2	1.6E+0

Table 6-14: LCIA results for functionally equivalent developments, development and occupation (40 years) phases, normalised damages level (pers*yr)

Damage	Tracked site	Urban sites	Suburban sites
Human Health	3.2E+2	3.8E+2	1.1E+3
Ecosystem Quality	8.6E+1	1.2E+2	3.3E+2
Climate Change	2.6E+2	3.0E+2	9.2E+2
Resources	2.2E+2	2.7E+2	9.0E+2



Legend:

HH=Human health, EQ=Ecosystem quality, CC=Climate change, R=Resources

Figure 6-2: Contribution to impacts of development and occupation, damage level indicators

6.2.7.4 Total impacts for ALCA

Total normalised damages for the ALCA are presented in Figure 6-3. It should be remembered that there is much uncertainty in the model, especially for the calculation of primary impacts. For human health and ecosystem quality damages, the impacts of EM are greater by a factor of 3 and 18, respectively, due to residual site contamination. On the other hand, for damages to climate change and resources which do not have a "primary impact" component, the impacts of BR are greater by factors of 34 and 42, respectively. These results show important trade-off between primary and secondary

impacts and between damage categories, so that weighting of these damage scores will have a preponderant role in determining the preferable option.

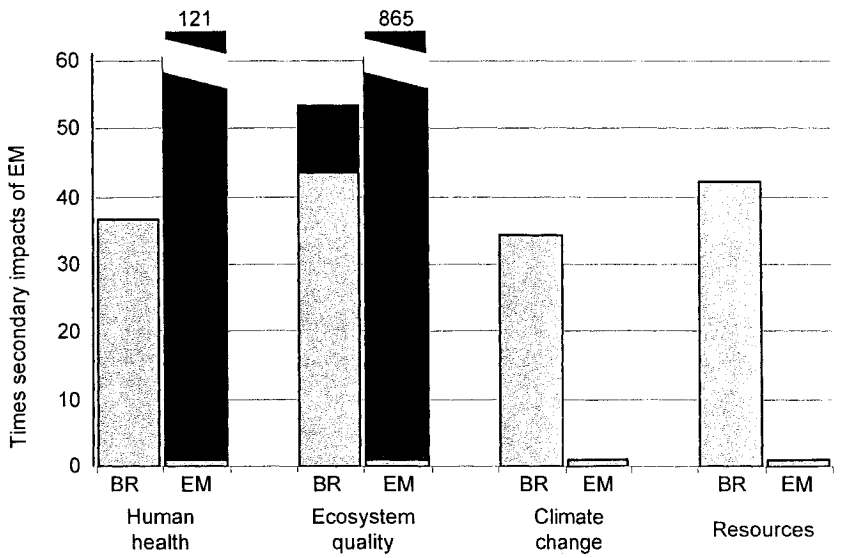
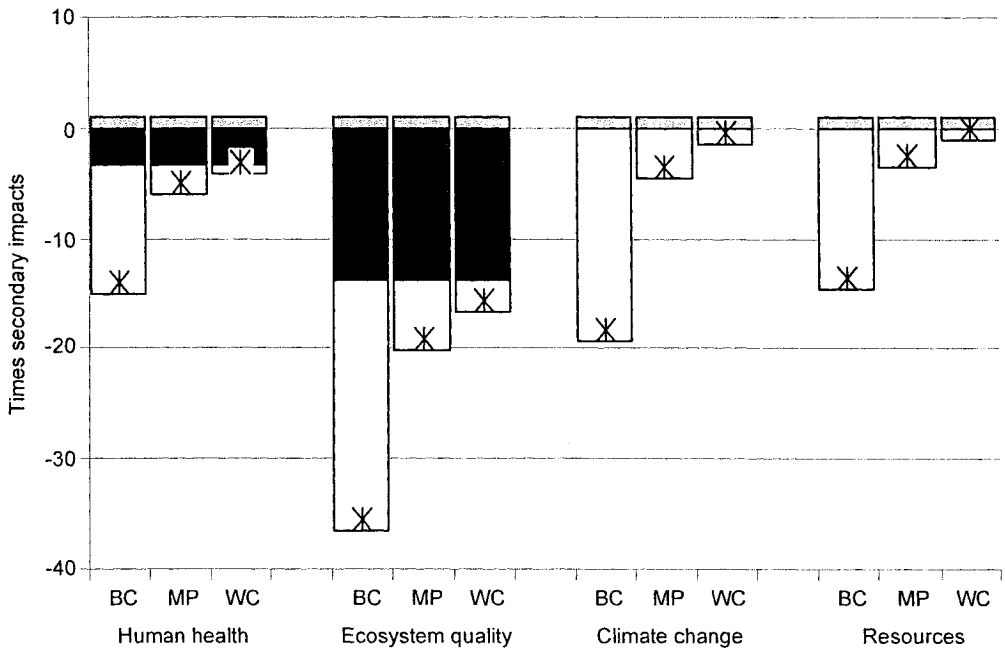


Figure 6-3: Total damages for the ALCA, normalised to secondary impacts of the default option

6.2.7.5 Total impacts for CLCA

The sum of incurred and avoided primary, secondary and tertiary potential impacts yields a measure of the total environmental consequences of BR. The sums are shown for the four damage categories and the three allocation scenarios in Figure 6-4. For the best-case allocation scenario, (negative) tertiary impacts are larger than (positive) secondary impacts by a factor of 12 to 23, indicating that BR is an environmentally sound option even without considering primary impacts. The results for the most probable allocation scenario also indicates that BR is environmentally sound, with tertiary impacts superior to secondary impact by factors of 3 to 6. For the worst-case allocation scenario, secondary and tertiary impacts are of the same order of magnitude and nearly cancel each other out for all damage categories except ecosystem, quality.

For this last, tertiary impacts for the worst case scenario are about three times secondary impacts. When primary impacts are considered, all three allocation procedures favour BR.



Legend

□ Tertiary impacts
□ Secondary impacts
■ Primary impacts
* Total

Allocation scenarios

BC: Best-case - Closed-loop approximation, supposing effect only on suburban sites

MP: Most probable - Division of region in two distinct markets and using economic partial-equilibrium method

WC: Worst-case - Supposing effect only on urban sites

Figure 6-4: CLCA results for three allocation scenarios, normalised to secondary impacts

Even though they do not contribute significantly to ecosystem quality damages, land occupation midpoint impacts are discussed here because they do not follow the general trend observed for other impacts. Table 6-15 presents the land occupation inventory results (area*time of occupation) strictly for the tracked site and for sites where construction was avoided. Suburban residential development is assumed to displace

farmland. In all allocation scenarios affecting suburban sites, this ultimately results in farmland being conserved. Although this would intuitively seem beneficial, Table 6-16 shows that the contrary is true, because the ensuing residential occupation has lower impacts than the farmland it replaces (this explains the negative contribution to ecosystem quality in Figure 6-2). This is because IMPACT 2002+ measures land occupation impacts as a function of biodiversity, and that discontinuous urban land has higher biodiversity than farmland. Had the indicator rather been based on net primary production (NPP), farmland may have been the preferred land occupation type, in which case this out-of-trend result would not have surfaced. Also, Table 6-16 shows that, had the affected greenfields been considered to initially be forest rather than farmland, these avoided developments would also have been considered beneficial. Of course, no change is seen for worst-case allocation scenario, which does not involve any greenfields.

Table 6-15: Total land occupation inventory, considering only tracked and avoided sites (t=44 years)

Land occupation type	Corine proxy	Damage factor	Inventory result per allocation scenario		
			Best-case	Most probable	Worst-case
		[PDF*m^2yr/ m2yr]	m^2yr	m^2yr	m^2yr
Site being remediated (a)	Construction site	8.4E-1	2.0E+4	2.0E+4	2.0E+4
Construction site	Construction site	8.4E-1	-9.1E+4	-1.6E+4	0.0E+0
Brownfield	Industrial site, vegetation	8.4E-1	-4.3E+5	-4.3E+5	-4.3E+5
Suburban residential	Urban, discontinuously built	9.6E-1	-2.2E+6	-4.0E+5	0.0E+0
Farmland	Arable	1.2E+0	2.3E+6	4.2E+5	0.0E+0
Vacant site	Industrial site, vegetation	8.4E-1	0.0E+0	3.5E+5	4.2E+5
Urban residential	Urban, continuously built	1.2E+0	4.0E+5	7.1E+4	0.0E+0

(a) Site being remediated is for both the incurred brownfield rehabilitation (2 yr) and the avoided exposure minimisation (1 yr)

Table 6-16: Land occupation damages, considering only tracked and avoided sites (PDF*m2yr)

	Best case	Most probable	Worst case
Greenfield considered farmland	5.8E+5	1.0E+5	0.0E+0
Greenfield considered forest	-1.9E+6	-3.3E+5	0.0E+0

Since redeveloping and reoccupying the site is environmentally beneficial, it is possible to consider secondary impacts as an initial investment and to calculate the payback period, i.e. the number of years it takes for BR to be environmentally profitable. Payback periods are presented in Table 6-17 with and without the benefits of avoided soil contamination. When these benefits are considered, payback for human health and ecosystem quality damages is immediate. When avoided soil contamination is excluded, payback periods for these two categories are still under 3 years of occupation for the best case scenario and 15 years of occupation for the most probable scenario. All calculated payback periods are under the 40 year time horizon except for human health damages in the worst case allocation scenario (47 years).

Table 6-17: Payback periods of BR for damage categories and for three allocation scenarios

	Considering primary impacts of contamination			Excluding primary impacts of contamination		
Damage category	Best-case	Most probable	Worst case	Best-case	Most probable	Worst case
Human health	Rehab.	Rehab.	Rehab.	3 yr of occ.	15 yr of occ.	47 yr of occ.
Ecosystem quality	Rehab.	Rehab.	Rehab.	2 yr of occ.	8 yr of occ.	20 yr of occ.
Climate change	2 yr of occ.	9 yr of occ.	29 yr of occ.	2 yr of occ.	9 yr of occ.	29 yr of occ.
Resources	2 yr of occ.	12 yr of occ.	36 yr of occ.	2 yr of occ.	12 yr of occ.	36 yr of occ.

6.2.7.6 Sensitivity analyses for the CLCA

Annulment of the ceteris paribus assumption: The effects on the life-cycle of other sites were calculated based on a ceteris paribus assumption by which the total regional

demand for housing services was considered unaffected. A sensitivity analysis was conducted for which this assumption was annulled. A partial-equilibrium model is again used, but this time the directly affected market is defined as the whole region rather than the urban area only. The same values of price elasticity are used. The total regional demand is therefore assumed to increase by a quantity that corresponds to 17.8% of the residential services provided at the tracked site. If only suburban sites are considered affected (Figure 6-5a), annulling the ceteris paribus assumption reduces tertiary impacts by about 25%, but BR remains beneficial. If only urban sites are considered affected (Figure 6-5b), however, tertiary impacts become insignificant for all but ecosystem quality damages, and the conclusions are about the same as those that can be derived from the ALCA model.

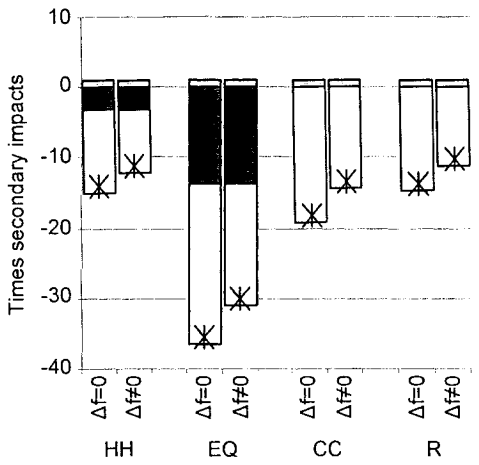


Figure 6-5a: Effects if only suburban sites are affected

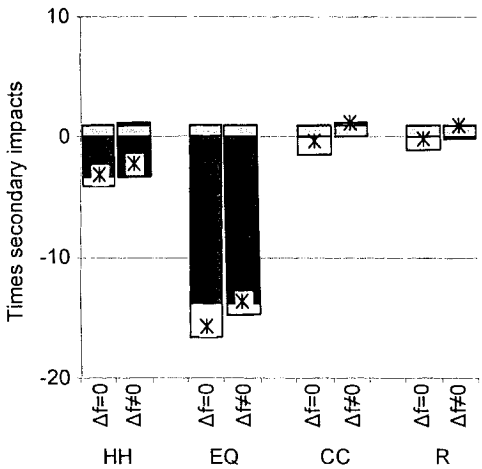


Figure 6-5b: Effects if only urban sites are affected

Legend

□ Tertiary impacts
□ Secondary impacts
■ Primary impacts
* Total

HH: Human health
EQ: Ecosystem quality
CC: Climate change
R: Resources

Δf=0 Ceteris paribus, no change in regional demand for housing services

Δf≠0 Regional demand for housing services increase by 17.8% of the housing services provided at the tracked site

Figure 6-5: Effect of annulling the ceteris paribus assumption on the demand for regional housing services

Perturbation analysis: A perturbation analysis was carried out on 26 continuous parameters. The magnitude of the perturbation is +1%. The effects on the unweighted sum of normalised damages are presented in Table 6-18. Effects at least of the same order of magnitude as the perturbation (>1%) are darkly shaded, and effects greater than one tenth ofe the perturbation (>-.1%) are lightly shaded. Figure 6-6 presents the effects of the perturbation of the five most sensitive parameters on each type of damage. For all allocation scenarios, parameters directly or indirectly affecting residents' transport are clearly the most sensitive. For the worst case scenario, all parameters are much more sensitive, showing the precarious balance between secondary and tertiary impacts.

Table 6-18: Results of perturbation analysis for continuous parameters (unweighted sum of normalised damages)

Perturbed continuous parameters		Effect on sum of unweighted normalised damages (a)		
		Allocation scenario		
		Best-case	Most probable	Worst case
Parameters affecting primary impacts				
1	1% increase in PHC concentration	-4.8E-6	-1.6E-5	-3.1E-5
2	1% increase in metal ion concentration	-6.6E-4	-2.2E-3	-4.3E-3
3	1% increase in PAH concentration	-1.0E-3	-3.3E-3	-6.6E-3
Parameters affecting secondary impacts				
4	1% increase in <B soil volume	9.1E-7	3.0E-6	5.9E-6
5	1% increase in BC soil volume	2.2E-4	7.1E-4	1.4E-3
6	1% increase in >C soil volume	1.2E-4	3.9E-4	7.8E-4
7	1% increase in dry solid waste volume	3.6E-5	1.2E-4	2.4E-4
8	1% increase in slag (special waste) volume	4.1E-6	1.4E-5	2.7E-5
9	1% increase in slag (solid waste) volume	1.1E-4	3.6E-4	7.1E-4
10	1% increase in bituminous concrete volume	-3.1E-6	-1.0E-5	-2.0E-5
11	1% increase in cement concrete volume	-2.1E-5	-7.0E-5	-1.4E-4
12	1% increase in loss of elevation of site after backfill (reduces backfill volume)	1.4E-4	4.5E-4	9.0E-4
13	1% increase in total offsite transportation, dig and haul phase (tkm)	1.4E-4	4.8E-4	9.5E-4
14	1% increase in total offsite transportation, backfill phase (tkm)	1.3E-4	4.4E-4	8.8E-4
15	1% increase in total offsite transportation, exposure minimisation (tkm)	-1.3E-4	-4.4E-4	-8.8E-4
16	1% increase in soil cover for exposure minimisation option	-7.8E-5	-2.6E-4	-5.1E-4

Table 6-18: Results of perturbation analysis for continuous parameters (unweighted sum of normalised damages) (continued)

Perturbed continuous parameters		Effect on sum of unweighted normalised damages (a)		
		Allocation scenario		
		Best-case	Most probable	Worst case
Parameters affecting tertiary impacts				
17	1% increase in population densities on the tracked site	-9.2E-3	-7.6E-3	-5.4E-3
18	1% increase in population densities on affected urban sites	-	3.7E-4	8.9E-4
19	1% increase in population densities on affected suburban sites	1.1E-4	6.3E-5	-
20	1% increase in floor space for attached single-family dwellings	6.3E-4	3.7E-4	1.0E-10
21	1% increase in floor space for detached single-family dwellings	-8.5E-4	-5.0E-4	-
22	1% increase in distance travelled by residents on the tracked site	2.5E-3	8.4E-3	1.7E-2
23	1% increase in distance travelled by residents on affected urban sites	-	-8.7E-3	-2.1E-2
24	1% increase in distance travelled by residents on affected suburban sites	-1.1E-2	-6.7E-3	-
25	1% increase in time of occupation	-9.1E-3	-7.3E-3	-4.7E-3
26	1% increase in car efficiency	6.9E-3	5.5E-3	3.5E-3

(a) Effects are calculated as $\frac{I_{perturbed} - I_{baseline}}{|I_{baseline}|}$, where
$I_{baseline}$ is the unweighted sum of normalised damages for the unperturbed model, and
$I_{perturbed}$ is the unweighted sum of normalised damages for the perturbed model.

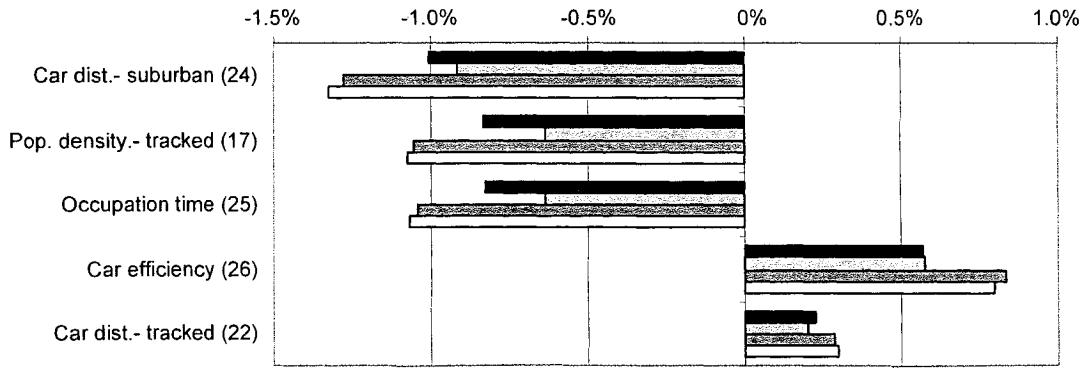


Fig. 6a: Effects on damages, best-case allocation scenario

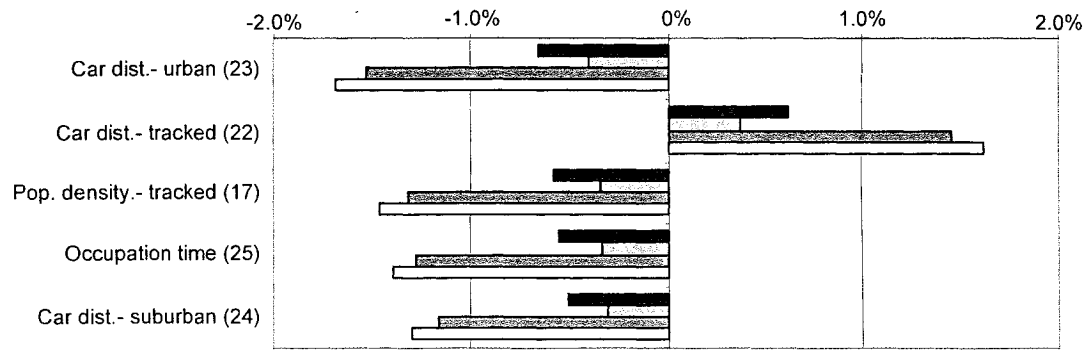


Fig. 6b: Effects on damages, most probable allocation scenario

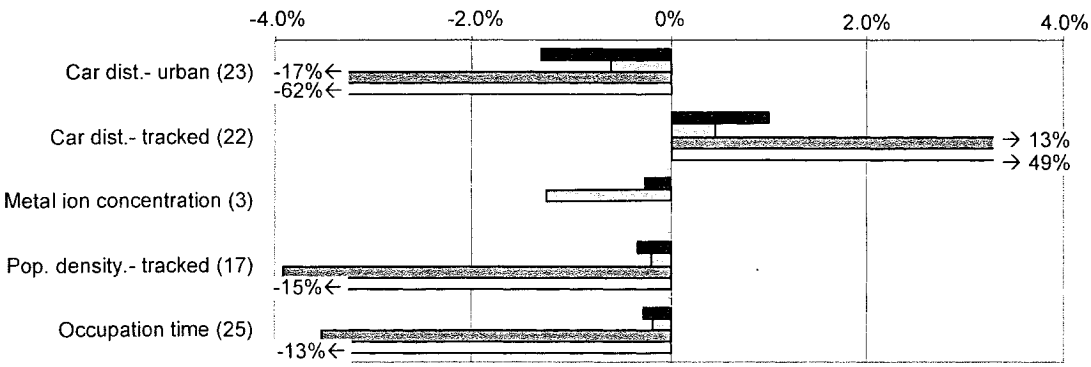


Fig. 6c: Effects on damages, worst-case allocation scenario

■ Human health ▒ Ecosystem quality ▩ Climate change □ Resources

Figure 6-6: Effects on damages of a +1% perturbation of most sensitive parameters

Alternative model assumptions: The influence of two potentially significant modeling choices in the CLCA is examined. The results of using alternative choices are presented in Figure 6-7, normalised to the baseline model.

(1) Long-term emissions: In the baseline model, future emissions of landfilled/contained contaminants are excluded. If all contaminants are assumed to be emitted, primary benefits are annulled. If it is instead assumed that only metals will leach (biodegradation of other contaminants), primary benefits are very small. In both cases, BR of urban sites remains the preferred option if suburban sites are affected. In the ALCA, however, these alternative models would strongly support EM over BR.

(2) Residential energy: Two residential heating types (electricity, gas) and three marginal electricity production types (hydro, wind and gas) are considered, giving rise to six distinct scenarios, one of which (electric heating, hydroelectricity) is the baseline model. All energy inventory data for these was taken from the Ecoinvent 1.2 database [38]. For all allocation scenarios which involve avoided suburban developments, alternative energy scenarios either have no significant effect (e.g. electric, wind) or increase the tertiary benefits of BR. This is especially true for climatic changes and resources damages for all energy scenarios that based on natural gas. The baseline model was the most conservative alternative.

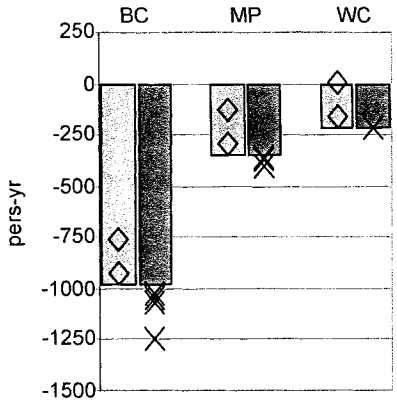


Figure 6-7a: Human health damages

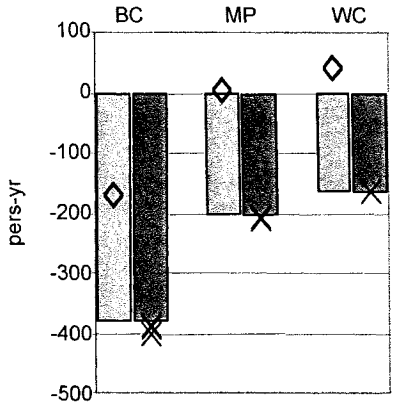


Figure 6-7b: Ecosystem health damages

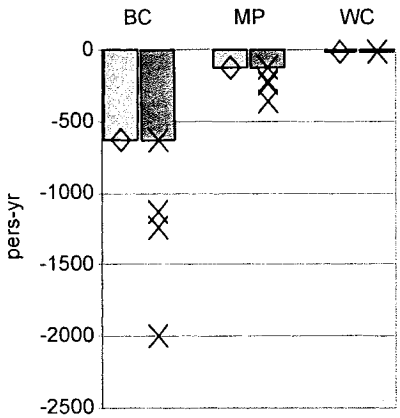


Figure 6-7c: Climate change damages

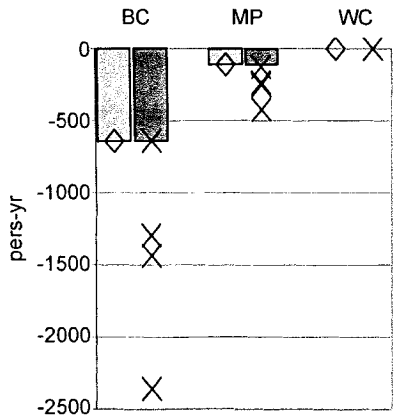


Figure 6-7d: Resource damages

Legend:

BC: Best case allocation scenario MP: Most probable allocation scenario WC: Worst case allocation scenario

◊ Long-term emission scenarios ▓ Residential energy scenarios

Figure 6-7: Scenario analysis for selected discrete model parameters in the CLCA

6.2.8 Conclusions

The decision evaluated in this paper dealt with three linked issues regarding the management of the brownfield: (1) its state, (2) its fate and (3) the means to change both these factors. The ALCA did not cover the issue of the site's fate. It showed that changes to the site's contamination dominated impacts related to the site's state. Its

overall results, however, did not allow distinguishing easily whether it was better to completely remove these contaminants through rehabilitation or to simply minimise exposure to them, because of trade-offs between primary and secondary impacts.

The CLCA, for its part, covered all three issues. The site's fate clearly dominated overall results for all allocation scenarios that considered some effect on suburban sites. The most significant difference between suburban sites and the tracked site was resident's transport distances. The location of the brownfield is therefore crucial to the environmental performance of BR. Since the ratio between urban and suburban affected sites is key to determine the environmental value of BR, more sophisticated tools from the field of spatial-planning could be more recommendable to determine the most probable ratio, instead of the economic partial-equilibrium model proposed.

For decision contexts where the final state and fate of the site are predetermined, only secondary impacts are relevant. The use of ALCA and CLCA to calculate these secondary impacts only did not yield significantly different results.

6.2.9 Recommendations and perspective

This case study adds to the extensive literature on the advantages of the active reintegration of brownfields in the economy, although significant factors that can undermine this advantage are identified (e.g., location of the brownfield, proper identification of affected sites). It also shows how CLCA can quantify these advantages, possibly useful for, e.g., municipalities considering brownfield redevelopment as a means to meet carbon emission targets.

Given the dominance of tertiary impacts, it may be tempting to conclude that, from an environmental point of view, the decisions regarding the reuse of the site should be made separately and prior to decisions regarding how to allow this change in fate, since improvements made in the rehabilitation phase will only allow comparatively minor reductions in overall impacts. However, since tertiary impacts are sensitive to key parameters that can differ greatly from site to site (or from region to region), this generalisation is not recommended. Rather, it is recommended here that all three aspects

of brownfield management should be considered jointly when deciding how to manage a brownfield.

The framework developed in the first article proved to be useful for decisions regarding the residential redevelopment of single brownfields. It is suggested here that it can be adapted for other applications. First, other types of reuse, such as commercial or industrial, could be assessed. The tertiary impacts of a commercial redevelopment would intuitively be sensitive to changes in travel distances of the potentially affected customers. Those of an industrial redevelopment would probably depend on how distances from raw materials, workforce and markets are affected. Although primary data gathering would differ greatly, the overall methodology could remain the same.

The methodology may also be useful for stakeholders called to choose how to allocate resources for rehabilitation to a set of brownfields under its control, for example a company owning many brownfields or an organisation attributing limited grants to brownfield owners for intervention. The CLCA of the management of these different sites will yield different primary, secondary and tertiary impacts because of different initial states, applicable remediation technologies, site contexts and location. The basis of comparison should be changed for this type of analysis to cost (e.g. impacts/dollar spent).

Finally, decisions regarding the risk-based criteria for land occupations may also profit from this methodology. For example, the policy decision to impose more stringent criteria will result in a number of sites that were initially redevelopable to be reclassified as brownfields. This reduces available land, pushes development onto greenfields and therefore probably has important tertiary impacts. Secondary impacts (more interventions will be done) and primary impacts (exposure to contaminants is reduced) are also likely to be affected. The magnitude of the perturbation on land use will probably be too large to be considered marginal, however. The scope may have to include long-term capacity adjustment, e.g. large-scale construction of municipal infrastructure to accommodate for developments in periurban areas. It is not clear

whether a functional unit would be appropriate here, nor if the resulting assessment can truly be called a life-cycle assessment.

6.2.10 Acknowledgements

The authors thank the partners of the NSERC Industrial Chair in Site Remediation and Management: Alcan, Bell Canada, Canadian Pacific Railway, Cambior, Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), GDF/EDF, Hydro-Québec, Ministère des Affaires Municipales et de la Métropole, Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, Petro-Canada, Solvay, Total Fina ELF, and Ville de Montréal for their financial support. They also wish to gratefully acknowledge Marc Lapierre and his team at Canadian Pacific Railway for their support.

6.2.11 References

1. Alker S, Joy V, Roberts P, Smith N (2000): The definition of brownfield. Journal of Environmental Planning and Management 43(1): 49-69

2. Ferber U, Grimski D (2002): Brownfields and redevelopment of urban areas. Concerted Action "Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies" (CLARINET).

3. Lesage P, Ekvall T, Deschênes L, Samson R (2005): Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part i - methodological approach. International Journal of Life Cycle Assessment (Submitted)

4. MENV (1998): Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Québec, Québec.: Ministère de l'Environnement du Québec.

5. QSAR (1997): Redéveloppement du site des ateliers Angus à Montréal: Analyse des risques pour la santé et plan de gestion des sols - rapport final. Montréal: Chemin de Fer Canadien Pacifique.

6. QSAR (1998): Mise à jour du programme de réhabilitation des sols et évaluation complémentaire des impacts associés au développement de la zone commerciale - rapport final. Montréal: Chemin de Fer Canadien Pacifique.

7. Quéformat (1998): Rapport de réhabilitation des cours angus. Montréal: Chemin de Fer Canadien Pacifique.

8. Ekvall T, Weidema B P (2004): System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. International Journal of Life Cycle Assessment 9(3): 161-171

9. Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, Rosenbaum R (2003): Impact 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 8(6): 324-330

10. Toffoletto L, Deschênes L, Samson R (2004): Lca of ex-situ bioremediation of diesel-contaminated soil. International Journal of Life Cycle Assessment DOI: http://dx.doi.org/10.1065/lca2004.09.180.12

11. European Environmental Agency (2000): Corine land cover. Luxembourg: Commission of the European Communities OPOCE.

12. Kratsios J (2001): Personnal communication. St-Constant, Qc.: L.A. Hébert

13. Page C A, Diamond M L, Campbell M, McKenna S (1999): Life cycle framework for assessment of site remediation options: Case study. Environmental Toxicology and Chemistry 18(4): 801-810

14. Craighill A, Powell J C (1999): A lifecycle assessment and evaluation of construction and demolition waste. CSERGE Working Paper WM 99-03. London: Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE)

15. Balázs S, Antonini E, Tarantini M (2000): Application of life cycle assessment (lca) methodology for valorization of building demolition materials and

products. In: Proceedings of the Environmentally Conscious Manufacturing Conference, 6-8 November 2000. Boston, Mass.

16. CRDIM (2002): État de la situation en environnement, orientation et interventions proposées. Rapport Technique. Montreal: Conseil régional de développement de l'île de Montréal

17. MAMM (2001): Cadre d'aménagement et orientations gouvernementales – région métropolitaine de montréal 2001-2021. Québec, Québec: Ministère des Affaires Municipales et de la Métropole.

18. Ville de Montréal (2004): Plan d'urbanisme de montréal. Partie i - les éléments pan-montréalais. Montréal: Ville de Montréal.

19. Deason J P, Sherk G W, Carroll G A (2001): Public policies and private decisions affecting the redevelopment of brownfields: An analysis of critical factors, relative weights and areal differentials. Washington DC: The George Washington University.

20. Statistics Canada (1997): 1996 census of population. Profile of marital status, common-law status, families, dwellings and households, for canada, provinces, territories, census divisions and census subdivisions. Ottawa, Canada.

21. Statistics Canada (2002): 2001 census of population. Profile of marital status, common-law status, families, dwellings and households, for canada, provinces, territories, census divisions and census subdivisions. Ottawa, Canada.

22. Office of Energy Efficiency (2004): Comprehensive energy use database. Residential sector - Quebec. http://oee.nrcan.gc.ca/Neud/dpa/trends_res_qc.cfm

23. [Anon] (1999): Mobilité des personnes dans la région de montréal. Enquête origine-destination. Traitement: Pascal lesage. Montréal: Agence métropolitaine de transport, la Société de transport de la Communauté urbaine de Montréal, Société de transport de la Rive-Sud de Montréal, Société de transport de la Ville de Laval.

24. Hydro-Québec (2004): Plan statégique 2004-2008. Québec, Québec.

25. Gourvil L, Joubert F (2004): Évaluation de la congestion routière dans la région de Montréal. Québec, Québec: Ministère des Transports du Québec.

26. Tremblay P (2002): Survol technique du modèle de transport de la région de Montréal. Québec, Québec: Service de la modélisation des systèmes de transports, Ministère des Transports du Québec.

27. Nay-Sour V (2004). Personal communication. Québec, Québec : Ministère des Transports du Québec.

28. US EPA (2002): Nonroad model (nonroad engines, equipment and vehicles). http://www.epa.gov/otaq/nonrdmdl.htm

29. EEA (2001): EMEP/Corinair emission inventory guidebook - 3rd edition, technical report no 30, group 8 : Other mobile sources and machinery. http://reports.eea.eu.int/technical_report_2001_3/en

30. Althaus H-J, Chudacoff M, Hischier R, Jungbluth N, Osses M, Primas A (2003): Life cycle inventories of chemicals. Final report ecoinvent 2000. Volume: 8. Dübendorf, CH.: Swiss Centre for LCI, EMPA-DU.

31. Kellenberger D, Althaus H-J, Jungbluth N, Künniger T (2003): Life cycle inventories of building products. Final report ecoinvent 2000. Volume: 7. Dübendorf, CH.: Swiss Centre for LCI, EMPA-DU.

32. Spielmann M, Kägi T, Stadler P, Tietje O (2004): Life cycle inventories of transport services. Ecoinvent report no. 14. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

33. Doka G (2003): Life cycle inventories of waste treatment services. Final report ecoinvent 2000. Volume: 13. Dübendorf, CH: Swiss Centre for LCI, EMPA-SG.

34. Jungbluth N (2003): Erdöl. Sachbilanzen von energiesystemen. Final report no. 6 ecoinvent 2000. Dübendorf and Villigen, CH.: Swiss Centre for LCI, PSI.

35. Dones R, Bauer C, Bolliger R, Burger B, Faist Emmenegger M, Frischknecht R, Heck T, Jungbluth N, Röder A (2003): Sachbilanzen von energiesystemen. Final report ecoinvent 2000. Volume: 6. Dübendorf and Villigen, CH.: Swiss Centre for LCI, PSI.

36. Bolliger R (2003): Wasserkraft. Sachbilanzen von energiesystemen. Final report no. 6 ecoinvent 2000. Volume: 6. Dübendorf and Villigen, CH.: Swiss Centre for LCI, PSI.

37. Humbert S, Margni M, Jolliet O (2004): Impact 2002+: User guide (draft for version 2.0). Lausanne: Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS.

38. Faist Emmenegger M, Heck T, Jungbluth N (2003): Erdgas. Sachbilanzen von energiesystemen. Final report no. 6 ecoinvent 2000. Dübendorf and Villigen, CH.: Swiss Centre for LCI, PSI.

Chapitre 7 Évaluation des résultats de l'étude de cas pour multiples perspectives

7.1 Présentation de l'article

La présente section est une copie de l'article intitulé « Evaluating holistic environmental consequences of brownfield management options using consequential life cycle assessment for different perspectives », soumis pour publication dans le journal Environmental Management. Les auteurs de cet article sont Pascal Lesage, Louise Deschênes et Réjean Samson.

Cet article a deux objectifs : (1) diffuser le modèle ACV-C développé au Chapitre 5 à un auditoire autre que celui des experts en ACV; et (2) démontrer comment les résultats de l'ACV-C peuvent être utiles pour différents types de décideurs.

Il a été soulevé à la Section 1.2 que différents contextes de prise de décision et différents types de parties prenantes résultent en différentes façon de percevoir le problème de la gestion de FIU. Plus particulièrement, l'importance accordée à chaque type de conséquence environnementale peut varier. Dans l'article 2 (Chapitre 6), les résultats ont été interprétés selon une seule perspective, la perspective *égalitaire*, où les trois types d'impacts étaient jugés sur un pied d'égalité. Les indicateurs des trois types d'impacts pouvaient donc être directement additionnés.

Dans cet article-ci, les résultats sont réinterprétés de sept perspectives stéréotypées, chacune accordant une importance relative différente aux trois types d'impact. Trois de ces perspectives ne considèrent qu'un seul type d'impact, trois considèrent deux types d'impact, et la septième est la perspective égalitaire. Les sept perspectives sont présentées sur un diagramme ternaire, du même type que ceux utiliser pour représenter la composition d'un sol.

Après une explication théorique du modèle ACV-C, cet article présente les résultats de l'étude de cas pour chacun des trois types d'impact, séparément. Les résultats utilisés pour les impacts tertiaires sont ceux calculés pour le scénario d'imputation « meilleur

cas », où il est supposé que seulement des sites en périphérie évitent un développement. Ces résultats sont ensuite utilisés pour générer de l'information environnementale pour chaque type de perspective. Les résultats pour les perspectives ne tenant compte que des impacts primaires ou tertiaires sont incontestablement favorables à l'option de réhabilitation, alors que ceux pour la perspective ne considérant que les impacts secondaires le sont à l'option de recouvrement. Les résultats pour les perspectives qui tiennent compte des impacts tertiaires sont tous largement favorables à la réhabilitation, dû au très important bénéfice environnemental associé à la réutilisation du site.

Pour la perspective qui tient compte des impacts primaires et secondaires seulement, les résultats se contredisent : alors que les dommages à la santé humaine et à la qualité des écosystèmes sont favorables à l'option de réhabilitation, les dommages aux changements climatiques et aux ressources sont favorables à l'option de recouvrement. Pour cette perspective, comme pour l'ACV-A au Chapitre 6, l'utilisation de facteurs de pondération, permettant d'agréger ces quatre indicateurs en score unique, est nécessaire pour départager les options. Aucun facteur de pondération n'a été développé dans le cadre de ce projet. Par contre, une simulation a permis de calculer que l'option de réhabilitation est jugée favorable pour environs 85% des ensembles de facteurs de pondération possibles.

Puisque l'auditoire visé ne connait pas nécessairement l'ACV, l'explication du modèle a été précédée par une présentation sommaire de cet outil. Une attention particulière sera portée à la distinction entre le mode axé sur les attributs et celui axé sur les conséquences.

7.2 Evaluating holistic environmental consequences of brownfield management options using consequential life cycle assessment for different perspectives

7.2.1 Abstract

Brownfields are abandoned, idled or under-used sites whose reuse necessitates some sort of intervention. These sites are largely urban and are frequently contaminated. Brownfield management options can be associated with three types of environmental consequences: those resulting from changes in the site's environmental quality (primary impacts); those resulting from the actual intervention phase (secondary impacts); and, if the site is subsequently redeveloped, those resulting from effects on regional land use (tertiary impacts). Different stakeholders and decision-making contexts will place a different importance on each of these types of impacts. This paper proposes a framework for comparing brownfield management options in regards to these three types of environmental impacts, and for interpreting these results from different perspectives. The assessment framework is based on consequential life cycle assessment (LCA), which is shown to provide environmental information on the three types of impacts using the same metrics. The results for a case study are presented, where a "rehabilitation" option allowing residential redevelopment is compared to an "exposure minimization" option not resulting in the site being reused. Calculated primary and tertiary impacts are favorable to the rehabilitation option, while secondary impacts are favorable to the exposure minimization option. A ternary diagram presents the favorable option for different stereotypical perspectives. Tertiary impacts are much greater than secondary impacts, and consequently all perspectives that consider tertiary impacts favor rehabilitation. The perspective that considers primary and secondary impacts receives conflicting information. The ternary diagram, showing results for all perspectives, could possibly be useful for consensus-building amongst stakeholders.

7.2.2 Keywords

Brownfield management, brownfield rehabilitation, life cycle assessment, consequential life cycle assessment, contaminated site, site remediation

7.2.3 Introduction

The economic structural change and the decline of traditional industries of the past decades has left many regions with a heavy heritage of brownfields, i.e. abandoned, idled or under-used sites whose reuse necessitates some sort of intervention. A large subset of these brownfields are situated in urban areas and are contaminated (Alker and others 2000).

The social, economic and environmental impacts associated to the presence of these brownfields are well documented (Ferber and Grimski 2002, NRTEE 2003). The intrinsic environmental impacts of urban contaminated brownfields can be attributed to two fundamental characteristics: (1) the site's degraded physical state, which results in e.g. potential risk to human and ecosystem health and a deterioration of life support services; and (2) the fact that the sites are economically inactive, which results in the loss of urban land available for development and hence increases development pressure on peripheral land. Consequently, contaminated brownfields can be approached both as a contaminated land issue, with a focus on risk management, or as a spatial planning issue, with a focus on redevelopment.

Traditionally, the focus of policy has been on the contaminated land aspect. Most industrialized countries have developed legal frameworks for the proper management of risks to human health. Accordingly, strict scientific and technical standards for conducting human health risk assessments have been developed (see e.g. US EPA 1989, CCME 1996a, Ferguson and others 1998, MSSS 2002). Increasingly, ecological risks also need to be considered, and corresponding guidance has also been developed (see e.g. CCME 1996, Ferguson and others 1998, MENV 1998b, US EPA 1998).

This strict focus on the contaminated land aspect has proven not to be adapted to the question of brownfields, however. With brownfield rehabilitation aiming at allowing redevelopment now commonly viewed as a potential panacea to urban sprawl and inner city deterioration, policy more and more seeks to address both the contaminated land issue and the land management issue simultaneously (Vegter and others 2002).

Although brownfield rehabilitation seemingly supports the goal of sustainable development, rehabilitation activities themselves have their own economic, social and environmental impacts. In order for a rehabilitation specific project to truly be considered "sustainable", these impacts should not surpass benefits (Bardos and others 2002)

Authors in the field of environmental assessment of contaminated site remediation have proposed a typology by which the environmental impacts associated to the site's physical state are labeled "primary impacts" and those associated with the actual remediation activities are labeled "secondary impacts" (Volkwein and others 1999, Weth 2001, Godin and others 2004, Toffoletto and others 2004). Building on this typology, the environmental impacts associated with the post-rehabilitation fate of the site, and the effects these will have on regional land use, are labeled "tertiary impacts" (Lesage and others 2005a).

It has been recognized that better decisions could be made if a more holistic approach were used, integrating the issues of contaminated land management, spatial planning and wider environmental protection (Vegter and others 2002). Numerous decision support tools have been developed to assist in the management of contaminated sites (see US EPA 2001 and Bardos and others 2002 for reviews). However, the type of tool that can support the holistic decision making is still missing (Bardos and others 2002).

The aim of this paper is to contribute to the efforts to develop such holistic decision support by proposing a modeling framework that allows the joint quantitative assessment of primary, secondary and tertiary environmental impacts. It is meant to be useful for the comparison of the environmental consequences of different brownfield

management options for specific sites, and considers in its scope three interrelated decisions:

1) the choice of objectives concerning the brownfield's physical state, e.g. clean-up target;
2) the choice of objectives concerning the brownfield's fate, i.e. if and how it will be redeveloped; and
3) the choice of the means to meet these objectives, e.g. choice of decontamination technology.

The proposed framework is based on environmental life cycle assessment (LCA). LCA is an environmental assessment tool that compiles the burdens and related impacts associated with the life cycle of a product, process or activity, from cradle to grave (i.e. from resources extraction through waste elimination). More particularly, it is *consequential* LCA, which aims at describing the environmental effects of individual actions, that provides the appropriate framework for assessing the primary, secondary and tertiary impacts of brownfield management decisions (Lesage and others, 2005a, b).

The paper first presents seven stereotypical perspectives into the relative importance accorded to each type of impacts, and succinctly reviews some of the decision support tools already available for each of these perspectives. The methodology and aim of consequential LCA is then introduced, followed by a description of how this tool can be used to assess brownfield management decisions. Finally, a case study is presented, where consequential LCA was used to evaluate the environmental consequences of a brownfield rehabilitation project in Montreal, Canada. The results are then interpreted for all seven perspectives using a ternary diagram.

More technical descriptions of the consequential LCA model, the case study and the environmental information generated for the case study have been submitted elsewhere (Lesage and others 2005a, b).

7.2.4 Environmental information and brownfield management

The management of a brownfield involves a wide range of stakeholders, each with their own and possibly conflicting perspectives and objectives (Sullivan and others 2001, Bardos and others 2002). Brownfield management also involves many different decisions and decision contexts (Bardos and others 2001, Sullivan and others 2001, Bardos and others 2002). What type of environmental information is needed for decision support and how this information will be used ultimately depends on who is using it and why it is being used.

Accordingly, there are different possible perspectives into the relative value of information on the three aforementioned types of environmental impacts. If these three types of impacts can be represented using common metrics, then this is equivalent to saying that each perspective can give different weights to each type of impact. For a given perspective, the total environmental consequences considered will be given by:

$$Total_i = \alpha_I I_i + \alpha_{II} II_i + \alpha_{III} III_i$$

Where

$Total_i$ = Total environmental consequences of brownfield management option *i* for a given perspective;

I_i, II_i and III_i are the primary, secondary and tertiary impact results for brownfield management option *i*; and

α_I, α_{II} and α_{III} are weighting factors describing the relative importance accorded to each type of impact for a given perspective.

These different perspectives can be represented in a ternary diagram (Figure 7-1). Each of the three types of impacts is ascribed to a vertex of the triangle. Seven stereotypical perspectives are represented by numbers placed within the triangle, with the location of the perspective number indicating the relative weight attributed to a given type of impact. These seven generic perspectives are reviewed in this section.

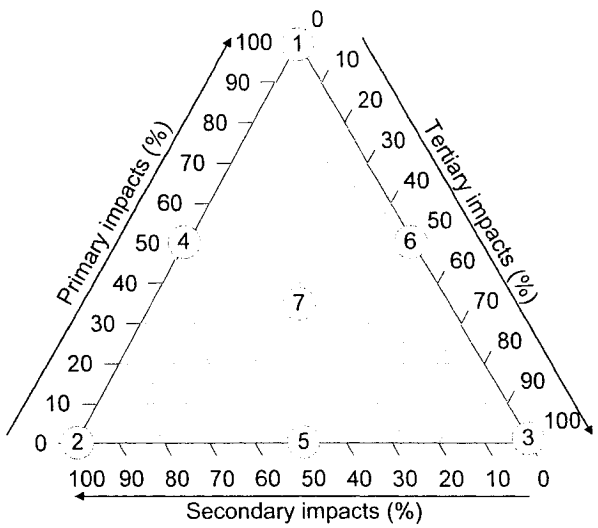


Figure 7-1 : Relative importance of the three types of environmental impacts for seven generic perspectives

Perspective 1 (α_I=100%; α_{II}=α_{III}=0): Only the changes to environmental quality of the site (primary impacts) are deemed important. If primary impacts are only meant to designate the risk posed by the contamination, this perspective reflects the minimal environmental information that must normally be taken into account in any decision regarding brownfield management. It may also reflect the perspective of e.g. a developer preoccupied with future liability issues, the soil quality division of an environmental protection agency and site neighbors.

Primary impacts need not be so narrowly defined, however. The inclusion of other site-specific environmental aspects not necessarily related to contamination- based risk, such as climate regulation potential and groundwater recharge, is starting to be promoted. These can be assessed qualitatively (Bardos and others 2000) or semi-quantitatively (Doetsch and others 1999, Weth 2001). A framework for the quantitative evaluation of the impacts of remediation alternatives on environmental services and other ecological properties, the Net Environmental Benefit Analysis (NEBA), has been proposed (Efroymson and others 2004). Even with these inclusions, however, this perspective is narrow, omitting the consideration of secondary and tertiary impacts. As

discussed above, this may lead to environmentally sub-optimal brownfield management options.

Perspective 2 (α_{II}=100%, α_{I}=α_{III}=0): Only the environmental impacts attributable to the rehabilitation activities (secondary impacts) are deemed important. The types of environmental aspects considered here can include, among others: energy and natural resource use; emissions to air, water and soil; and waste generation.

Decisions based solely on consideration of secondary impacts could be justified if the compared brownfield management options result in the same site state (primary impacts equivalent) and fate (tertiary impacts equivalent). This could be the case if e.g. different rehabilitation scenarios are being compared by a particular stake-holder *after* the decisions regarding site clean-up objectives and reuse have been taken.

There is a growing number of studies that have evaluated these impacts using life cycle assessment (LCA) (see Suèr and others 2004 for a review). Since the assessment method proposed in this paper is directly based on LCA, this tool will be discussed in greater detail further in this paper.

Perspective 3 (α_{I}=α_{II}=0; α_{III}=100%): Only the environmental consequences of redeveloping the site (tertiary impacts) are considered important. This might reflect the way e.g. the urban planning division of a local government or a developer choosing between the brownfield and another site view the brownfield problem.

It is generally assumed that brownfield redevelopment directly displaces environmentally undesirable sprawled greenfield development. Some authors have generically compared the impacts of brownfield and greenfield development (e.g.Greenberg and others 2001). Another study has calculated the average areal differential between brownfield redevelopment and greenfield development, i.e. the amount of land consumed on each type of site for functionally equivalent developments (Deason and others 2001). There also exist tools that directly compare the development of a brownfield with that of a greenfield (Doetsch and others 1999), although these concentrate on site-specific impacts.

Perspective 4 ($\alpha_I=\alpha_{II}=50\%$; $\alpha_{III}=0$): Primary and secondary impacts are both considered important, but tertiary impacts are disregarded. By including both of these, it is possible to measure the environmental trade-off between the benefits of remediating a site and the impacts of the technologies used for the remediation.

Recent studies have evaluated primary and secondary impacts within the framework of LCA (Godin 2004, Toffoletto and others 2004), expressing these two types of impacts with the same metrics and hence allowing their direct comparison. These studies limited their definition of primary impacts to those associated to contamination. Other tools support the parallel evaluation of primary and secondary impacts using different metrics, and use information on both as decision support (see e.g. Beinat and others 1997, Weth 2001).

Perspective 5 ($\alpha_{II}=\alpha_{III}=50\%$; $\alpha_I=0$): Secondary and tertiary impacts are both considered important, but primary impacts are disregarded. This perspective could be useful for brownfields that do not pose an environmental problem as is, or if primary impacts are treated separately as a core decision issue. For example, all options that meet obligatory risk reduction levels could be considered to have equal primary impacts. No study has been found that embraces this perspective.

Perspective 6 ($\alpha_I=\alpha_{III}=50\%$; $\alpha_{II}=0$): Primary and tertiary impacts are both considered important, but secondary impacts are disregarded. This perspective reflects the tendency in policy to consider both the contaminated land and the spatial planning issues simultaneously. However, neglecting to consider secondary impacts, it can result in environmentally sub-optimal decisions. Again, no tool has been found for this specific perspective.

Perspective 7 ($\alpha_I=\alpha_{II}=\alpha_{III}=33.3\%$): All three types of impacts are considered equally important. This type of holistic perspective provides insight into the total environmental impacts and therefore can be argued to support sustainable decisions. Such an egalitarian perspective, however, is unlikely to be espoused by any stake-holder directly affected by the brownfield management decision. This is the perspective represented in

an anterior communication of the assessment framework presented in this paper (Lesage and others 2005b).

The perspectives presented were purely stereotypical: a real stakeholder's perspective may find itself anywhere within the weighting triangle. An important criterion for the environmental assessment framework presented in this paper will therefore to be able to evaluate the different types of impacts using the same metrics so that they may be aggregated as a weighted sum that well represents any perspectives.

7.2.5 Environmental life cycle assessment (LCA)

7.2.5.1 LCA – What is it?

LCA is formally defined by the ISO standards as the compilation and evaluation of the inputs, outputs and potential environmental impacts of a product or service system throughout its life cycle, from cradle to grave (ISO 1997). LCA is recognized as a comprehensive environmental assessment tool because (1) its includes within its scope all relevant technical processes related to the function provided by the product or service and (2) it considers a wide range of potential environmental impacts linked to the inputs (e.g. resource extraction) and outputs (e.g. emissions to air, water or soil) of these processes. Commonly considered impact categories include: extraction of abiotic and biotic resources, land use, climate change, stratospheric ozone depletion, photo-oxidant creation, human toxicity, ecotoxicity, acidification, eutrophication (Udo de Haes and others 1999). It should be noted that while LCA can provide much information on various environmental impacts, space is not normally specified. For this reason, the impacts assessed by LCA are described as potential impacts, and consequently LCA is unsuitable to evaluate e.g. risk or actual damages.

This comprehensiveness helps avoid problem shifting when trying to minimize environmental impacts of products or services. Problem shifting can occur e.g. by displacing environmental impacts to another stage in the life cycle, to another type of environmental problem or to another location (Wrisberg and others 2002). LCA can be

used for a number of applications, such as identifying opportunities to improve the environmental aspects of products at various points in their life cycle (hot-spot identification), product development, product comparison, market claims and policy development (ISO 1997).

7.2.5.2 Four phases of the LCA methodology according to ISO

The procedure for conducting an LCA has been standardized by ISO within the framework of the ISO 14000 environmental management series (ISO 1997, 1998, 2000a, b). The procedure contains four iterative phases, presented in Figure 8-2.

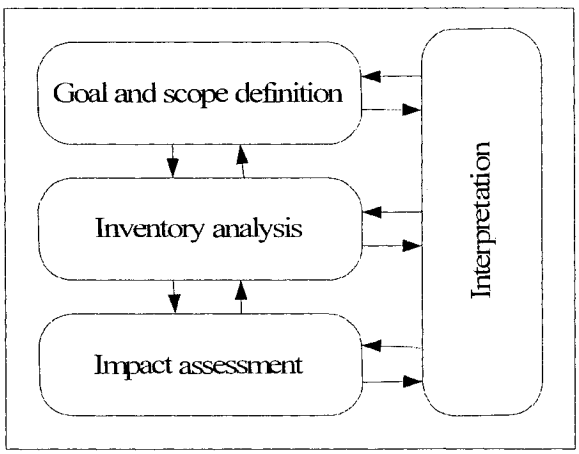


Figure 7-2 : The four phases of life cycle assessment according to ISO 14040

In the first phase, goal and scope definition, the aim of the study and the corresponding methodological choices that will be used in subsequent phases need to be unambiguously stated. A number of elements need to be specified, notably: the function that forms the basis of the study, which needs to be expressed as a "functional unit"; the boundaries of the system, which determines which processes are to be included within the study; the data requirements; the type of impacts considered and the models used to assess them; and methods used for dealing with multi-functional processes.

The next phase, life cycle inventory analysis (LCI), involves the collection of data for the quantification of inputs and outputs for each of the included processes and the

normalization of this data to the functional unit. The result is the life cycle inventory, a system-wide compilation of burdens (e.g. resource use and emissions), called elementary flows in the ISO standards.

The third phase, life cycle impact assessment (LCIA), aims at evaluating the potential impacts associated with the burdens compiled in the LCI phase. The results can either be presented as contributions to impact categories, such as global warming or photo-oxidant creation (midpoint level), or at the level of safeguard subjects, such as damages to human health, ecosystem quality and resources (endpoint level). These impact or damage indicators can further be aggregated into a "single score", using distance-to-target, monetization or panel methods.

The last phase, life cycle interpretation, consists in analyzing the results, drawing conclusions, explicating the limits of the study and providing recommendations.

7.2.5.3 Consequential LCA

Although not explicitly stated in the ISO standards, it has long been acknowledged by LCA practitioners and theoreticians that two types of LCA can be distinguished (see e.g. Weidema 1998, Ekvall 1999, Tillman 2000), now called attributional and consequential LCA (Curran and others 2001).

Attributional LCA, which is the most often encountered type of LCA in the literature, focuses on describing the environmental burdens and impacts for which a product can be made directly accountable, and restricts the assessed system to the product life cycle. Consequential LCA, on the other hand, aims at describing the consequences of actions that may result from decisions. The assessed system should therefore include all technical processes that are significantly affected by the decision. This may result in the exclusion of processes within the product life cycle if they are unaffected, and the inclusion of processes outside the product life cycle if they are affected. A consequential LCA will differ in two important aspects from an attributional LCA: in

the choice between average and marginal data; and in how the allocation problem is solved.

Average vs. marginal data: In a consequential LCA, marginal data, which aims at describing the actual effect of a small change in the output of a product or service, is considered more pertinent (Azapagic and Clift 1999, Weidema and others 1999, Ekvall and Weidema 2004). This distinguishes it from attributional LCA, which favors average data representing the average environmental burdens associated with producing the product or service.

Allocation problem: The allocation problem arises when a process within the product life cycle also provides a function used by another product life cycle. Examples of such multifunctional processes include processes that produce more than one good (coproducts) and open loop recycling processes, which provide both a waste management function to the product life cycle generating the waste material and a resource production function for a product life cycle that will use the recycled material. Allocation refers to the fact that the burdens of the multifunctional process must somehow be allocated to each of the functions. This topic has been the subject of debate within the LCA community, and much has been written on the subject (see e.g. Frischknecht 1998, Azapagic and Clift 1999, Ekvall and Finnveden 2001, Guinée and others 2004).

In consequential LCA, allocation is avoided by expanding the system boundaries in order to include processes affected by the exported function. If the effect is to displace the production of an equivalent product, then the burdens of this displaced production will be subtracted from the inventory.

It is clear that attributional and consequential LCAs will generate different environmental information. Some authors have stated that the choice between an attributional and a consequential LCA depends on the reasons for which the LCA is being conducted, with the attributional approach being more appropriate for learning about the environmental aspects of products and consequential approach being more

appropriate for supporting decisions (Hofstetter 1998, Weidema 1998, Tillman 2000). It has also been suggested that the choice between attributional and consequential LCAs depends on ethical perspective of the decision maker (Ekvall and others 2005).

7.2.6 Consequential LCA for supporting the choice between brownfield management options

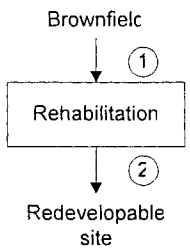
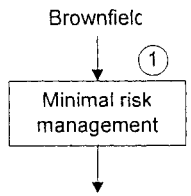
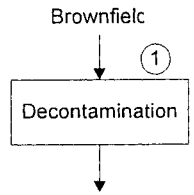
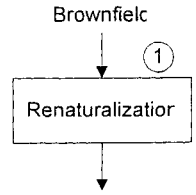
7.2.6.1 System expansion in brownfield rehabilitation options

LCA is not new in the field of contaminated site remediation (e.g. Bender and others 1998, Diamond and others 1999, Page and others 1999, Volkwein and others 1999, Blanc and others 2004, Godin and others 2004, Toffoletto and others 2004). All these LCA were of the attributional type. All assessed secondary impacts, and a subset also included primary impacts. None, however, considered tertiary impacts. This section describes how tertiary impacts can be included in a consequential LCA.

Since brownfields are an unwanted byproduct of economic activity, a useful analogy can be made between brownfield management and material waste management (see Table 1). All brownfield management options have a common function, that of "managing of the legacy of past occupations", analogous to a waste management function. This function serves as the basis for comparing the different options in LCA. Secondary impacts are analogous to the life cycle impacts of the waste management option, and primary impacts to the impacts directly attributable to the waste itself.

Tertiary impacts are associated with rehabilitation options, where a subsequent development is implied. In these cases, a second "redevelopable land production" function is provided. Rehabilitation options are therefore analogous to a recycling process, as reflected in the increasingly popular term "land recycling" among land use planners to designate brownfield rehabilitation (Thomas 2002).

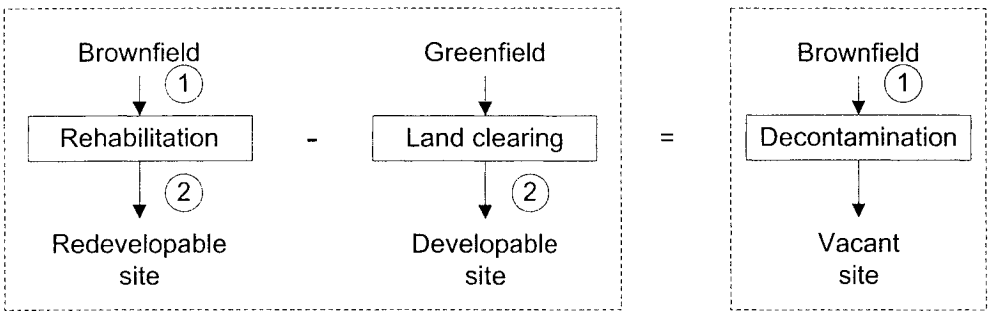
Table 7-1: Analogy between brownfield management and material waste management options

	1 – Rehabilitation for redevelopment	2 – Minimal intervention for compliance	3 – Decontamination for compliance	4 – Assisted renaturalization
Types of intervention				
Generic goals of intervention	1) Managing liability issues 2) Allowing redevelopment	1) Managing present liability issues	1) Eliminating present and future liability issues	1) Eliminating traces of human modifications
Site example	Site rehabilitation to residential standards for a housing project	Risk management by exposure reduction	Removal of hazards for safe abandonment of site	Removal of all traces of occupation on the site, revegetation
Analogous material waste management	Open loop recycling	Waste storage	Waste treatment and storage/disposal	Treatment and proper release in environment
Material waste management example	Recycling of lead for use in other product life-cycles	Storage, landfilling	Stabilisation of hazardous waste and landfilling	Wastewater treatment

1 "Management of the legacy of past occupations" function

2 "Redevelopable land production" function

Being multifunctional, rehabilitation options are therefore subject to the allocation problem. In a consequential LCA, the allocation problem is avoided by system expansion. For material recycling, this typically means accounting for the avoided production of a resource. For rehabilitation, the system is expanded to include the avoided production of a developable site. An example is presented in Figure 7-3, where two management options for a contaminated urban brownfield are compared: "rehabilitation for redevelopment" and "decontamination for long-term abandonment". In the example, it is assumed that the rehabilitation option prevents a peripheral greenfield from being cleared for development. In order to make both options functionally equivalent, and hence comparable using LCA, the system of the rehabilitation option is expanded to include this avoided land clearing. Being avoided, the land clearing is subtracted from the system rehabilitation option.

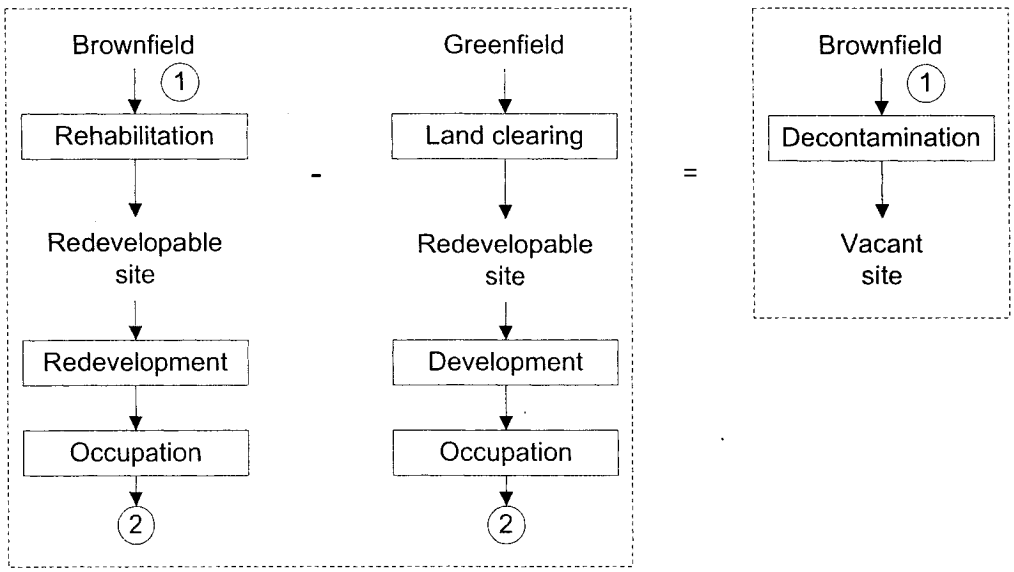


1 "Management of the legacy of past occupations" function
2 "Redevelopable land production" function
Equality sign refers to functional equivalence

Figure 7-3: Minimal system expansion to make rehabilitation functionally equivalent to other options

Although the system expansion showed in Figure 7-3 makes rehabilitation comparable using LCA to options not resulting in site reuse, it does not necessarily cover all its environmental consequences. Indeed, the subsequent redevelopment and occupation phases are likely to generate different environmental burdens as the avoided development and occupation. In the example above, if we assume the brownfield is

subsequently used for residential redevelopment, the ensuing residential development and occupation likely will have lower burdens than the avoided equivalent development and occupation on a peripheral greenfield. These differences can be accounted for by expanding the system yet further, in order to include these development and occupation phases (Figure 7-4).



1: "Management of the legacy of past occupations" function
2: Occupation function
Equality sign refers to functional equivalence

Figure 7-4: System expansion needed to account for environmental consequences of rehabilitation

This greater expansion of the system boundaries changes the nature of the secondary function provided by the rehabilitation option. Whereas in the first system expansion (Figure 7-3), the secondary function provided was the production of redevelopable land, in the second system expansion (Figure 7-4), the secondary function is that provided by the occupation phase, called here the occupation function (e.g. housing services).

7.2.6.2 Evaluating primary impacts

Primary impacts result from changes (1) its contamination levels and (2) in the site's physical attributes (e.g. surface cover, hydrological regime and soil structure). High

quality information resulting from a risk assessment may already be available as a decision support. Even so, it may be relevant to include these impacts within the scope of LCA, since the results will be expressed in the same metrics as secondary impacts, and their relative importance directly comparable.

Two procedures for including contamination-related primary impacts directly in LCA have been suggested. The first (Toffoletto and others 2004) is the direct subtraction of the mass of contaminants removed from the site from the inventory. The second (Godin and other 2004) is the inclusion of only the mass of soil contaminants leaching off the site. In both procedures, these inventory entries are then characterized like any other inventoried toxic emissions, except its impacts are negative (i.e. good for the environment). Other LCA either: restricted their study to secondary impacts only, e.g. (Volkwein and others 1999, Blanc and others 2004); used qualitative indicators to describe the primary impacts (Diamond and others 1999); or used an indicator based on a logic other than that used to evaluate other impacts (Page and others 1999).

The impacts associated to changes to the site's physical attributes are not usually included in LCA. We suggest they can be approximated by means of the "land use" impact assessment methods, often used in LCA. These methods can account for impacts on the environmental quality of land, more specifically on life support functions through e.g. net primary production indicators and/or on biodiversity using e.g. indicators based on diversity of vascular plant (Lindeijer 2000).

Evaluating primary impacts so as to make them directly comparable with secondary and tertiary impacts comes at a price, however: certainty. The information will be much more uncertain than that provided by e.g. a risk assessment for the contamination-related impacts and a Net Environmental Benefit Analysis for impacts relating to the state of the site. This is in part due to the intrinsic site-dependant nature of primary impacts: most LCIA models are presently not adapted to consider such site dependence. For contamination-related impacts, uncertainty also comes from the fact that the characterization factors used in LCIA represent the effect of a small increase in

background concentration, a situation clearly not representative of site contamination. These uncertainties should be considered in the final valuation of results.

7.2.6.3 Evaluating secondary impacts

The above-cited site remediation LCA studies aimed at evaluating the life cycle impacts of different remediation options for contaminated sites. The functional units used as the basis for comparing the different options were sometimes defined in terms of a soil volume needing treatment (e.g. Diamond and others 1999, Toffoletto and others 2004), sometimes in terms of the site as a whole (e.g. Page and others 1999, Godin and others 2004). In certain cases, all considered options led to equivalent site states (e.g. Volkwein and others 1999) while others allowed for options leading to very different site states (e.g. Blanc and others 2004).

Generally, onsite remediation activities are considered, as well as the life cycle of products (e.g. chemicals used in the stabilization of contaminants), materials (e.g. soil for backfilling, asphalt used for capping), services (e.g. offsite landfilling) and energy carriers (e.g. diesel burned in heavy machinery, electricity used by pumps) needed for these activities. The processes included in each study varied, which can lead to different and sometimes contradicting results.

The impact assessment phase also varied in these studies. Impacts were evaluated with: semi-quantitative indicators (e.g. Diamond and others 1999); uncharacterized inventoried burdens (e.g. Blanc and others 2004); a mix of uncharacterized inventory items and impact categories (Volkwein and others 1999); and a standard LCIA impact method (e.g. Toffoletto and others 2004).

In conducting a consequential LCA of brownfield management options, the approaches used in these LCAs will need some modifications. First, multifunctional processes within the rehabilitation life cycle will be dealt with using system expansion. An example is the production of clean soil in *ex situ* bioremediation options, for which the effect on other soil producers should be considered within the scope of the study.

Second, marginal data should be used rather than average data. Third, brownfield management options may call for more than just site remediation: other activities, such as demolition or restoration of derelict infrastructure and landscaping, may need to be included to adequately describe an option.

7.2.6.4 Evaluating tertiary impacts

The assessment of tertiary impacts is done in three steps: (1) the effect of rehabilitation on the development of other sites needs to be described and quantified; (2) environmentally significant activities included by the system expansion need to be identified and quantified; and (3) the burdens of these activities need to be evaluated using life cycle inventory data.

The effect of rehabilitation on other sites is not evident. In the example above, we used the common assumption that the affected site will be a peripheral greenfield. However, the rehabilitation can possibly have an effect on: an urban or peripheral vacant sites; other brownfields; occupied sites; a mix of any of the above; or no site at all. Since the type and the location of the site that is considered affected will have a direct influence on the avoided burdens for the site preparation, development and occupation, the assumption as to which site is actually affected needs to be taken carefully. Because land conservation is a major environmental preoccupation and sprawled development is known to be less efficient, the hypothesis that the affected site is a peripheral greenfield should be considered a best case scenario when evaluating the benefits of brownfield rehabilitation. One possibility is to use an economic partial equilibrium model, taking into account the price elasticity of the occupation function under consideration (Lesage and others 2005a). Another option is to also evaluate various scenarios as sensitivity analyses (Lesage and others 2005b).

Once an assumption on the identity of the affected site has been made, the intensity of the effect needs to be quantified. If the system is expanded up to the occupation phase, it is necessary to determine if the occupation function supplied on the redeveloped brownfield displaces an equivalent amount of occupation function elsewhere, e.g. if one

residence built on the brownfield exactly prevents one residence from being built elsewhere. The relative density of the development also needs to be determined. Deason and others (2001) evaluate the average factor by which brownfield development is denser than greenfield development in the United States: 6.2 for industrial developments, 2.4 for commercial developments; and 5.6 for residential developments.

The next step deals with the activities included by the system expansion. The types of activities that need to be considered will depend on the type of redevelopment that is planned. Only activities that differ on the rehabilitated site and the affected sites need to be included. For example, if a residential redevelopment is planned, then activities that may significantly differ include construction of infrastructure, distances traveled by future residents, and energy use in residences, all of which should be larger on developed suburban greenfields than on redeveloped urban brownfields. For an industrial redevelopment, relevant activities may include transport of raw materials into the industry and of goods to consumers. All incurred (on the brownfield) and avoided (on affected sites) activities should be quantified.

The life cycle inventory data for these processes will then need to be attributed to these activities. These data may be obtained in a number of sources, such as: life cycle inventory data bases; published LCA reports; calculations, using existing models or expert knowledge; economic input output LCA models; or direct measurements.

7.2.7 Case study

7.2.7.1 Introduction

In this section, a case study is presented to illustrate the approach discussed above. A more comprehensive account of the data and models used to generate environmental information for this case study has been submitted elsewhere (Lesage and others 2005b). In that paper, only the egalitarian perspective (perspective 7) is considered, i.e. primary, secondary and tertiary impacts are simply added to give an indicator of "total"

environmental impacts. In this present paper, the environmental information will be interpreted for all seven stereotypical perspectives.

The case concerns a 23.1 ha portion of a larger contaminated urban brownfield in Montreal, Canada. The site was idled after nearly a century of heavy industrial activity in the railroad sector. Characterization campaigns revealed mixed soil contamination, with metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), and petroleum hydrocarbons being most problematic. There were also numerous lenses of potentially hazardous slag, as well as standing and in-ground obsolete or redundant infrastructure. A risk assessment revealed that the site posed an unacceptable risk to human health.

Two management options are compared: "rehabilitation for residential redevelopment" (hereafter simply referred to as rehabilitation); and "exposure minimization". The rehabilitation option consists of: decontaminating the site to applicable clean-up standards for residential use (MENV 1998), using an excavation and disposal approach; removal and recycling of existing onsite infrastructure; and backfilling of the site with clean soil. The exposure minimization option simply consists of the covering of the site with a 30cm layer of clean soil to reduce the risk to acceptable levels with minimal effort. This second option does not allow the site to be redeveloped.

The study was conducted retrospectively, a few years after the decision had been taken and implemented. In reality, the site portion under study was subject to the rehabilitation option. The exposure minimization option was implemented on another portion of the site.

7.2.7.2 Goal and scope

The goal of the study is to determine which option is environmentally preferable for each of the seven perspectives presented above. The functional unit common to both options is "the legal and appropriate management of legacy contamination on 1ha of the tracked brownfield". All impacts are therefore presented per hectare of managed brownfield. The rehabilitation option is multifunctional. Its system boundaries were

therefore expanded to include the site's redevelopment and occupation as well as the avoided development and occupation of peripheral agricultural land.

The considered time horizon was based on the rehabilitation option, and spanned 44 years: 2 years for the actual rehabilitation, 2 years for redevelopment, and 40 years of occupation. The exposure minimization option included one 1 year for the intervention and 43 years of site idling.

Impacts were calculated at the damage level using the European IMPACT 2002+ (v2.0) life cycle impact assessment method (Jolliet and others 2003). The four considered damage categories are (1) damages to human health, expressed as Disability Adjusted Life Years, or DALYs; (2) damages to ecosystem quality, expressed as Potentially Disappeared Fraction of species per m^2 per year, or PDF·m^2·yr); (3) damages to climate change, expressed as kg_{eq}-CO_2; and (4) damages to resources, expressed as MJ of primary non-renewable energy. The normalization factors by which these damages are divided correspond to the total yearly contribution of Europe to these damage categories divided by the total European population. Normalized damage categories are all expressed as "pers·yr".

Although the four types of normalized damages have the same unit, they cannot be simply summed to generate a single environmental score. To do so would be to implicitly state that e.g. the total European damages to climate change are equally important to the total European damages to human health. A final aggregation into a single indicator necessitates weighting factors, representing the relative importance afforded to each of the four types of damages. Such weighting factors, normally acquired through e.g. a panel method, were not determined for this study.

7.2.7.3 Perspective 1: Primary impacts only

For perspective 1, only primary impacts are considered, both those associated to changes in the site contamination level and in its overall environmental quality. The primary impacts of both options need to be calculated and compared.

The total mass of residual site contamination above the tolerated concentration level for residential sites was directly included in the inventory. For the rehabilitation option, this mass is equal to zero, since the objective of the rehabilitation is specifically to remove all such contaminants. In the exposure minimization option, no contaminants are removed from the site. The total mass of each substance was calculated using proprietary data contained in the site characterization reports. In the LCIA phase, these contaminants result in damages to human health (midpoints: human toxicity, carcinogen and non-carcinogen effects) and to environmental quality (terrestrial and aquatic ecotoxicity).

The burdens associated to changes in the site's physical state were entered in the inventory as a "land occupation" burden (unit: hectares·years). Different types of occupations have different impacts. This is accounted for by attributing to the different life cycle stages of the site the impacts associated to generic land use land cover classes (e.g. construction site during rehabilitation, built urban land for the occupation phase). The generic land use types are taken from the CORINE classification of the European Environmental Agency (2000). The Impact 2002+ method calculates damages to environmental quality associated with these land occupation burdens using estimates provided in the Ecoindicator 99 method (Goedkoop and Spriensma 2000).

Calculated primary impacts are presented in Figure 7-5. For perspective 1, the rehabilitation option is deemed strongly environmentally preferable, due to the impact of residual contamination in the exposure minimization. The brownfield rehabilitation option has more land occupation damages, but these were much too low to tip the scale on the side of exposure minimization.

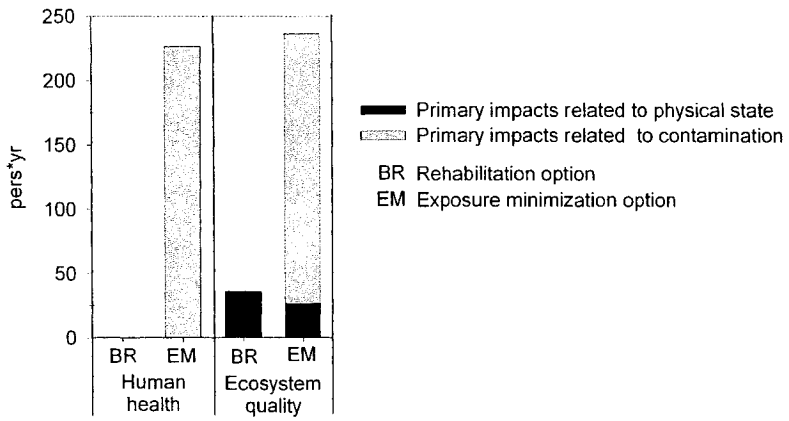


Figure 7-5 : Environmental information for perspective 1, comparing primary impacts of two options

7.2.7.4 Perspective 2: Secondary impacts only

For this perspective, only the environmental consequences associated to the actual intervention scale are considered. The secondary impacts for both options need to be calculated and compared.

Onsite activities considered for the rehabilitation option include the use of heavy machinery for contaminated soil and slag management (e.g. excavator, trucks, sifter), for infrastructure removal and recycling (e.g. hydraulic excavator, crusher) and for backfilling (e.g. bulldozer). Onsite activities for the exposure minimization only include soil spreading and compacting. Data to quantify these operations were taken from rehabilitation reports, and inventory data were taken from models describing the emissions and fuel consumption of offroad machinery (European Environment Agency 2001, US EPA 2002).

Incurred offsite activities considered for the rehabilitation option were: offsite transport of soil, waste and slag; landfills; secure containment cells; and pits generating backfill

soil. Future, long-term emissions from the landfills and containment cells were assumed negligible. The avoided production of aggregate was also considered, due to the production of equivalent construction material from demolition waste recycling. For the exposure minimization option, offsite activities only consisted in the production and transport of clean cover soil.

The LCIA results are presented in Figure 7-6 at the normalized damage level. They show unequivocally that, according to perspective 2, exposure minimization is environmentally preferable.

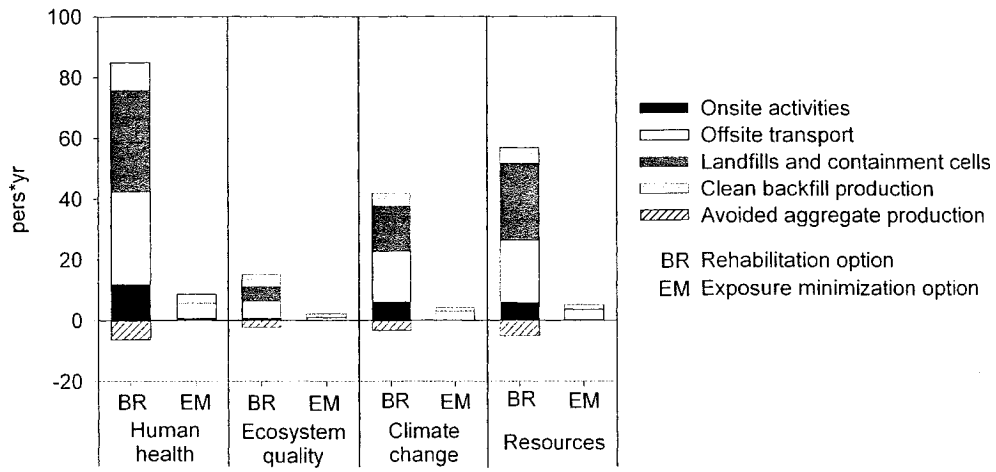


Figure 7-6 : Environmental information for perspective 2, comparing secondary impacts of two options

7.2.7.5 Perspective three: Tertiary impacts only

For this perspective, only the environmental consequences associated to changes in regional land use are considered. Tertiary impacts are only associated with the rehabilitation option. Brownfield rehabilitation will be environmentally preferable if the impacts of developing and occupying the rehabilitated site are lower than the avoided impacts of greenfield development and occupation.

It is assumed that every residence built on the rehabilitated brownfield avoids a residence from being built on a peripheral greenfield. One hectare of rehabilitated brownfield is assumed to displace 5.6 ha of greenfield development, as per Deason and others (2001). This avoided development is distributed amongst the 83 municipal sectors in the Montreal periphery. The distribution is weighted by the number of new residences that were built in each sector in the period of the brownfield's rehabilitation (Statistics Canada 1997, 2002).

The activities considered for the development phase include the construction of the potable water and electricity distribution network and of sewers. This linear infrastructure is considered to be longer on the greenfield development by a factor equal to the square root of the areal differential, i.e. 2.36.

The activities considered for the occupation phase are: residential energy use; private automobile transportation; and road maintenance. Statistical data revealed that in the Montreal region, suburban houses are larger by 23% and are predominantly detached, as opposed to their urban counterparts which tend to be attached (Office of Energy Efficiency 2004). Energy use in suburban houses was therefore higher. The marginal electricity generation is assumed to be hydropower. Distances traveled by residents of the developed greenfield sites is 4.5 times larger than those occupying the rehabilitated brownfield.

The impacts of the incurred and avoided developments and occupations (40 years) are presented at damage level in Figure 7. All damage categories are dominated by the impacts of transportation, and development impacts are relatively negligible. Since the incurred impacts on the rehabilitated brownfield are lower than the avoided impacts on the greenfield site, tertiary impacts will be negative, i.e. good for the environment. Perspective three therefore favors rehabilitation.

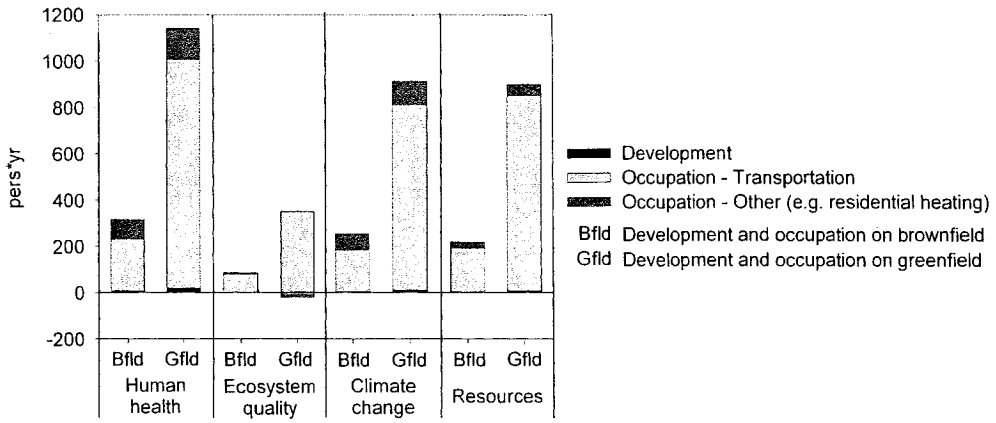
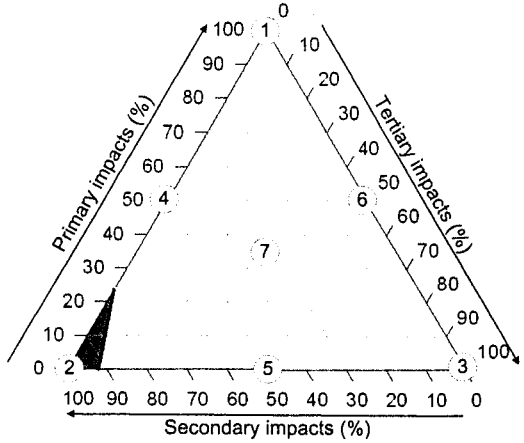


Figure 7-7 : Environmental information for perspective 3, comparing impacts of brownfield and greenfield developments

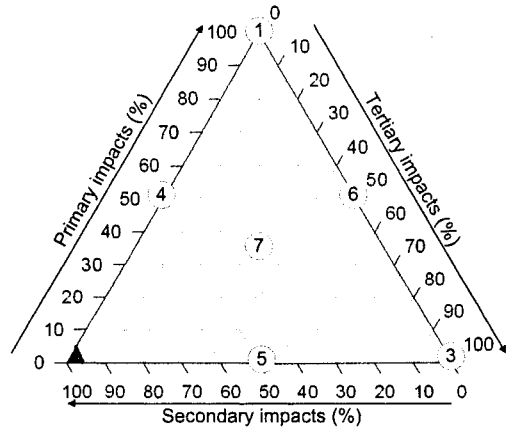
7.2.7.6 Interpretation of results for other perspectives

Which option is environmentally preferable has already been determined for three extreme perspectives. Ternary diagrams similar to that presented in Figure 7-2 can be constructed for each damage category to show which management option is deemed environmentally preferable for all possible perspectives, i.e. for any weighting triplet (Figure 7-8). In these diagrams, the grey area represents the set of weighting triplets for which exposure minimization has lower impacts, the white area the set of weighting triplets for which rehabilitation has lower impacts, and the line separating both the set of weighting triplets for which both options have equivalent impacts (line of indifference). This type of ternary diagram have been used in LCA to present graphically which option is environmentally preferable for any weighting set at the level of damage indicators (Hoffstetter and others 2000).

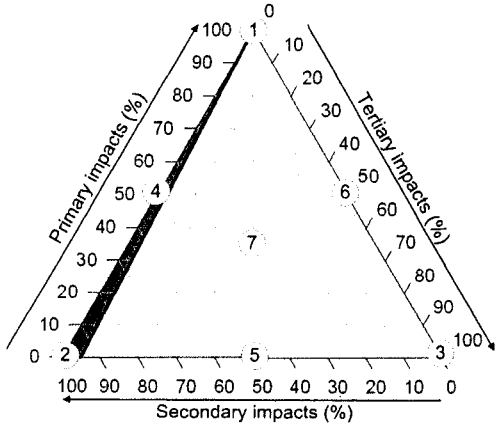
Figure 7-8. Comparison of total environmental impacts for two management options for all perspectives



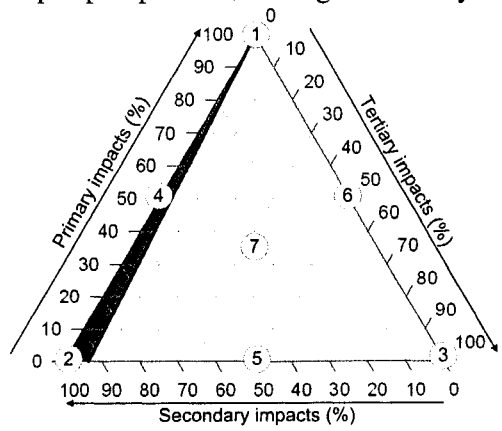
8A. Results per perspective, damages to human health



8B. Results per perspective, damages to ecosystem quality



8C. Results per perspective, damages to climate change



8D. Results per perspective, damages to resources

Exposure minimization option environmentally preferred

Rehabilitation option environmentally preferred

Note: Perspective 2 was not shown in Figure 8B for clarity

Because tertiary impacts (which support rehabilitation) are 12 to 23 times higher than secondary impacts (which support exposure minimization), all perspectives that consider tertiary impacts (perspectives 3, 5, 6 and 7) see rehabilitation as environmentally preferable. Similarly, primary impacts (which also support rehabilitation) are also much higher than secondary impacts, and for the two damage categories affected by primary impacts, rehabilitation is shown to be environmentally preferable.

Perspective 4, which considers both primary and secondary impacts, obtains conflicting information, however. While human health and ecosystem quality damages support rehabilitation, climate change and resources damage categories support exposure minimization. In this case, the preferable option can only be determined by attributing relative weights to each of these damage categories and summing these into a single score.

As mentioned earlier, such weighting factors for the damage categories were not determined for this study. If a weighting factor of 1 is given to each type of damage, then the exposure minimization option is shown to have about twice the total environmental impact of the rehabilitation option. This type of direct sum is not recommended, as it does not differentiate between very different types of impacts. Using a technique presented by Lundie and Huppes (1999), however, it is possible to evaluate what percentage of possible weighting quadruplets would favor each option. A set of possible weighting quadruplets was generated using 5% steps. This generates a total of 1771 weighting sets (quadruplets). For each of these, the four weighting factors for the damage categories total 100%. A single score was then calculated for each of these weighting sets. This simulation showed that 85% of possible weighting sets result in the rehabilitation option being environmentally preferable. The 15% for which calculated impacts were lower for the exposure minimization option placed a very high importance on damages to climate change and resources.

7.2.8 Discussion and conclusions

Consequential LCA was shown to provide an appropriate framework to obtain information on primary, secondary and tertiary environmental impacts associated with brownfield management options. The environmental performance of options differing in terms of (1) final state of the site, (2) subsequent state of the site, and (3) means to achieve both those objectives can therefore be directly compared. This environmental information can be used alongside other information for decision support (e.g. economic and social consequences).

A strong point of this approach is that the three types of impacts can be summed, either directly (egalitarian perspective) or using different weights to represent the relative importance accorded to each type of impact. The ternary diagram, showing which option is preferable for which type of perspective, could provide a useful tool for consensus building amongst stakeholders, although it may not be very intuitive for those who have never come in contact with this type of diagram.

It is of course not always necessary to evaluate all three types of impacts. Notably, if the future fate of the site is equivalent in all options, the evaluation of tertiary impacts is not necessary. Similarly, if clean-up objective are predetermined for e.g. liability issues, then the evaluation of primary impacts is not needed. There are no evident situations where secondary impacts would be the same across all options, and therefore LCA is potentially a relevant tool for all brownfield management decisions.

The results for the three types of impacts differ in certainty, as represented by Figure 7-9. LCA has shown to be very well adapted to measure secondary impacts: site specific activities are usually well known, and the methodology has been described in various papers. Primary impact assessment in LCIA is very uncertain, and if only environmental information on primary impacts is required (perspective 1), then other tools should be preferred. The assessment of tertiary impacts is also tinged with important uncertainty, although this is not due to the structure of the LCA model but rather to the intrinsic uncertainty of important parameters. The first deals with the identification of the sites

that will avoid development. It should be realized that the assumption that it is a peripheral greenfield that avoids development is environmentally a best-case scenario. When this assumption is uncertain, the assessment of other scenarios is recommendable. Examples of other scenarios are presented in Lesage and others 2005a, 2005b. Another important assumption that will have an important influence on tertiary impact assessment is the time horizon over which the occupation phase should be considered, since the impacts of this phase are cumulative.

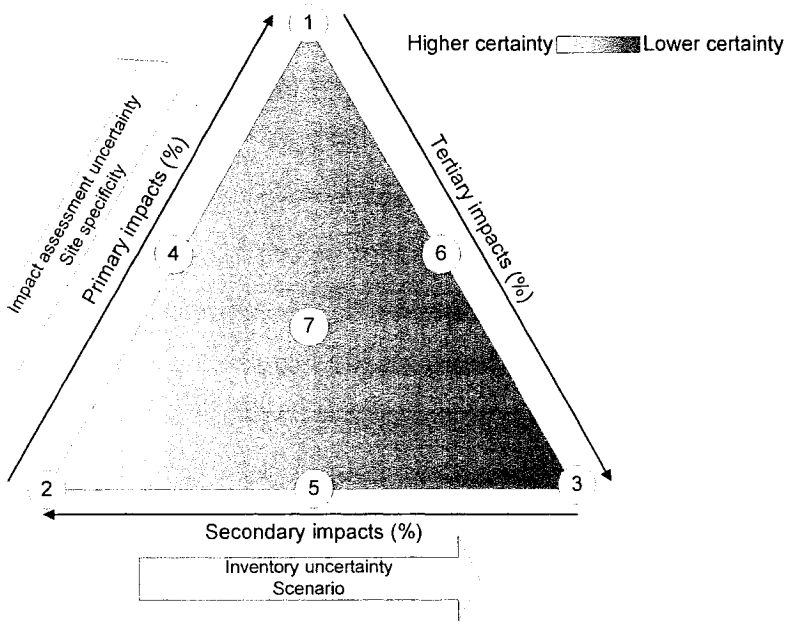


Figure 7-9 : Uncertainty in the environmental information calculated by the consequential LCA model

The calculation of tertiary impacts also proved to be data-intensive, especially when quantifying the intensity of occupation activities (e.g. heating, transportation). However, the case study showed that for residential redevelopments, it is by far automobile transportation that was the most environmentally significant activity. If only approximate information is needed, it may be justified to only quantify this activity.

A brownfield management option may have other environmental consequences not included in the presented model. For example, a brownfield intervention may have an

effect on how other brownfields are managed. A brownfield rehabilitation may encourage other actors to rehabilitate their own brownfields by e.g. providing a success story or by validating a technology. It may conversely discourage other actors from rehabilitating their brownfields if e.g. limited public funds allocated to brownfield rehabilitations are used. Another consequence may be that the rehabilitation may have an effect on regional (lowered) and local (raised) land prices, and hence affect the incentives for other developers to use land efficiently. If these or any other environmentally significant consequences are thought to be relevant in a given region, then their inclusion in a consequential LCA model is recommended.

The proposed framework was especially developed for choosing amongst brownfield management options. The framework could be used with minor modifications for other types of decisions. For example, in the contexts where limited funds are to be allocated to the rehabilitation of a set of brownfields, then consequential LCA could be used to evaluate which site rehabilitation will present the best environmental pay-off. The evaluation of tertiary impacts could also help municipalities to evaluate the potential of brownfield redevelopment as a means to curb carbon emissions on its territory.

7.2.9 Acknowledgements

The authors thank the partners of the NSERC Industrial Chair in Site Remediation and Management for their financial support: Alcan, Bell Canada, Canadian Pacific Railway, Cambior, Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), GDF/EDF, Hydro-Québec, Ministère des Affaires Municipales et de la Métropole, Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, Petro-Canada, Solvay, Total Fina ELF, and Ville de Montréal. They also wish to gratefully acknowledge Marc Lapierre and his team at Canadian Pacific Railway for their support. Finally, the contribution of Tomas Ekvall of Chalmers University of Technology to the development of this model is deeply appreciated.

7.2.10 Literature cited

Alker, S., V. Joy, P. Roberts and N. Smith. 2000. The Definition of Brownfield. Journal of Environmental Planning and Management 43(1):49-69.

[Anon]. 1999. Mobilité des personnes dans la région de Montréal. Enquête Origine-Destination. Traitement: Pascal Lesage. Agence métropolitaine de transport, la Société de transport de la Communauté urbaine de Montréal, Société de transport de la Rive-Sud de Montréal, Société de transport de la Ville de Laval, Montréal.

Azapagic, A. and R. Clift. 1999. Allocation of environmental burdens in multiplefunction systems. Journal of Cleaner Production 7(2):101-119.

Bardos, P., A. Lewis, S. Nortcliff, C. Matiotti, F. Marot and T. Sullivan. 2002. Review of Decision Support Tools for Contaminated Land and their Use in Europe. Concerted Action "Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies" (CLARINET), Wien, Austria, 191 pp.

Bardos, R. P., T. E. Kearney, C. P. Nathanail, A. Weenk and I. D. Martin. 2000. Assessing the Wider Environmental Value of Remediating Land Contamination. 7th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, 18-22 September 2000. Leipzig, Germany.

Bardos, R. P., C. Mariotti, F. Marot and T. Sullivan. 2001. Framework for Decision Support in Contaminated Land Management in Europe and North America. Land Contamination & Reclamation 9(1):149-163.

Beinat, E., M. A. van Drunen, M. H. Nijboer, J. G. M. Koolenbrander, J. P. Okx. and A. R. Schütte. 1997. REC: A methodology for comparing soil remediation alternatives on the basis of risk reduction, environmental merit and costs. CUR/NOBIS, Gouda, 108 pp.

Bender, A., S. Volkwein, G. Battermann, H.-W. Hurtig, W. Klöpffer and W. Kohler. 1998. Life Cycle Assessment for Remedial Action Techniques: Methodology and Application. 6th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, Edinburgh.

Blanc, A., H. Métivier-Pignon, R. Gourdon and P. Rousseaux. 2004. Life cycle assessment as a tool for controlling the development of technical activities: application to the remediation of a site contaminated by sulfur. Advances in Environmental Research 8:613-627.

CCME. 1996a. A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, 50 pp.

CCME. 1996b. Guidance Manual for Developping Site-Specific Soil Quality Remediation Objectives for Contaminated Sites in Canada. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, 30 pp.

Curran, M. A., M. Mann and G. A. Norris. 2001. Report on the International Workshop on Electricity Data for Life Cycle Inventories. US EPA, Cincinnaty, USA,

Deason, J. P., G. W. Sherk and G. A. Carroll. 2001. Public Policies and Private Decisions Affecting the Redevelopment of Brownfields: An Analysis of Critical Factors, Relative Weights and Areal Differentials. The George Washington University, Washington DC, http://www.gwu.edu/~eem/Brownfields.

Diamond, M. L., C. A. Page, M. Campbell and S. McKenna. 1999. Life Cycle Framework for Contaminated Site Remediation Options - Method and Generic Survey. Environmental Toxicology and Chemistry 18(4):788-800.

Doetsch, P., A. Rüpke and H. Burmeier. 1999. Brownfields Versus Greenfields - Economic and Ecological Aspects of Land Development Options. Federal Environmental Agency, Germany - Contaminated Land Section, Berlin, 50 pp.

Efroymson, R. A., J. P. Nicolette and G. W. Suter II. 2004. A framework for net environmental benefit analysis for remediation or restoration of contaminated sites. Environmental Management 34(3):315-331.

Ekvall, T. and G. Finnveden. 2001. Allocation in ISO 14041 – A Critical Review. Journal of Cleaner Production 9(3):197-208.

Ekvall, T., A.-M. Tillman and S. Molander. 2005. Normative ethics and methodology for life cycle assessment. Journal of Cleaner Production 13:1225-1234.

Ekvall, T. and B. P. Weidema. 2004. System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. International Journal of Life Cycle Assessment 9(3):161-171.

European Environment Agency. 2001. Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook, Third Edition. Technical report No 30, Group 7 : Road Transport. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, http://reports.eea.eu.int/technical_report_2001_3/en.

European Environmental Agency. 2000. CORINE Land Cover. Commission of the European Communities OPOCE, Luxembourg, 163 pp.

Ferber, U. and D. Grimski. 2002. Brownfields and Redevelopment of Urban Areas. Austrian Federal Environment Agency, on behalf of Concerted Action "Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies" (CLARINET), Wien, Austria, 144 pp.

Ferguson, C., D. Darmendrail, K. Freier, B. K. Jensen, J. Jensen, H. Kasamas, A. Urzelai and J. Vegter. 1998. Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 1. Scientific Basis. CARACAS Project:Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in the European Union, LQM Press, Nottingham.

Frischknecht, R. 1998. Life Cycle Inventory Analysis for Decision-Making: Scope-Dependent Inventory System Models and Context-Specific Joint Product Allocation. Doctoral Thesis. ETH Zuerich, Energy Technology Department. Zuerich.

Godin, J., J.-F. Ménard, S. Hains, L. Deschênes and R. Samson. 2004. Combined Use of Life Cycle Assessment and Groundwater Transport Modeling to Support Contaminated Site Management. Human and Ecological Risk Assessment 10(6):1099-1116.

Goedkoop, M., P. Hoffstetter, R. Müller-Wenk and R. Spriemsma. 1998. The Eco-Indicator 98 Explained. International Journal of Life Cycle Assessment 1998(3):6.

Greenberg, M., K. Lowrie, E. Mayer, K. T. Miller and L. Solitare. 2001. Brownfield redevelopment as a smart growth option in the United States. The Environmentalist 21:129-143.

Guinée, J., R. Heijungs and G. Huppes. 2004. Economic Allocation: Examples and Derived Decision Tree. International Journal of Life Cycle Assessment 9(1):23-33.

Hoffstetter, P., A. Braunschweig, T. Mettier, R. Müller-Wenk and O. Tietje. 2000. The Mixing Triangle: Correlation and Graphical Decision Support for LCA-based Comparisons. Journal of Industrial Ecology 3(4):97-115.

Hofstetter, P. 1998. Perspectives in Life Cycle Impact Assessment; A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere, and valuesphere. Kluwer Academic Publishers, Boston,

ISO. 1997. CAN/CSA-ISO 14040-00 - Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. ISBN 1-55324-156-8. 16.

Jolliet, O., M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzer and R. Rosenbaum. 2003. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 8(6):324-330.

Lesage, P., T. Ekvall, L. Deschênes and R. Samson. 2005a. Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part I - Methodological approach. International Journal of Life Cycle Assessment (Submitted).

Lesage, P., T. Ekvall, L. Deschênes and R. Samson. 2005b. Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part II - Case study. International Journal of Life Cycle Assessment Submitted.

Lundie, S. and G. Huppes. 1999. Environmental Assessment of Products: The Ranges of the Societal Preferences Method. International Journal of Life Cycle Assessment 4(1):7-15.

MENV. 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec.

Nay-Sour, V. 2004. Personnal communication. Personnal communication (Quebec Ministry of Transport).

NRTEE. 2003. Cleaning up the Past, Building the Future - A National Brownfield Redevelopment Strategy for Canada. National Round Table on the Environment and the Economy, Ottawa, 95.

Office of Energy Efficiency. 2004. Comprehensive Energy Use Database. Residential Sector - Quebec. http://oee.nrcan.gc.ca/Neud/dpa/trends_res_qc.cfm.

Page, C. A., M. L. Diamond, M. Campbell and S. McKenna. 1999. Life Cycle Framework for Assessment of Site Remediation Options: Case Study. Environmental Toxicology and Chemistry 18(4):801-810.

Statistics Canada. 1997. 1996 Census of Population. Profile of Marital Status, Common-law Status, Families, Dwellings and Households, for Canada, Provinces, Territories, Census Divisions and Census Subdivisions. Ottawa, Canada.,

Statistics Canada. 2002. 2001 Census of Population. Profile of Marital Status, Common-law Status, Families, Dwellings and Households, for Canada, Provinces, Territories, Census Divisions and Census Subdivisions. Ottawa, Canada.,

Suèr, P., S. Nilsson-Påledal and J. Norrman. 2004. LCA for Site Remediation: A Literature Review. Soil and Sediment Contamination 13(4):415-425.

Sullivan, T., H. J. van Veen, L. Davidson and R. P. Bardos. 2001. Review of Discussions about Decision Support Issues in Europe and North America at the NATO/CCMS Special Session, and Overall Conclusions. Pages 113-124 in NATO/CCMS Pilot Study Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (Phase III) - Special Session on Decision Support Tools. Wiesbaden.

Thomas, M. R. 2002. A GIS-based decision support system for brownfield redevelopment. Landscape and Urban Planning 58(1):7-23.

Tillman, A.-M. 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. Environmental Impact Assessment Review 20:113-123.

Toffoletto, L., L. Deschênes and R. Samson. 2004. LCA of Ex-Situ Bioremediation of Diesel-Contaminated Soil. International Journal of Life Cycle Assessment DOI: http://dx.doi.org/10.1065/lca2004.09.180.12(

Udo de Haes, H., O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hauschild, W. Krewitt and R. Muller-Wenk. 1999. Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment - Background Document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2). The International Journal of Life Cycle Assessment 4(2):66-74.

US EPA. 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1 Human Health Evaluation Manual (Part A). Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.

US EPA. 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. Office of Solid Waste, US EPA, Washington, DC.

US EPA. 2001. NATO/CCMS Pilot Study Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (Phase III) - Special Session on Decision Support Tools. North Atlantic Treaty Organization's Committee on the Challenges of Modern Society (NATO/CCMS), Wiesbaden, 135 pp.

US EPA. 2002. Nonroad Model (nonroad engines, equipment and vehicles). http://www.epa.gov/otaq/nonrdmdl.htm.

Vegter, J. J., J. Lowe, H. Kasamas and (Editors). 2002. Sustainable Management of Contaminated Land - An Overview. Austrian Federal Environment Agency, on behalf of Concerted Action "Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies" (CLARINET), Wien, Austria, 127 pp.

Volkwein, S., H.-W. Hurtig and W. Klöpffer. 1999. Life Cycle Assessment of Contaminated Sites Remediation. International Journal on Life Cycle Assessment 4(5):263-274.

Weidema, B. P. 1998. Application Typologies for Life Cycle Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment 3:237-240.

Weidema, B. P., N. Frees and A.-M. Nielsen. 1999. Marginal Production Technologies for Life Cycle Inventories. International Journal of Life Cycle Assessment 4(1):48-56.

Weth, D. 2001. Case Study: Cost Benefit Analysis / Multi -Criteria Analyses for a Remediation Project. Pages 69-82 in NATO/CCMS Pilot Study Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (Phase III) - Special Session on Decision Support Tools. Wiesbaden.

Wrisberg, N., H. A. Udo de Haes, U. Triebswetter, P. Eder and Clift R. (Eds.). 2002. Analytical Tools for Environmental Design and Management in a Systems Perspective. Kluwer Academic Publisher, 275 pp.

Chapitre 8 Résultats complémentaires

Les principaux résultats de l'étude de cas ont été présentés au Chapitres 6 et 7. Ce chapitre repasse certains des résultats de manière plus détaillée, et présente des résultats complémentaires.

8.1 Impacts primaires

Pour des fins de confidentialité, les substances contribuant aux impacts primaires de la contamination résiduelle ont été agrégées dans le deuxième article (Chapitre 6). Les résultats désagrégés par substance sont présentés à l'Annexe 3. Une comparaison de ces résultats avec ceux de l'analyse de risque est présentée à la Section 9.2. Cette section-ci présente les substances les plus problématiques pour les indicateurs de problèmes liés à la toxicité humaine et à l'écotoxicité.

8.1.1 Indicateurs de toxicité

La toxicité de chaque métal et HAP contribuant plus de 1% aux impacts toxiques (cancérogène en non-cancérogène) est présentée aux Figures 8-1 et 8-2. La toxicité des hydrocarbures pétroliers est nulle dans le modèle et n'est donc pas présentée.

L'impact dominant pour les métaux est lié aux effets cancérogènes du molybdène (85%). Les deux seuls autres métaux contribuant à plus de 1% à la toxicité totale sont le zinc (9%, strictement des effets non-cancérogènes) et l'arsenic (5%, essentiellement des effets non-cancérogènes).

Les effets toxiques liés aux HAP sont surtout associés aux effets cancérogènes du benzo[a]pyrène (86%). Trois autres substances (benzo[a]anthracène, chrysène, et la somme benzo(b+j+k)fluoranthène) contribuent à plus de 1%, principalement à des effets non-cancérogènes.

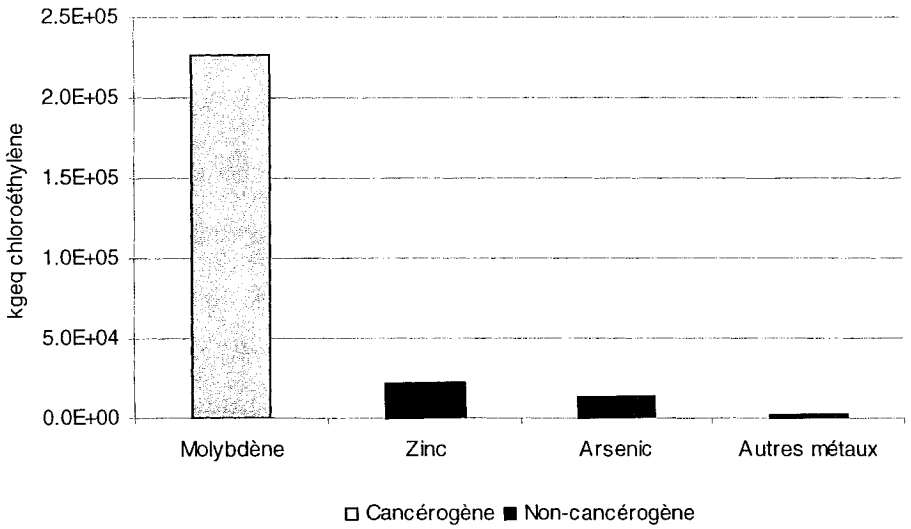


Figure 8-1 : Toxicité des métaux

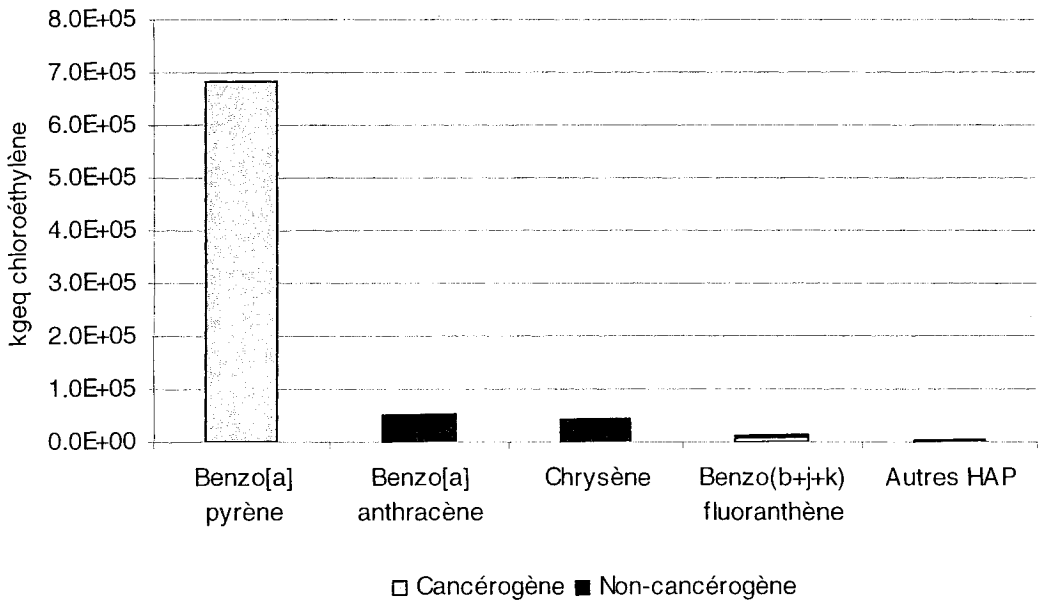


Figure 8-2 : Toxicité des HAP

8.1.2 Indicateurs d'écotoxicité

La toxicité de chaque métal et HAP contribuant plus de 1% aux impacts écotoxiques (aquatic et terrestre), par type de substance, est présentée aux Figures 8-3 et 8-4. La toxicité des hydrocarbures pétroliers représente moins de 0.25% et n'est pas présentée. Les substances dominantes pour l'écotoxicité des métaux sont les ions de cuivre (62%), qui contribuent surtout à l'écotoxicité aquatique, et les ions de zinc (28%), qui eux contribuent surtout à l'écotoxicité terrestre.

Pour les HAP, l'écotoxicité est à 98% de type aquatique. La substance la plus écotoxique est le indéno[1,2,3-cd]pyrène. Les quatre autres substances qui contribuent significativement aux impacts écotoxiques sont les mêmes qui contribuent également de façon significative aux impacts toxiques.

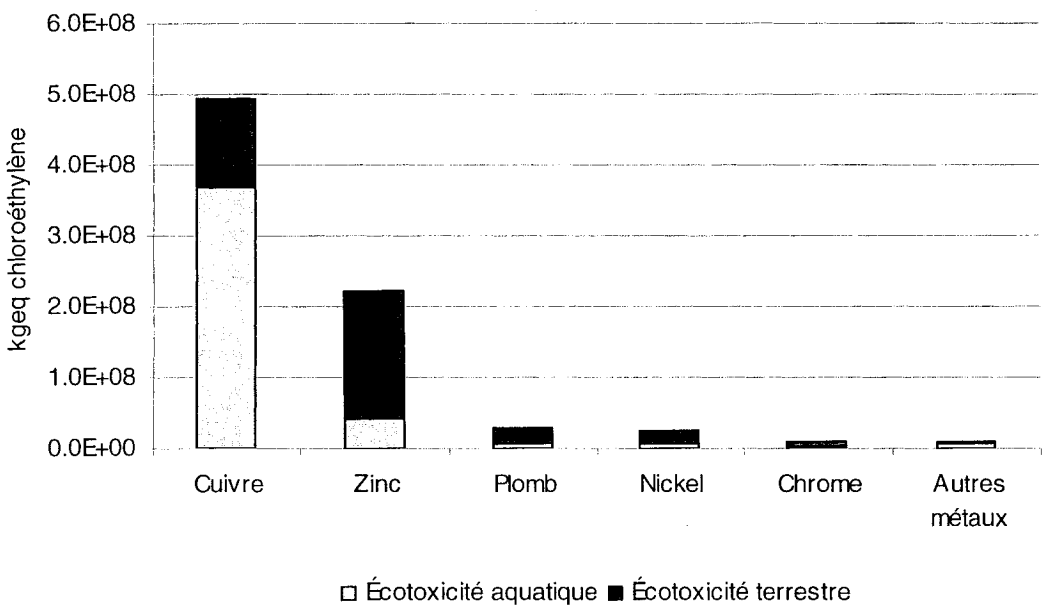


Figure 8-3 : Écotoxicité des métaux

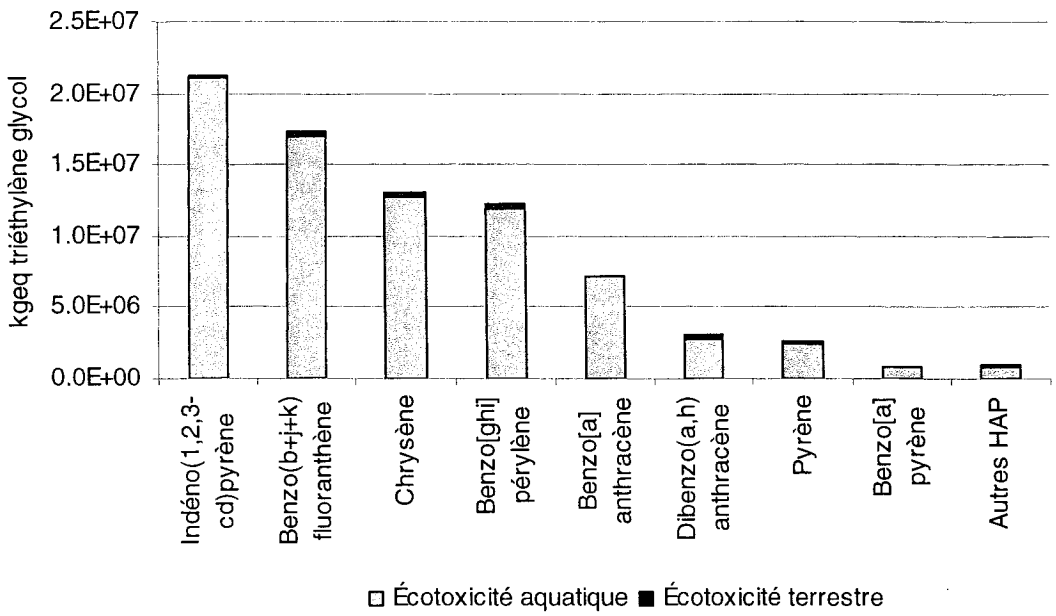


Figure 8-4 : Écotoxicité des HAP

8.2 Impacts secondaires

Cette section présente des résultats complémentaires pour les impacts secondaires. Premièrement, les indicateurs de problèmes et leurs contributions aux quatre indicateurs de dommages sont présentés pour les deux types d'ACV. Ensuite, une analyse de contribution est présentée pour l'ACV-A : cette analyse de contribution a déjà été présentée pour l'ACV-C (Chapitre 7.2.7). Les impacts associés à différents matériaux importés et exportés sont ensuite comparés. Finalement, une analyse de contribution est présentée pour les filières de fin de vie, qui sont les processus dominants de la phase de gestion du risque.

8.2.1 Impacts secondaires et indicateurs de problèmes

Les limites de l'espace attribué à l'article 2 (Chapitre 6) n'ont permis de présenter que les indicateurs de dommages pour les impacts secondaires. Les impacts secondaires au

niveau des problèmes (15 catégories d'impact) sont présentés aux annexes 16 et 17 pour l'ACV-A et l'ACV-C, respectivement.

Impacts secondaires et indicateurs de problèmes – ACV-A

Pour l'ACV-A, les dommages calculés pour l'option de réhabilitation sont de 37 à 43 fois supérieurs à ceux de l'option de recouvrement (Section 6.2.7). Tous les indicateurs de problèmes, à l'exception de l'indicateur « utilisation du territoire », suivent la même tendance (Annexe 16). En faisant fi de « l'utilisation du territoire », les indicateurs de problèmes sont tous entre 31 fois (toxicité, non cancérogène) et 48 fois (radiation ionisante) supérieurs pour l'option de réhabilitation.

L'indicateur de « l'occupation du territoire » est, quant à lui, 472 fois supérieur pour l'option de réhabilitation. Dans l'option de réhabilitation, les plus grands contributeurs à cet indicateur sont : les filières de fin de vie (69%) et les sablières (27%). Les derniers 4% sont associés à l'opération et la maintenance des routes, attribuables au transport hors-site. La très grande différence entre les deux options est expliquée par le fait que le recouvrement n'a pas recours à des sablières (Section 6.2.6); aucun sol n'est enfoui; et les distances de transport son très inférieures.

Les dommages à la santé humaine sont presqu'entièrement imputables aux émissions inorganiques (principalement les NOx, SO_2 et particules), qui causent des problèmes respiratoires (Figure 8-5). Ces impacts sont associés de façon prépondérante à la combustion de carburants. Pour l'option de réhabilitation, les émissions inorganiques sont associées aux phases : de transport du et vers la FIU (31%); d'opérations sur le site (17%); et de transport ou à l'utilisation de machinerie lourde ailleurs dans le cycle de vie de la réhabilitation (15 et 32%, respectivement). Ces valeurs, qui incluent les impacts associés à la précombustion de diesel, représentent environs 7%.

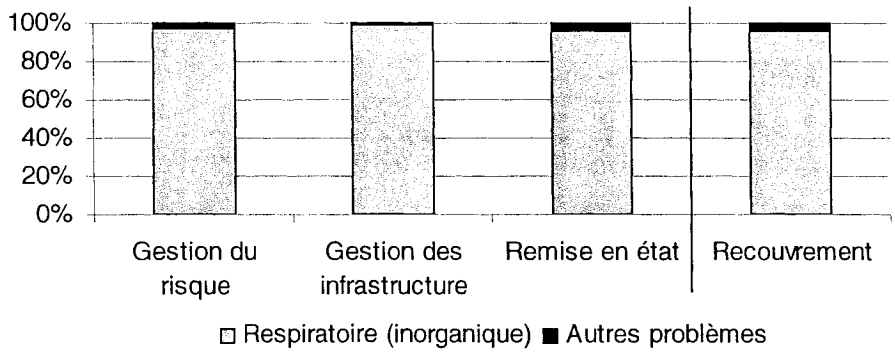


Figure 8-5 : Contribution des catégories de problèmes aux dommages à la santé humaine (impacts secondaires, ACV-A)

Pour les dommages à la qualité des écosystèmes (Figure 8-6), le problème contribuant le plus important est l'écotoxicité terrestre, associées à 84% à l'opération de camions. IMPACT 2002+ ne fournit aucun facteur pouvant traduire les indicateurs de problèmes d'acidification et eutrophisation aquatique en indicateur de problèmes.

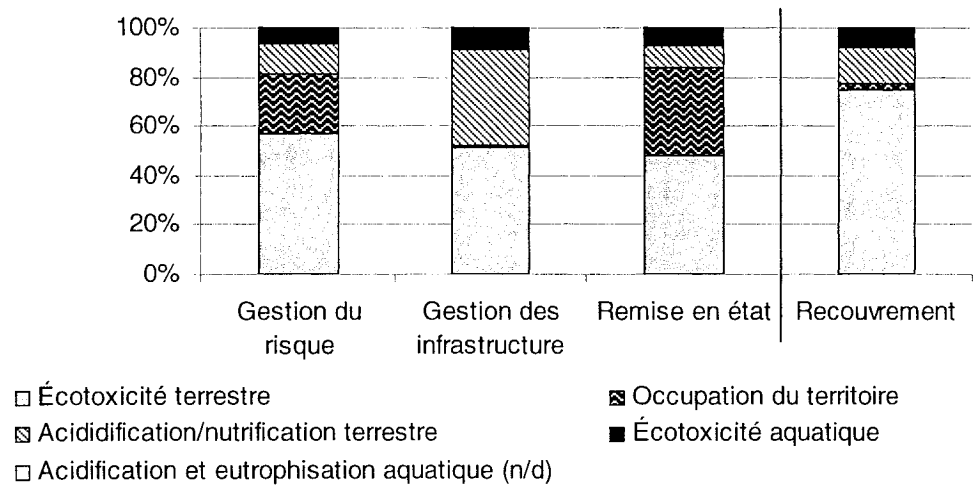


Figure 8-6 : Contribution des catégories de problèmes aux dommages à la qualité des écosystèmes (impacts secondaires, ACV-A)

Les dommages aux ressources sont à plus de 99% associés aux ressources non-renouvelables. Cet indicateur de problème, tout comme l'indicateur de réchauffement de la planète, est fortement lié à la combustion de carburant.

8.2.1.1 Impacts secondaires et indicateurs de problèmes – ACV-C

Pour l'ACV-C, les dommages associés à l'option de réhabilitation sont plus élevés que ceux de l'option de recouvrement par un facteur de 6 à 10 (Section 6.2.7). Cette différence de 4 à 7 fois inférieure à celle calculée par l'ACV-A Ceci est principalement dû au fait que l'option de recouvrement affiche de plus gros dommages dans l'ACV-C puisqu'on suppose que la totalité des sols de remblais provient de sources primaires (Section 6.2.6). Les indicateurs de problèmes sont présentés à l'Annexe 14. Ils suivent tous la même tendance que les dommages, étant supérieurs pour l'option de réhabilitation par un facteur de 1,3 (radiation ionisante) à 11 (appauvrissement de la couche d'ozone). Au contraire de l'ACV-A, la catégorie d'impact « utilisation du territoire » ne se démarque pas des autres catégories d'impacts. Ceci s'explique surtout par l'occupation du territoire importante associée aux sablières, qui représente 98% de l'occupation totale du territoire de l'option de recouvrement.

Les dommages à la santé humaine sont encore dominés par les problèmes respiratoires associés aux émissions de substances inorganiques (Figure 8-7). La toxicité humaine (substances non-cancérogènes) est non négligeable pour la phase de gestion des infrastructures (13%). Il faut préciser que les impacts associés à cette phase sont *évités*, du au déplacement de production de gravier occasionné par le recyclage des matériaux de démolition. Ces impacts toxiques sont majoritairement dus aux émissions d'arsenic dans l'air et dans l'eau et de dioxines/furannes dans l'air. Ces émissions sont principalement associées aux cycles de vie des métaux contenus dans les infrastructures de la carrière (machines, bâtisses).

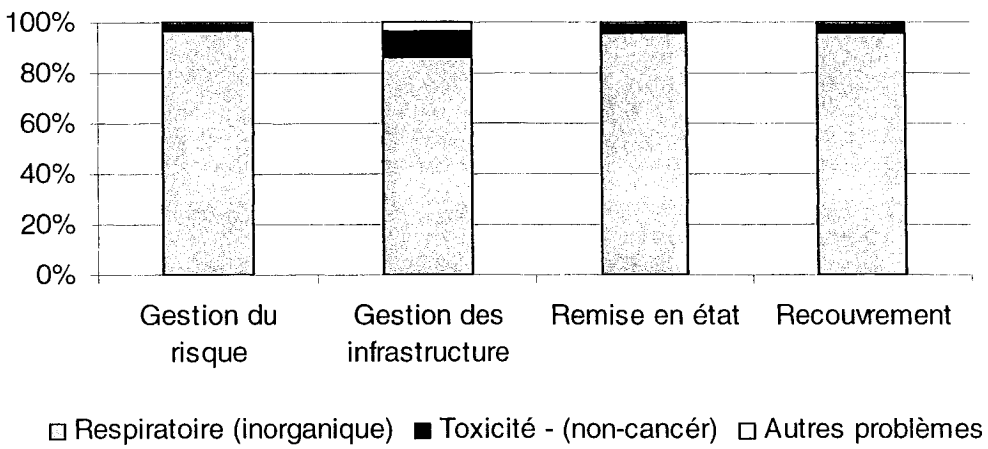


Figure 8-7 : Contribution des catégories de problèmes aux dommages à la santé humaine (impacts secondaires, ACV-C)

Pour les dommages à la qualité des écosystèmes (Figure 8-8), les problèmes les plus importants sont l'occupation du territoire et l'écotoxicité terrestre. La catégorie d'impact occupation du territoire contribue significativement plus à ces dommages que dans le cas de l'ACV-A. Pour la phase de remblayage et l'option de recouvrement (systèmes équivalents), cette catégorie d'impact représente 47% des dommages totaux à la santé des écosystèmes, 98% associés aux sablières. Pour la phase de gestion des infrastructures, les impacts évités d'occupation du territoire à la carrière représentent 72% des dommages évités.

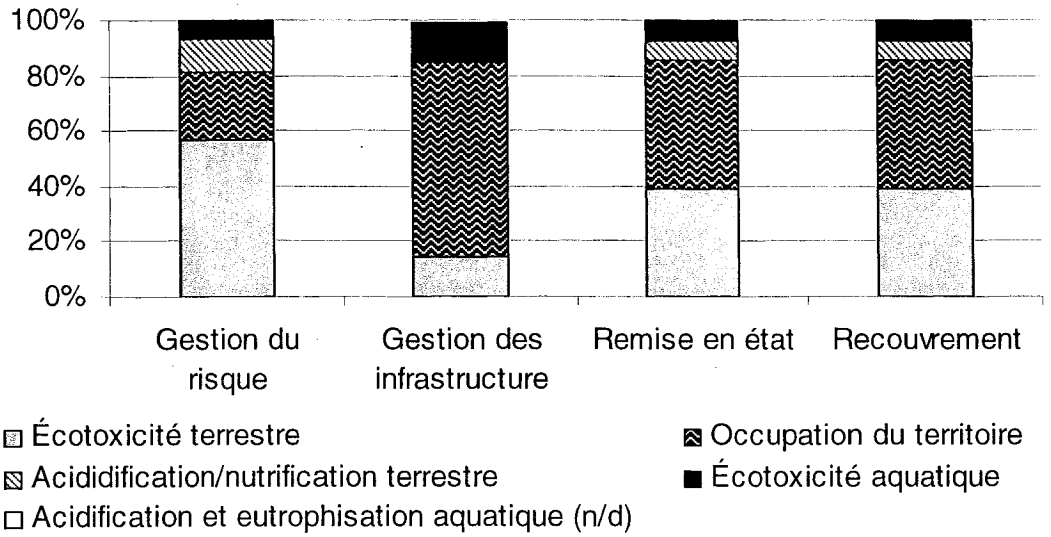


Figure 8-8 : Contribution des catégories de problèmes aux dommages à la qualité des écosystèmes (impacts secondaires, ACV-C)

Comme pour l'ACV-A, les dommages aux ressources sont à plus de 99% associés aux ressources non-renouvelables. Cet indicateur de problème, ainsi que l'indicateur de réchauffement de la planète, sont encore fortement liés à la combustion de carburant.

8.2.2 Analyses de contribution par type d'activité, ACV-A

Une analyse de contribution pour les impacts secondaires calculés par ACV-C à été présentée graphiquement à la Section 7.7.4. Une telle analyse est présentée ici pour l'ACV-A.

8.2.2.1 Option de réhabilitation

Trois types d'activité associés à la réhabilitation de la FIU sont distingués :

1) les opérations de réhabilitation sur le site (excavation de sols et de mâchefers, concassage de matière recyclable, etc.);

2) le transport hors-site et la gestion des matériaux exportés (sols contaminés, mâchefers, matières résiduelles);

3) la production de sols importés (seulement pertinent pour les sols de remblais primaires) et leur transport (distances différentes entre les sols de remblais primaires et secondaires).

La contribution de chacun de ces types d'opération est présentée à la Figure 8-9. La gestion des matériaux excavés est responsable de 69% à 76% des impacts totaux. De ce montant, 63 à 71% sont attribuables aux récepteurs de ces matériaux excavés, i.e. aux dépôts de matériaux secs, cellules de confinement et lieux d'enfouissement sécuritaires. Les opérations sur le site ne représentent que de 6 à 17% des dommages totaux et la production et le transport des sols de remblais que de 11 à 19%.

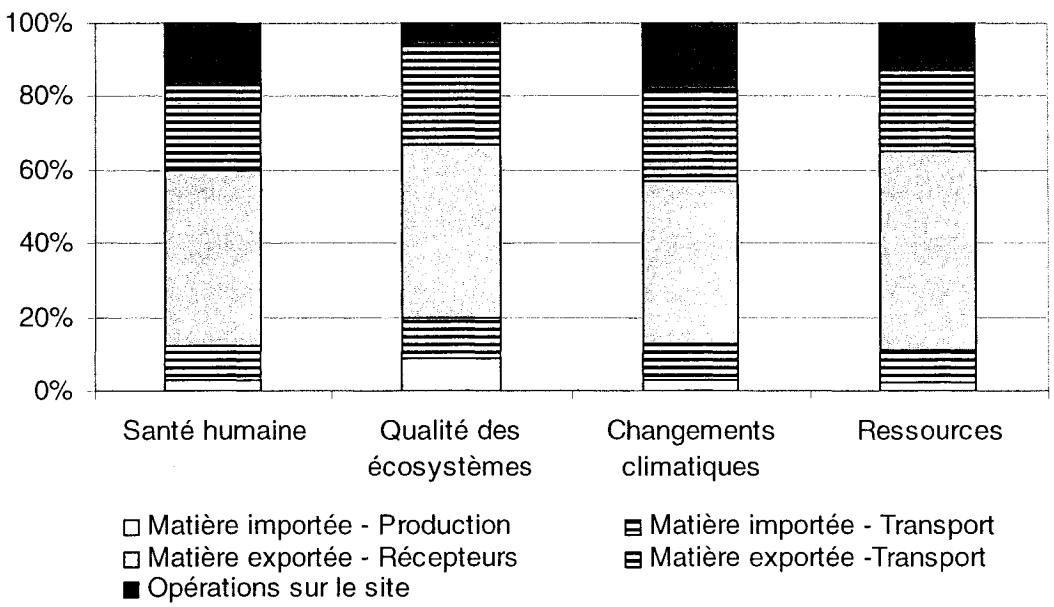


Figure 8-9 : Analyse de contribution de l'option de réhabilitation (ACV-A)

8.2.2.2 Option de recouvrement

Trois types d'activités associés au recouvrement de la FIU sont distingués :

1. les opérations de remblayage sur le site (épandage, compactage);
2. le transport hors-route, entièrement associé à l'importation de remblais; et
3. la production de remblais.

Dans l'ACV-A, ce dernier n'a aucun impact : les remblais étant de sources secondaires, toutes les opérations d'excavation de ces sols ont été imputées au chantier de construction d'où ils proviennent (Section 6.2.6).

La Figure 8-10 compare les impacts de ces activités. Les impacts du transport sont supérieurs aux opérations sur le site, représentant de 61 à 87% des dommages totaux.

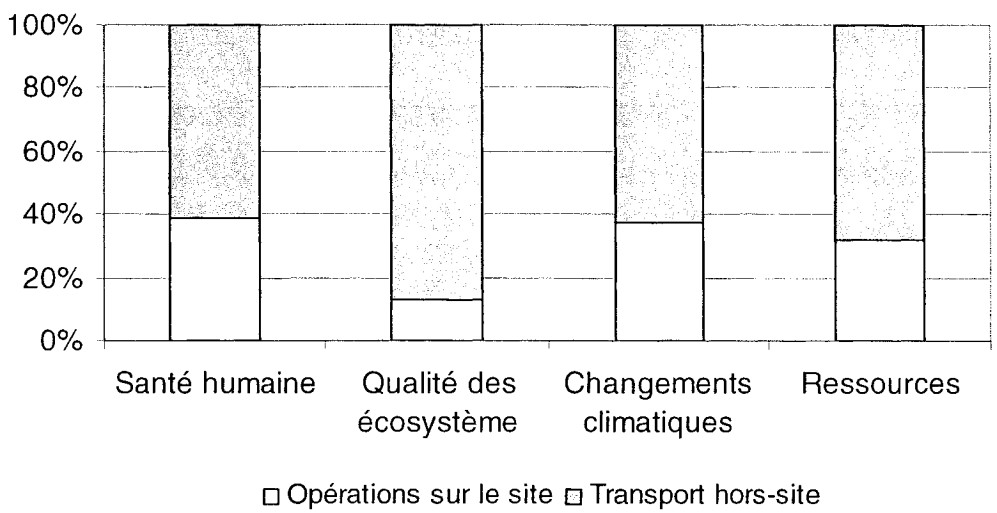


Figure 8-10 : Analyse de contribution de l'option de recouvrement (ACV-A)

8.2.3 Comparaison des impacts secondaires de la gestion des différents matériaux

8.2.3.1 Phase de gestion du risque

Les impacts au niveau des dommages de la gestion d'un mètre cube de chaque type de matériaux enlevés du site lors de la phase de gestion du risque de l'option de réhabilitation sont présentés à la Figure 8-11. Ces impacts sont les mêmes pour l'ACV-A et l'ACV-C. On y voit clairement que les types de matériaux enfouis ou confinés sont les plus dommageables, dû au transport et aux infrastructures de fin de vie.

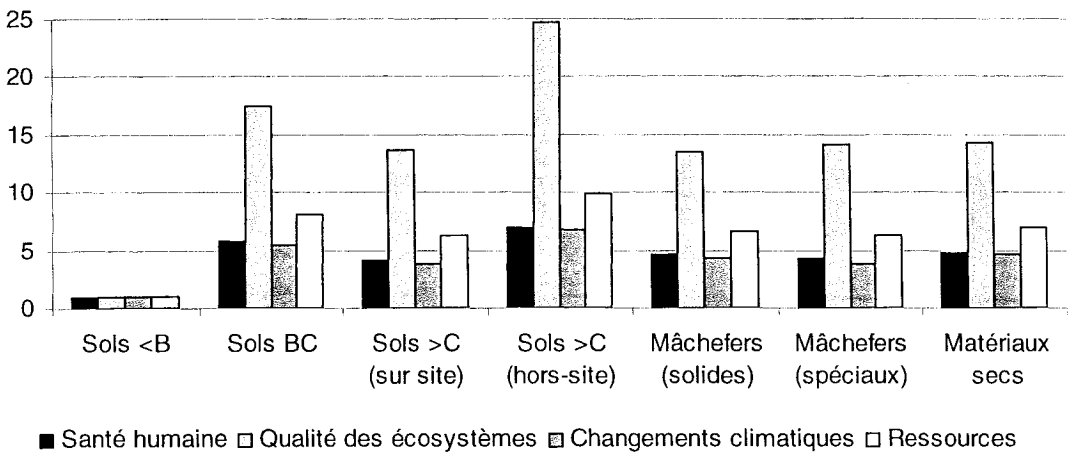


Figure 8-11 : Dommages par type de matériau exporté lors de la gestion du risque (ACV-A) – normalisé à la gestion d'un sol <B

Or, une partie de ces matériaux enfouis ou confinés est aussi associée à des bénéfices du côté des impacts primaires. La Figure 8-12 comparent les impacts primaires et secondaires de la gestion d'un mètre cube de sol BC et de sol >C (confiné sur site et hors-site), pour les indicateurs de dommages à la santé humaine et à la qualité des écosystèmes, respectivement. On peut y constater que les bénéfices environnementaux de la décontamination compensent largement pour les impacts secondaires, surtout pour les dommages aux écosystèmes. La différence entre les impacts secondaires associés au sol >C géré hors site et géré sur site est comparativement mineure. Le transport vers

d'autres sites d'enfouissement et de confinement vaut environnementalement le coût pour ces deux catégories de dommages si on ne tient compte que des impacts primaires et secondaires (perspective 4).

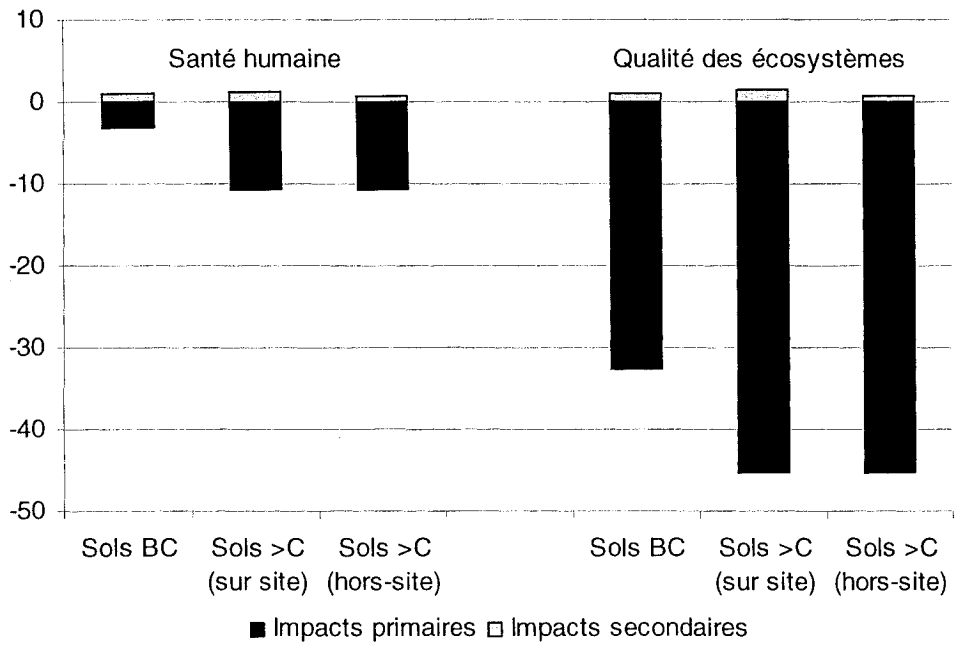


Figure 8-12 : Comparaison des impacts primaires et secondaire de la gestion de sols contaminés – normalisé aux impacts secondaires de la gestion de sols BC

8.2.3.2 Phase de gestion des infrastructures

Les impacts encourus pour la démolition des infrastructures et le recyclage des matériaux sont les mêmes pour les ACV-A et ACV-C. Par contre, seulement l'ACV-C tient compte, par expansion des frontières du système, de la production évitée de gravier. Ces dommages évités sont pour toute les catégories d'impact au moins 1.2 fois supérieur aux dommages encourus, allant jusqu'à plus de 9 fois supérieurs pour les dommages à la qualité des écosystèmes (béton bitumineux) (Figure 8-13). Ces résultats

montrent clairement que le recyclage de ces matériaux est environnementalement souhaitable.

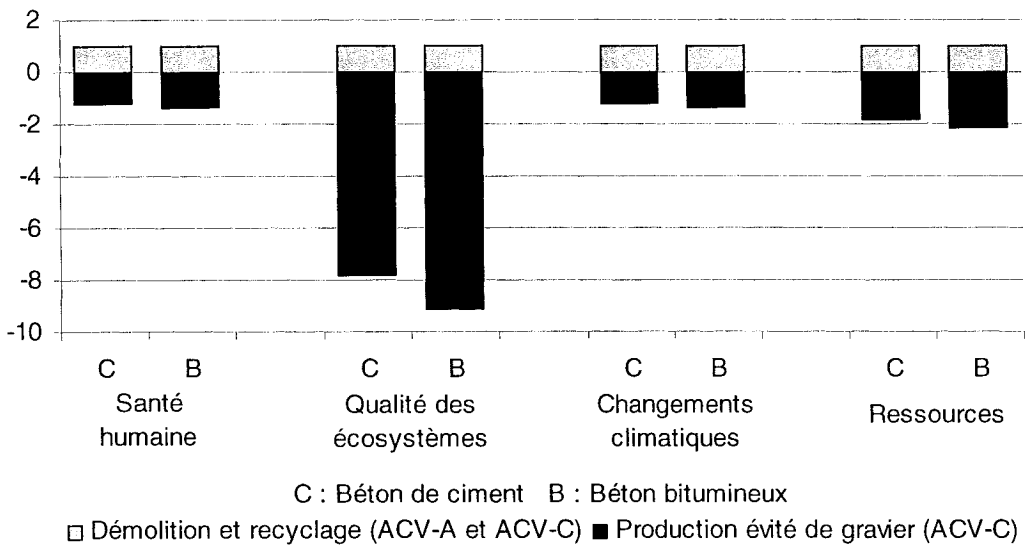


Figure 8-13 : Comparaison des impacts encourus et évités pour la phase de gestion des infrastructures – normalisé aux dommages encourus

8.2.3.3 Phase de remblayage et option de recouvrement

La grande différence entre l'ACV-A et l'ACV-C pour ces phases concerne la proportion de sols de remblai secondaire admissible. Dans l'ACV-A, 76% et 100% des sols importés proviennent de sources secondaires pour la phase de remblayage et pour l'option de recouvrement, respectivement. Dans l'ACV-C, 100% des sols sont de sources primaires (voir Section 6.2.6). La Figure 8-14 montre la différence de dommages entre l'acquisition de sols de remblais primaires et secondaires. Comme il était prévisible, on constate que le réemploi d'un sol généré dans la région proche du site réhabilité est de loin préférable à l'emploi d'un sol « produit » dans des sablières éloignées. Pour l'option de réhabilitation, les impacts supplémentaires qui résultent de ne tenir compte que de sources primaires de sols sont environ 2 fois plus grandes que les impacts évités de la phase de gestion des infrastructures.

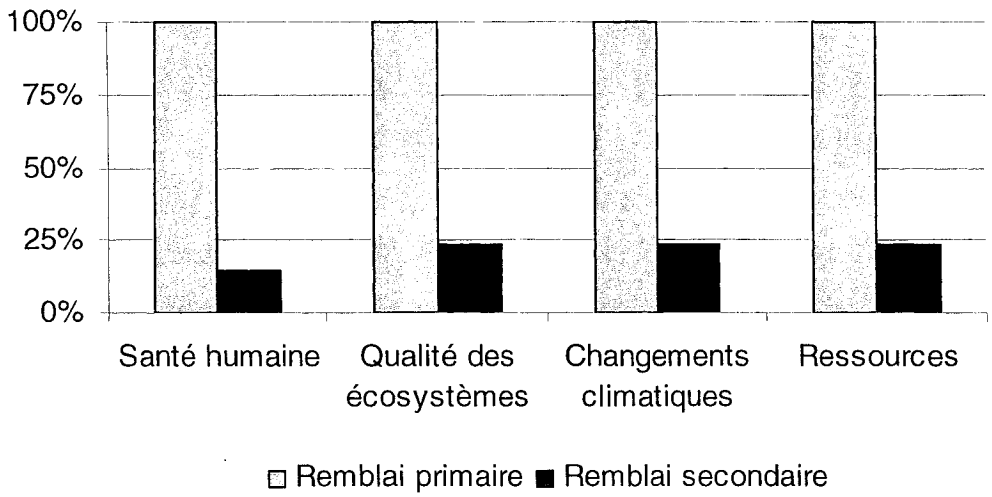
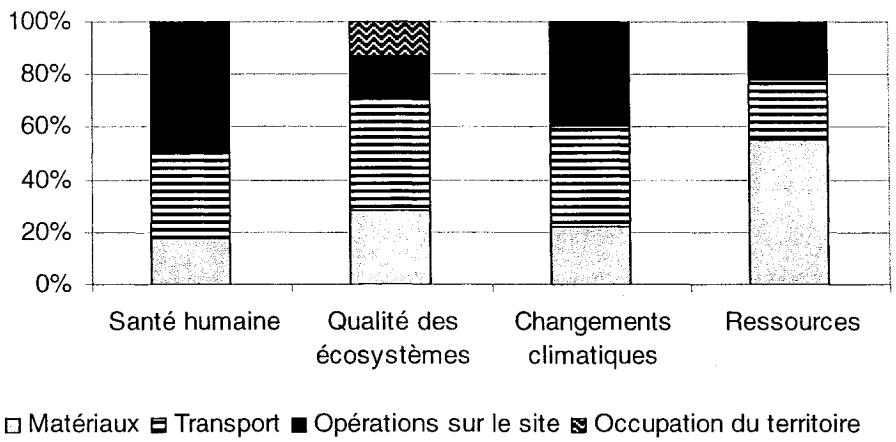


Figure 8-14 : Différences d'impacts entre les sols de remblais primaires et secondaires

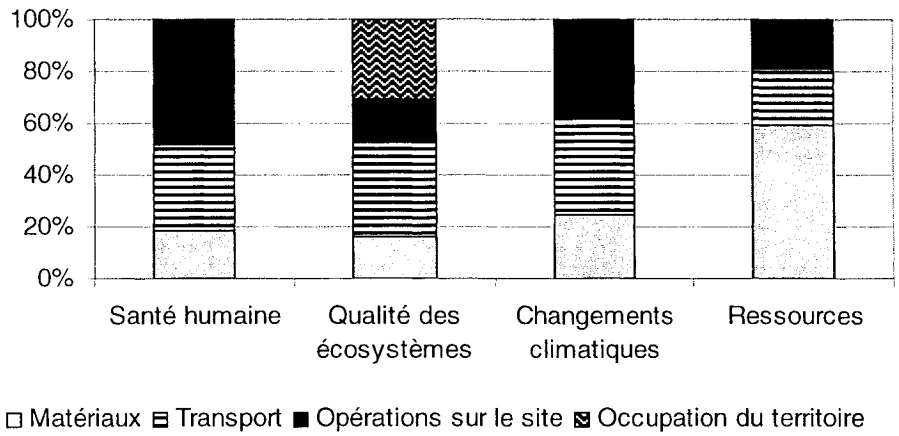
8.2.4 Analyse de contribution pour les filières de fin de vie

Les filières de fin de vie sont les plus importantes contributrices durant la phase de gestion du risque (Figure 8-9). Les Figures 8-15A et B présentent des analyses de contribution pour les deux types de filières de fin de vie: les dépôts en matériaux secs (sols BC, de mâchefers et de matériaux secs) et les cellules de confinement ou lieux d'enfouissement sécuritaires (sols >C, mâchefers).

Les lieux d'enfouissement sont souvent instinctivement associés à l'utilisation du territoire : par contre, cet impact ne représente que 26% et 31% des dommages totaux à la qualité des écosystèmes. Le cycle de vie des matériaux utilisés représente environ 20% des différents dommages, sauf pour les ressources où les entrants de bitume et de HDPE font grimper la contribution à près de 60%. Les transports sont aussi plutôt significatifs, représentant de 21 à 38% des dommages totaux. Ce transport en « arrière plan » s'ajoute au transport directement lié à la réhabilitation du site.



8-15A : Contributions pour les dépôts de matériaux secs



8-15B : Contributions pour les cellules de confinements et lieux d'enfouissements à sécurité accrue (LESA)

Figure 8-15 : Analyse de contribution pour les filières de fin de vie

8.3 Impacts tertiaires

8.3.1 Phase de développement

Les dommages associés à la phase de développement pour le site à l'étude et les deux types de sites affectés (site urbain, site périphérique) ont été présentés à la Section 6.2.7. Les indicateurs de problèmes sont présentés à l'Annexe 18. En faisant fi de la catégorie d'impact occupation du territoire, les indicateurs sont tous équivalents pour le développement du site à l'étude et d'un autre site urbain (hypothèse de base du modèle), tandis que ceux du site périphérique sont 2.36 fois plus élevés, ce qui correspond à la racine du différentiel d'occupation de terrain (voir Section 6.2.6).

Tout comme pour les impacts secondaires, la catégorie d'impacts la plus problématique pour la santé humaine est « respiratoire (inorganiques) » (91%). Pour les dommages à la qualité des écosystèmes, en faisant fi de l'occupation du territoire, les impacts sont dominés par les problèmes d'écotoxicité (87% terrestre, 11% aquatique).

La catégorie d'impact « occupation du territoire » ne suit pas cette même tendance. Premièrement, l'occupation du site à l'étude est considérée dans les impacts primaires plutôt que tertiaires. Aussi, pour un site périphérique, l'indicateur pour cette catégorie d'impact est négatif et, en valeur absolue, 31 fois supérieur que pour les développements de sites urbains. La raison est que la disparition de terres agricoles au profit d'un site en construction est jugée environnementalement souhaitable, vu la très faible biodiversité sur les terres agricoles (voir Section 6.2.7).

8.3.2 Phase d'occupation

Les dommages annuels de l'occupation du site à l'étude et des deux types de sites affectés ont été présentés à la Section 6.2.7. Les indicateurs de problèmes sont présentés à l'Annexe 19. Toutes les catégories de problèmes sauf l'utilisation du territoire suivent la même tendance que les indicateurs de dommages : comparativement aux impacts d'occupation encourus sur le site à l'étude, les impacts de l'occupation du site urbain sont de 1,1 à 1,3 fois plus élevés, et ceux d'un site périphérique sont de 2,3 à 4,3 fois

plus élevés. L'occupation du territoire ne suit pas cette tendance générale pour les mêmes raisons que pour la phase de développement. Les problèmes contribuant de façon significative aux dommages sont les mêmes que pour la phase de développement.

8.3.3 Impacts tertiaires et indicateurs de problèmes, par scénario d'imputation

Les indicateurs de dommages associés aux impacts tertiaires ont été présentés à la Section 6.2.7 pour chacun des trois scénarios d'imputation. Les indicateurs de problèmes sont présentés à l'Annexe 20. Les tendances observées pour les dommages se maintiennent pour toutes les catégories d'impact sauf pour « occupation du territoire ». Les indicateurs sont négatifs, ce qui indique que le redéveloppement du site est bénéfique au niveau environnemental et, plus on suppose que les développements évités sont en périphérie, plus ces bénéfices sont grands. En effet, le « meilleur scénario » est de l'ordre de quatre fois plus avantageux que le scénario dit le plus probable, et de huit à quinze fois plus avantageux que le scénario où seul le développement de sites urbains est évité.

8.3.4 Analyse de contribution du transport automobile

L'activité contribuant le plus aux impacts tertiaires est de loin le transport automobile. L'inventaire associé au transport automobile dans la base de données Ecoinvent tient compte de trois types de flux :

1) ceux générés par l'opération du véhicule comme telle, qui comprend évidemment les gaz à échappement mais aussi l'inventaire du cycle de vie du carburant consommé;

2) ceux associés à la fabrication, l'entretien et la gestion en fin de vie de la voiture, et imputés à chaque kilomètre parcouru en fonction de la distance totale estimée que parcourra la voiture durant sa durée de vie; et

3) ceux associés à la construction, l'opération et la gestion en fin de vie des routes sur lesquelles roulera la voiture, imputés à chaque km parcouru en fonction du nombre total de véhicule-kilomètre et tonne-kilomètre parcourus sur ces routes.

La Figure 8-16 présente une analyse de contribution pour cette activité. La phase d'opération représente de 74 à 85% des dommages. L'infrastructure routière représente plus de 11% de tous les dommages. Le cycle de vie de l'automobile comme tel (sauf la phase d'utilisation) ne représente que de 4 à 10% des dommages.

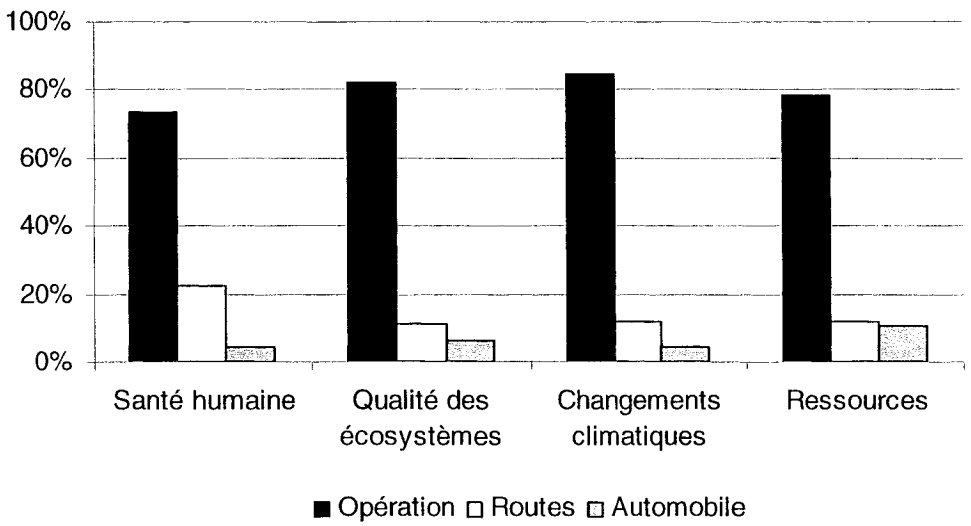


Figure 8-16 : Analyse de contribution pour le transport automobile

8.4 Interprétation

8.4.1 Perspective égalitaire, indicateurs de problèmes

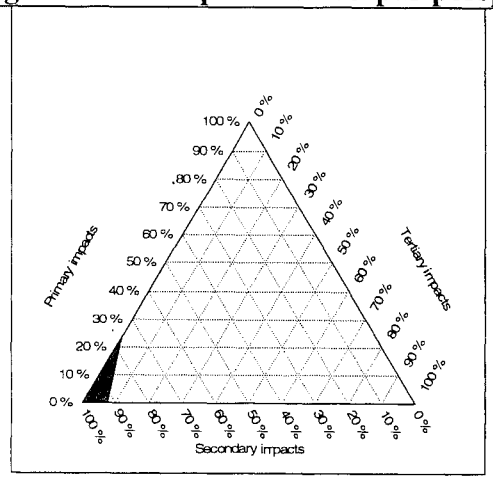
Les dommages totaux de l'option de réhabilitation, selon une perspective où les impacts primaires, secondaires et tertiaires ont tous la même importance (perspective 7), ont été présentés à la Section 6.2.7. Les totaux étaient tous négatifs : la réhabilitation était donc environnementalement préférable à l'option de recouvrement. Les indicateurs totaux de problèmes sont présentés à l'Annexe 21. Les tendances observées pour les indicateurs des dommages se maintiennent pour les problèmes. Pour les scénarios d'imputation « meilleur cas » et « cas le plus probable », tous ces indicateurs sauf « occupation du territoire » sont négatifs. Pour le scénario « pire cas », seulement 4 des 15 indicateurs de problèmes sont faiblement positifs, et les autres sont négatifs.

8.4.2 Analyse des perspective pour les trois scénarios d'imputation

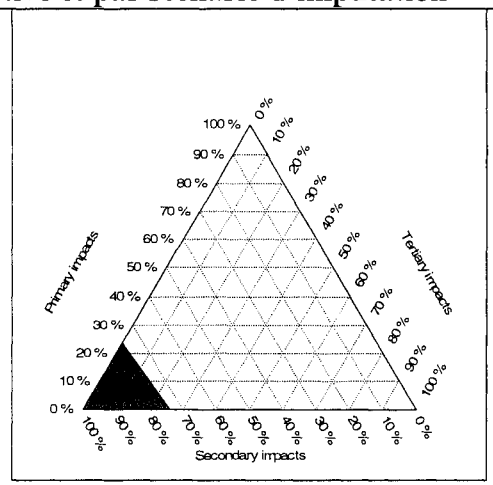
Les résultats de l'ACV-C ont été interprétés selon les sept perspectives à la Section 7.2.7, mais seulement pour le scénario d'imputation « meilleur cas ». Cette Section compare, pour les différentes perspectives, ces résultats avec ceux découlant des autres scénarios d'imputation.

Les Figures 8-17A-D présentent les résultats pour les indicateurs de dommages. Pour le scénario « plus probable », les conclusions sont les mêmes que pour le « meilleur cas »: l'option de recouvrement est préférable pour la perspective 2 (impacts secondaires seulement); les résultats se contredisent pour la perspective 4 (impacts primaires et secondaires); et l'option de réhabilitation est préférables pour toutes les autres perspectives. Pour le « pire cas », les impacts secondaires et tertiaires sont du même ordre de grandeur pour toutes les catégories de dommages sauf « qualité des écosystèmes » : l'option préférable pour la perspective 5 (impacts secondaires et tertiaires seulement) est beaucoup moins facile à déterminer. Pareillement, pour la perspective égalitaire (perspective 7), les options ne sont pas très bien départagées.

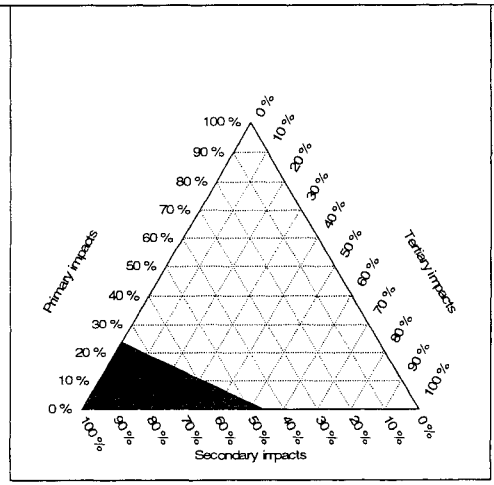
Figure 8-17 : Impacts totaux par perspective et par scénario d'imputation



« Meilleur cas »

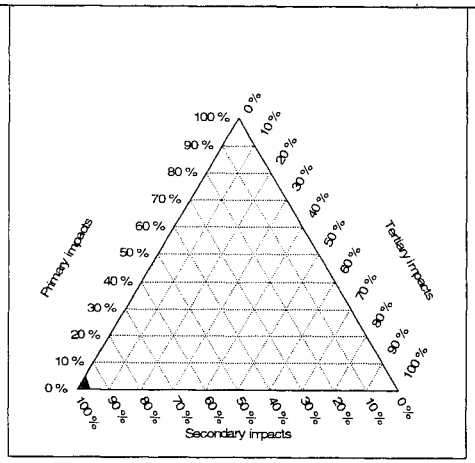


« Plus probable »

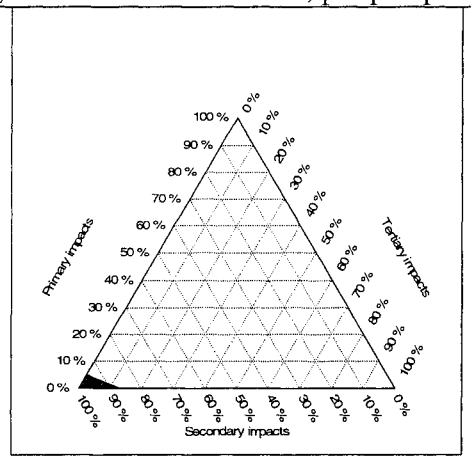


« Pire cas »

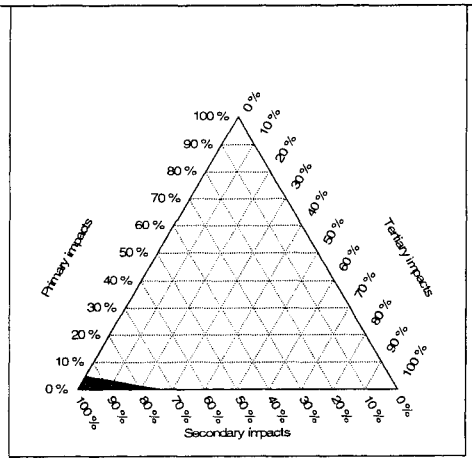
Figure 8A : Santé humaine, par perspective



« Meilleur cas »



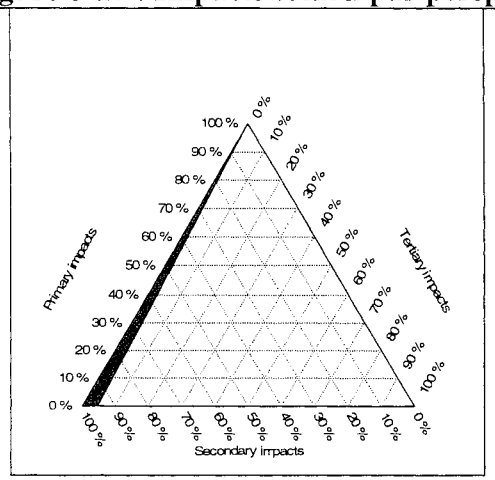
« Plus probable »



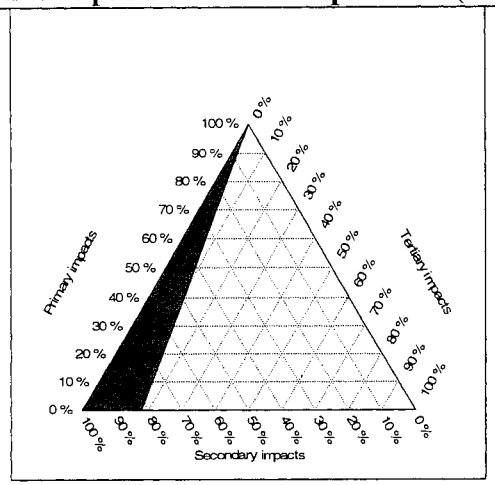
« Pire cas »

Figure 8B : Qualité des écosystèmes, par perspectives

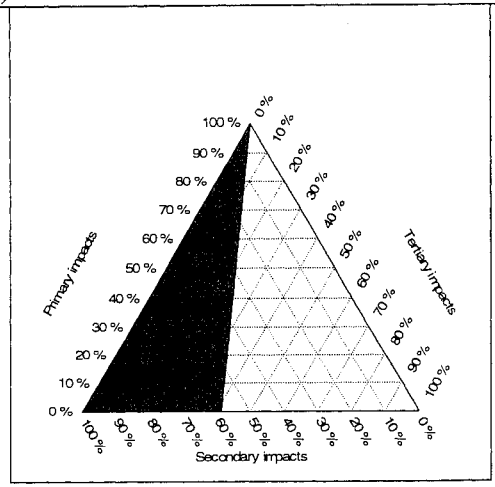
Figure 8-17 : Impacts totaux par perspective et par scénario d'imputation (suite)



« Meilleur cas »

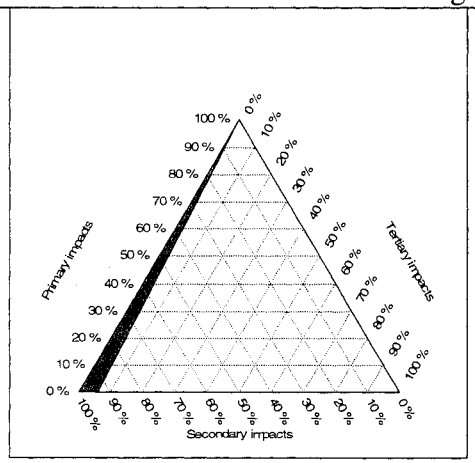


« Plus probable »

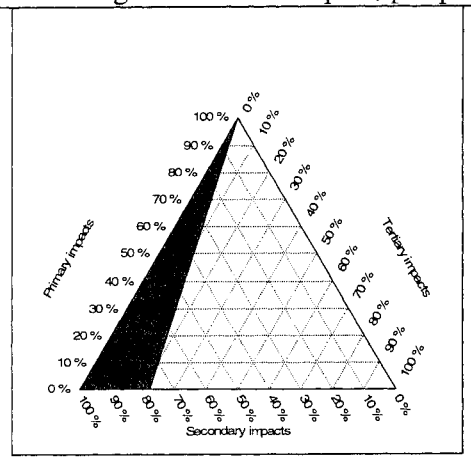


« Pire cas »

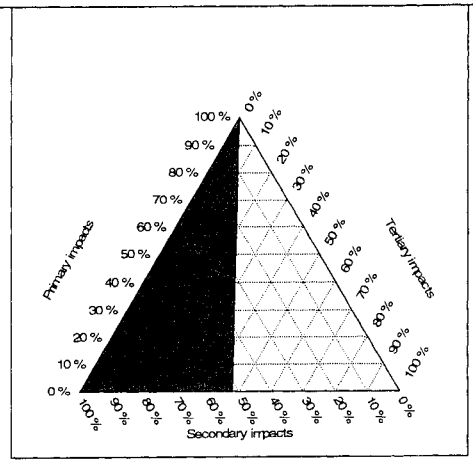
Figure 8C : Changements climatiques, par perspective



« Meilleur cas »



« Plus probable »



« Pire cas »

Figure 8D : Ressources, par perspective

8.5 Analyses de scénarios discrets

8.5.1 Changement de substance pour approximer les impacts des hydrocarbures pétroliers

L'évaluation des impacts primaires associés aux hydrocarbures pétroliers s'est fait à partir d'une substance approximative (*proxy*), le pentane. La contribution de cette substance aux dommages à la santé humaine était nulle et celle aux dommages sur la qualité des écosystèmes était extrêmement faible.

Afin de vérifier si l'utilisation d'autres substances aurait changé ces résultats, deux choix alternatifs ont été évalués : l'utilisation du facteur de caractérisation de l'hexane, qui est le seul hydrocarbure non-polaire caractérisé dans la méthode IMPACT 2002+ qui ait un effet toxique ; et l'utilisation de la moyenne des cinq hydrocarbures non-polaires caractérisés dans la méthode (butane, heptane, hexane, pentane et propane).

Le changement de facteur de caractérisation affecte seulement de 0,25% les dommages à la qualité des écosystèmes et très faiblement les dommages à la santé humaine. Pour les résultats totaux des deux ACV, ce changement est tout à fait insignifiant.

8.5.2 Devenir des contaminants enfouis ou confinés

Un des postulats toujours retrouvé dans les ACV sur la gestion de sites contaminés est que les contaminants enfouis ou confinés ne sont pas émis dans l'environnement et peuvent donc être exclus de l'inventaire. Or, ce postulat, surtout pour les métaux, repose implicitement sur un choix de frontières temporelles. Si les frontières temporelles sont étendues vers « l'infini hypothétique », tel que recommandé par certains auteurs qui ont analysé le rôle des lieux d'enfouissement sanitaires en ACV (Sundqvist, 1999; Finnveden, 1999), les émissions futures à très long terme devraient être incluses.

Deux scénarios de sensibilité pour l'ACV-C ont été présentés à la Section 6.2.7: le premier suppose que tous les contaminants enfouis ou confinés sont émis dans l'environnement, et le second suppose que seuls les métaux sont émis, les autres substances étant supposées biodégradées. Il a déjà été montré que ces scénarios

alternatifs ne changent pas la conclusion que la réhabilitation-valorisation est bénéfique pour la perspective égalitaire, sauf si on suppose que tous les sites affectés sont en zone urbaine. Ceci est dû à la magnitude des impacts tertiaires.

Selon la perspective 4, qui ne tient compte que des impacts primaires et secondaires, ces scénarios futurs peuvent changer les conclusions. La Figure 8-18 présente les impacts secondaires de l'option de réhabilitation pour chacun des scénarios, et ces derniers sont comparés au total des impacts primaires et secondaires de l'option de recouvrement. Si on considère que tous les contaminants lixivients hors du site, alors l'option de recouvrement est préférable. Par contre, si seulement les métaux lixivients, alors l'option de recouvrement est préférable pour toutes les catégories de dommages sauf « qualité des écosystèmes ».

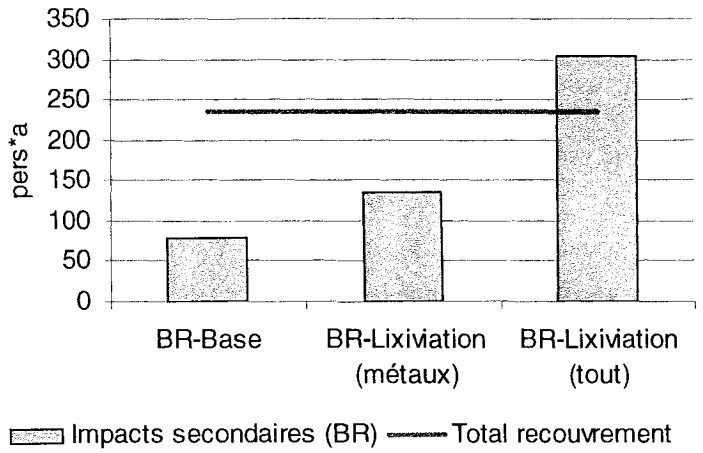


Figure 8-18A : Scénarios de devenir des contaminants enfouis ou contaminés, dommages à la santé humaine

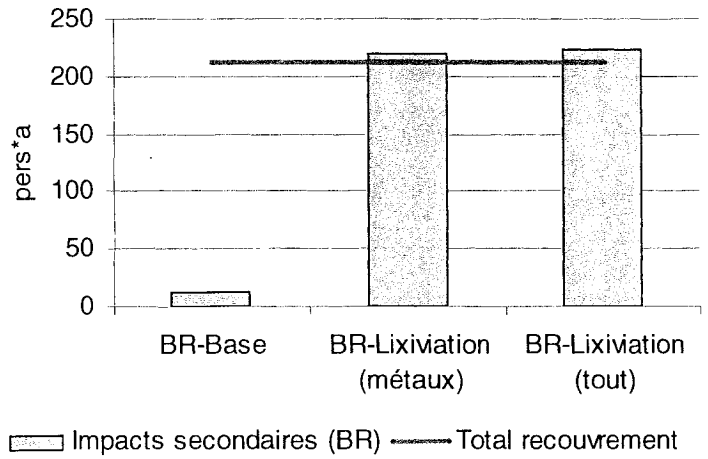


Figure 8-18B : Scénarios de devenir des contaminants enfouis ou contaminés, dommages à la qualité des écosystèmes

Figure 8-18 : Scénarios de devenir des contaminants enfouis ou contaminés

8.5.3 Types de chauffage et sources d'énergie électrique marginale

Une analyse de scénario concernant le type de chauffage résidentiel et la source d'énergie électrique marginale a été sommairement présentée à la Section 6.5.6. L'énergie électrique est utilisée pour la climatisation, l'éclairage et, dans la moitié des scénarios analysés, pour le chauffage. Les six scénarios sont décrits au Tableau 8-1.

Tableau 8-1: Scénarios alternatifs de consommation résidentielle d'énergie

	Scénario de base	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Scénario 5
Chauffage	Élec-tricité	Élec-tricité	Élec-tricité	Gaz naturel	Gaz naturel	Gaz naturel
Électricité	Hydro-électrique	Therm. gaz	Éolienne	Hydro-électrique	Therm.-gaz	Éolienne

La Figure 8-19 présente la façon dont ces scénarios alternatifs affectent les impacts de la phase d'occupation du site à l'étude. Les mêmes tendances s'observent naturellement pour les autres sites, mais de façon moins marquée à cause de l'importance relative plus importante du transport des résidents.

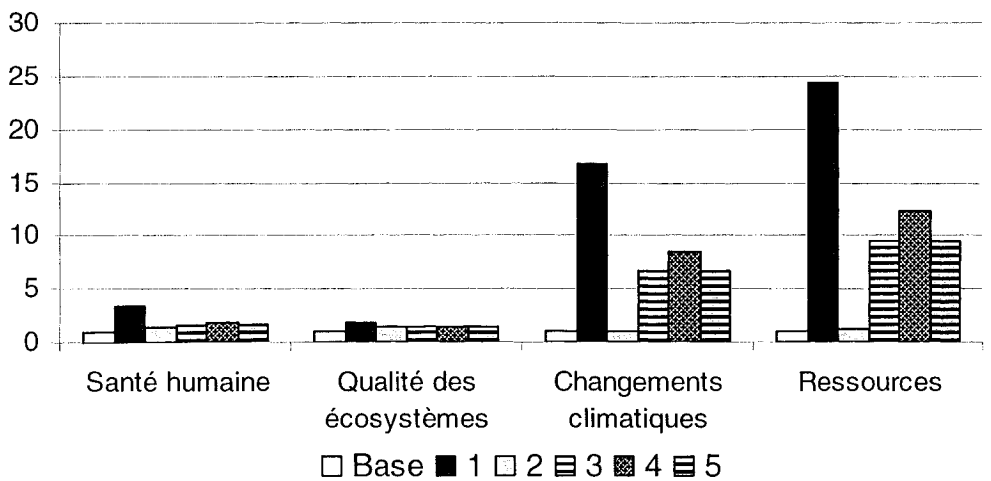


Figure 8-19: Effets des scénarios alternatifs de consommation résidentielle d'énergie, normalisés aux impacts du scénario de base

Les effets les plus notables sont associés aux scénarios qui comportent une source énergétique à base de gaz naturel, surtout pour les dommages au changement climatique et aux ressources. Puisqu'il est plus efficace de chauffer une résidence directement au gaz qu'à l'électricité provenant de la combustion du même gaz dans une centrale thermique, il est logique que, des quatre scénarios comprenant du gaz naturel, le scénario 1 soit le plus dommageable pour ces catégories de dommages.

Pour les autres catégories de dommages, les résultats sont beaucoup moins clairs. Par contre, dans tous les cas, c'est le scénario de base qui est le plus efficace. Puisque les résidences sur les sites périphériques consomment plus d'énergie pour le chauffage et pour les autres besoins, le choix de scénario de base est donc le choix le plus conservateur, i.e. le choix qui tend le plus à minimiser les impacts tertiaires.

Chapitre 9 Discussion générale

Comme les processus de recyclage de ressources matérielles, la réhabilitation-valorisation de FIU a deux fonctions. La première, associée à l'occupation antérieure, est « la gestion adéquate du legs laissé par l'occupation » : c'est l'aspect « réhabilitation ». Dans le cas d'une FIU contaminée, cette gestion est, au Québec, encadrée par une démarche réglementée. La deuxième fonction, qui concerne l'occupation subséquente, est « la production d'un site redevelopable ». C'est l'aspect « valorisation ».

La réhabilitation-valorisation d'une FIU a trois types de conséquences environnementale : la réhabilitation change la qualité environnementale du site (impacts primaires); la réhabilitation en elle-même génère des impacts (impacts secondaires); et la valorisation du site perturbera la façon dont le territoire est aménagé (impacts tertiaires).

L'hypothèse de recherche (Section 2.1) suggère que l'ACV-C est un outil adapté pour générer de l'information sur ces trois types d'impacts dans un même cadre, contrairement à l'ACV-A. Les objectifs principaux de cette thèse de doctorat étaient (1) de développer un modèle conceptuel basé sur la logique ACV-C qui inclut dans son champ les trois types d'impacts; (2) d'appliquer ce modèle à un cas précis, i.e. celui de la gestion du site des Ateliers Angus à Montréal et d'interpréter les résultats selon plusieurs perspectives; et (3) de comparer l'ACV-C avec l'ACV-A.

9.1 Modèle conceptuel

Le modèle développé dans cette thèse de doctorat était basé sur l'ACV-C. Cette approche s'éloigne de l'approche utilisée jusqu'à maintenant, celle basée sur l'ACV-A. Pour des fins de comparaisons, les deux modèles ont été présentés de façon conceptuelle (Chapitre 5) puis utilisés pour un cas précis de réhabilitation-valorisation (Chapitre 6). Cette section-ci compare les modèles conceptuels.

9.1.1 Modèle ACV-A

L'ACV-A est un outil qui permet d'évaluer les impacts des activités faisant partie du cycle de vie d'un produit, service ou activité ayant une fonction donnée. La fonction commune à toutes les options de gestion d'une FIU est la gestion du legs des activités passées. Or, l'option de réhabilitation-valorisation est multifonctionnelle. En ACV-A, pour être comparable aux autres options de gestion, les impacts doivent être imputés à chacune des deux fonctions. Seulement les impacts attribuables à la fonction de gestion du legs sont considérés dans la comparaison. Les impacts tertiaires se trouvent exclus de l'étude. Des méthodes pour évaluer les impacts primaires et secondaires en ACV-A ont déjà été présentées par d'autres auteurs (voir Section 3.6).

9.1.2 Modèle conceptuel basé sur l'ACV-C

En ACV-C, les systèmes multifonctionnels sont traités par expansion des frontières du système (Tillman *et al.,* 1994; Azapagic et Clift, 1999; Ekvall et Weidema, 2004). Tous les systèmes affectés par les deux fonctions sont pris en compte dans l'étude. Pour les ACV-C des processus de recyclage, ces effets peuvent inclure ceux sur la manière dont d'autres acteurs géreront leurs matières résiduelles, sur le taux de recyclage de matière dans d'autres systèmes de produit, sur la production primaire du matériau et même sur la production d'autres types de matériaux.

Pour une option de réhabilitation-valorisation, ceci se traduit en une expansion des frontières de façon à tenir compte des conséquences qu'elle aura sur d'autres systèmes et sur le cycle de vie d'autres sites. Les impacts tertiaires ont ainsi pu être intégrés dans le cadre d'étude du projet.

9.2 Évaluation de chaque type d'impact pour l'étude de cas

L'étude de cas consistait en la comparaison de deux options de gestion d'une FIU contaminée, le site des Ateliers Angus. La première option était la réhabilitation-valorisation par excavation des sols contaminés et des déchets, qui permet une réduction importante des impacts primaires associés à la contamination et un redéveloppement résidentiel du site. La deuxième était le recouvrement du site avec du sol propre, qui

permet de gérer le risque mais ne permet pas directement son redéveloppement. Dans cette section, les méthodes utilisées pour évaluer les impacts primaires, secondaires et tertiaires, ainsi que les sources d'incertitudes de ces méthodes, sont discutées.

9.2.1 Impacts primaires

9.2.1.1 Différences entre l'ACV-A et l'ACV-C

Les impacts primaires ont été évalués par les deux types d'ACV. Les impacts primaires associés à la contamination résiduelle ont déjà été directement inclus dans l'inventaire dans d'autres études, comme e.g. Toffoletto *et al.*, 2004a. Cette approche, la plus simple, est une source importante d'incertitudes (Owens, 1997). Pour les impacts primaires associés à l'état du site, l'approche retenue a été d'utiliser les modèles de caractérisation de « l'utilisation du territoire ». Ces dernières sont souvent incluses dans les méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV). Cet aspect est novateur, puisqu'aucune ACV dans le domaine de la gestion de sites contaminés n'a, jusqu'à maintenant, tenu compte de ce genre d'impact. Dans l'ACV-A, on ne considère les impacts d'occupation du site que pour la durée de la réhabilitation, alors que pour l'ACV-C, la frontière temporelle s'étend jusqu'à 40 ans d'occupation.

9.2.1.2 Incertitudes dans l'évaluation des impacts primaires des hydrocarbures pétroliers

Pour la contamination aux produits pétroliers (C_{10}-C_{50}), aucun facteur de caractérisation convenable n'a été trouvé dans la méthode IMPACT 2002+. Aucun hydrocarbure ayant de 10 à 50 carbones n'y est caractérisé.

Il a été décidé d'utiliser le facteur de caractérisation d'une substance chimiquement apparentée comme approximation. La méthode caractérise 5 hydrocarbures à chaînes plus courtes : l'heptane, l'hexane, le pentane, le butane et le propane. Celui aillant le facteur de caractérisation le plus important pour l'écotoxicité est le pentane. Le seul aillant un facteur de caractérisation non-nul pour la toxicité est l'hexane. Ce dernier a, par contre, un facteur de caractérisation de deux ordres de grandeur inférieur à celui du pentane.

Dans le modèle de base, le pentane a été utilisé comme approximation. Les impacts résultants de cette approximation étaient complètement négligeables comparés à ceux des métaux et des HAP.

Les facteurs d'impacts ont été recalculés en utilisant deux autres substituts : (1) le facteur de caractérisation de l'hexane; et (2) une moyenne des facteurs de caractérisation du butane, heptane, hexane, pentane et propane. Ces nouveaux indicateurs d'impacts étaient aussi négligeables.

Le fait que ces substances soient si négligeables est surprenant. Il aurait été possible de calculer, en utilisant la méthode IMPACT 2002+, des facteurs de caractérisation pour le C_{10}-C_{50}. Par contre, cette démarche aurait été laborieuse (étape de recherche de données importante) et, comme les impacts primaires sont déjà plus élevés que les impacts secondaires dans le modèle, n'aurait rien changé aux conclusions de l'étude.

9.2.1.3 Incertitudes dans l'évaluation des impacts primaires des métaux

Les impacts potentiels écotoxiques des métaux laissés sur le site étaient très importants, totalisant un impact 7,90E+08 kg_{eq} triéthylène glycol, presque également réparti entre l'écotoxicité terrestre et aquatique. Les impacts potentiels toxiques étaient relativement moins importants dans l'étude et surtout associés aux effets cancérogènes du molybdène.

IMPACT 2002+ a des facteurs de caractérisation pour 92% des contaminants métalliques considérés. Il faut cependant rappeler que la méthode ÉICV IMPACT 2002+, comme toutes les méthodes ÉICV, évalue les impacts (éco)toxiques associés aux métaux avec une grande incertitude (Humbert *et al.,* 2004). En effet, l'(éco)toxicité des métaux est dépendante de plusieurs facteurs environnementaux caractéristiques (e.g. le pH, contenue en matière organique) qui sont dépendants de paramètres spatiaux (De Vries et Bakker, 1998; Huijbregts *et al.,* 2000; Hellweg *et al.,* 2004). L'évaluation des impacts primaires dans ce projet n'a pas tenu compte des caractéristiques du site à l'étude. De plus, les modèles de caractérisation (éco)toxiques dans IMPACT 2002+ tiennent compte des ions métalliques plutôt que des métaux totaux. Cette concentration

dépend elle aussi des caractéristiques environnementales du milieu dans lequel les métaux se trouvent. Il a donc fallu poser une hypothèse sur cette concentration en ions. Une approximation de 1% d'ion (massique) semblait être du bon ordre de grandeur (Vanloon et Duffy, 2000). On conclut que la méthode l'évaluation des impacts primaires associés à la contamination résiduelle de métaux est très incertaine.

Une façon de déterminer la validité des résultats est de les comparer avec les résultats de l'analyse de risque (AR) effectuée spécifiquement pour le site avant sa réhabilitation (voir Annexe 1, Section A1.3.5). Ces résultats ne peuvent être directement comparés mais les contributions relatives des substances aux impacts potentiels et aux risques permettent de déterminer si l'ordre des substances est le même. Puisque l'AR tient compte des caractéristiques du site, elle pourrait donner un aperçu de la justesse du modèle ÉICV. Puisqu'aucune évaluation du risque écotoxicologique n'a été réalisée pour le site Angus, la comparaison ne concerne que les impacts à la santé humaine.

Substances à effets cancérogènes. Dans l'AR, des indices de coefficient de cancérogénicité n'avaient été trouvés que pour trois métaux : l'arsenic, le cadmium et le nickel. De ceux-ci, seulement le zinc est supposé avoir un effet cancérogène d'après la méthode IMPACT 2002+. Il est donc possible que l'effet des deux autres substances soit négligé dans le modèle. Le molybdène, qui domine les effets cancérigènes dans l'ÉICV, n'a pas été évalué par AR puisqu'aucun coefficient de cancérogénicité n'avait été trouvé. En revanche, IMPACT 2002+ fournit un facteur pour cette substance.

Substances à effets non-cancérogènes. Toutes les substances à effets non-cancérogènes évaluées dans l'AR avaient des indices de risque négligeables. Par contre, deux métaux se sont démarqués du reste, avec des indices de risques de deux ordres de grandeur de plus que les autres : le plomb et l'arsenic. La contribution du plomb est, dans l'ÉICV, très négligeable. Pour l'arsenic, elle est la deuxième en importance.

En tenant compte des caractéristiques du site, on peut considérer que l'AR représente de façon plus précise les impacts environnementaux. Le manque de concordance générale entre les résultats du modèle ÉICV et du modèle AR laisse ainsi croire que les impacts

primaires calculés avec IMPACT 2002+ évaluent seulement de façon très approximative les impacts des métaux.

9.2.1.4 Incertitudes dans l'évaluation des impacts primaires des HAP

Plus de 80% des HAP considérés sont caractérisés dans la méthode IMPACT 2002+. Les substances organiques sont généralement mieux caractérisées que les métaux puisque les propriétés chimiques et toxicologiques de ces substances sont mieux connues. Le devenir et l'effet de ces substances restent, par contre, très dépendants des caractéristiques du site.

Une comparaison entre le classement des impacts des HAP dans l'ÉICV et dans l'AR pour les effets cancérogènes montre, encore une fois, qu'il y a très peu de concordance entre les deux modèles. Dans l'ÉICV, le benzo[a]pyrène est la seule substance contribuant de façon significative à ces impacts. De son côté, l'AR avait calculé cinq indices de risque plus élevés que celle du benzo[a]pyrène, pour le benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[a]anthracène, dibenzo[a,h]-anthracène et indéno[1,2,3-cd]pyrène.

Pour les effets non-cancérogènes, aucun des HAP ayant un impact potentiel de plus de 1% d'après l'ÉICV n'a été évalué dans l'AR. Les deux modèles indiquent, cependant, que de façon générale, les HAP ne sont pas problématiques pour ce genre d'effet.

9.2.1.5 Différence entre le site avant intervention et le site après recouvrement

L'évaluation des impacts primaires associés à la contamination résiduelle ne tient pas compte de la réduction de risque que permet le recouvrement du site. Ce recouvrement a pourtant un bénéfice important pour la santé humaine : l'AR montre que le risque est complètement éliminé par cette intervention (voir Annexe 1).

Cette différence d'interprétation des impacts de la contamination résiduelle mérite d'être expliquée. Pour l'AR, la frontière temporelle pertinente est la durée de l'exposition. Celle-ci est, dans le pire cas, considérée égale à 70 ans. Seuls les contaminants ayant potentiellement atteint un récepteur pendant cette période sont

considérés. Les contaminants qui restent sur le site, par exemple dans les sols en profondeur, ne contribuent pas à l'indice de risque.

Pour l'ACV, la frontière temporelle est beaucoup plus grande. En effet, dans le modèle développé pour ce projet, la frontière temporelle était justement définie comme étant égale au temps nécessaire pour que tous les contaminants se retrouvent dans l'environnement. Ceci suit l'approche « moins est mieux » (*less is better*), recommandée dans la littérature ACV-A (Udo de Haes *et al.,* 1999).

Une autre approche existe: l'approche « seulement au dessus du seuil » (*only above threshold*) (White *et al.,* 1995; Potting *et al.,* 1999). Cette approche prescrit de ne tenir compte que des substances émises au dessus du seuil au-delà duquel les contaminants peuvent réellement occasionner un effet. Cette approche est considérée préférable pour les ACV-C, puisqu'elle tient mieux compte des conséquences environnementales réellement envisageables (Ekvall, 1999). Si cette approche avait été retenue pour l'ACV-C, les impacts primaires auraient vraisemblablement pu être exclus.

9.2.1.6 Exclusion des mâchefers

Dans ce projet, les mâchefers ne sont pas considérés dans l'évaluation des impacts primaires. Pourtant, ces mâchefers peuvent émettre des contaminants par des processus de lixiviation : c'est d'ailleurs la raison pour laquelle les mâchefers qualifiés de « déchets spéciaux » doivent être confinés. La lixiviation de mâchefers est d'ailleurs considérée comme importante dans l'ACV de la gestion d'un site contaminé effectué par Godin *et al.* (2004). Cette exclusion, due à un manque de donnée, a eu comme effet de minimiser les impacts primaires.

9.2.1.7 Contribution des impacts primaires associés à l'état physique du site

Les impacts primaires associés à l'état physique du site sont négligés dans la plupart des ACV effectuées sur la gestion de sites contaminés. Diamond *et al.* (1999) les considèrent, mais de façon qualitative, alors que Weth (2001) utilise des indicateurs

semi-quantitatifs. Volkwein *et al.* (1999) ne considèrent que les pertes d'eaux souterraines.

Une contribution originale de ce projet de recherche a été de proposer l'utilisation de modèles de caractérisation ÉICV pour évaluer les impacts de la catégorie d'impact « utilisation du territoire ». Pour l'ACV-A, ces impacts contribuaient presque 350 fois moins aux dommages à la qualité des écosystèmes que les impacts primaires de la contamination. Pour l'ACV-C, ces impacts était positifs (dommageables) et, en terme absolu, 22 fois moins importants que les impacts primaires associés aux contaminants. On pourrait donc conclure que l'exclusion de ce genre d'impact porte probablement peu de préjudice aux résultats finaux.

La méthode simplifiée utilisée pour décrire la qualité environnementale du site à différentes étapes de sa vie manquait, en revanche, de précision. Par exemple, à une FIU passive (représentée par la classe « industriel, végété ») est attribuée la même qualité environnementale qu'un site en construction, alors qu'en réalité, une FIU abandonnée pourrait connaître une biodiversité et une production de biomasse beaucoup plus importantes qu'un chantier de construction. De plus, la méthode d'évaluation des impacts de l'utilisation du territoire de IMPACT 2002+ ne considère que les impacts de l'occupation et néglige les impacts de transformation qui auraient pourtant été très pertinents pour ce projet.

9.2.2 Impacts secondaires

Les impacts secondaires sont considérés par les deux types d'ACV. Les activités considérées sont celles de la gestion du risque, comme les ACV du domaine de la décontamination des sites avaient fait, mais aussi des activités associées à la gestion des infrastructures. Schrenk (2002) avait tenté de réaliser ce type de gestion mais aucun résultat quantitatif dans la littérature n'existe pour l'instant.

Le modèle ACV-C diffère du modèle ACV-A de cette étude et des ACV-A retrouvées dans la littérature. En ACV-C, les données d'inventaire doivent être marginales plutôt que moyennes (voir Section 3.5.3), et les processus multifonctionnels de la

réhabilitation (e.g. le recyclage de débris de démolition) doivent résulter en une expansion des frontières du système.

9.2.2.1 Gestion des sols sur le site

Ce doctorat n'est pas le premier projet de recherche portant sur l'évaluation des impacts secondaires de la réhabilitation par excavation et enfouissement des sols contaminés. Ce genre de réhabilitation avait été considéré par Blanc *et al.* (2004), Page *et al.* (1999) et Volkwein *et al.* (1999). Les activités ayant cours sur le site (e.g. excavation, remblayage, transport) sont très similaires d'une étude à l'autre. Ce modèle-ci ne fait pas exception.

9.2.2.2 Enfouissement des matériaux

La plupart des ACV de la gestion de sites contaminés ont tenu compte des impacts de l'enfouissement de sols contaminés ou d'autres matériaux. Ces impacts sont normalement simplement exprimés en terme de volume (« *solid waste burden* » pour Page *et al.*, 1999; « *bulk waste* » pour Toffoletto *et al.*, 2004a ainsi que Godin *et al.*, 2004., etc.). Ces indicateurs sont à la fois une donnée d'inventaire et un indicateur d'impact : les volumes sont rapportés comme tels au moment de l'évaluation des impacts, et aucun modèle de caractérisation, qui pourrait ramener ces impacts au même niveau que les autres types d'impacts secondaires, n'est utilisé. Ces indicateurs représentent une évaluation simple de la quantité d'espace requise pour gérer ces matériaux en fin de vie.

Des données d'inventaire de la base de données Ecoinvent ont été utilisées dans ce projet. En plus de tenir compte de l'aspect « occupation du territoire », elles tiennent compte de la construction, l'exploitation et la gestion en fin de vie des lieux d'enfouissements. Les flux économiques considérés incluent le carburant consommé par les machines utilisées pour la construction et l'opération du lieu d'enfouissement, les matériaux nécessaires pour le construire, etc. Au contraire d'un indicateur simple basé sur le volume enfoui, ces données d'inventaires sont directement inclues dans l'inventaire et traitées comme tous les autres flux élémentaires. Comme il a été présenté

à la section 8.2.2.1, les lieux d'enfouissement et de confinement contribuent de 44 à 54% des dommages totaux de l'option de réhabilitation (ACV-A). Il est donc conclu que l'exclusion de ces impacts résulte en une sous-estimation des impacts secondaires et que, comme dans ce projet-ci, des données d'inventaire sur les filières de fin de vie des sols devraient être utilisées.

9.2.2.3 Transport

Le transport a aussi contribué significativement aux impacts secondaires : dans l'ACV-C, il représentait de 35 à 45% des impacts encourus de l'option de réhabilitation et de 40 à 61% des dommages de l'option de recouvrement, et dans l'ACV-A, de 31 à 38% des dommages de l'option de réhabilitation et de 61 à 87% des dommages de l'option de recouvrement. Page *et al.* (1999), qui ont analysé les impacts secondaires de la réhabilitation par excavation et enfouissement, avaient aussi trouvé que le transport était un contributeur important.

Deux stratégies pour minimiser ces impacts ont été explorées dans ce projet. La première est de favoriser l'enfouissement ou le confinement sur le site. Il a été montré à la Section 8.3.2.1 que confiner les sols >C hors-site entraîne des impacts (au niveau du dommage) de 1.6 à 1.8 fois supérieurs par rapport au confinement sur le site.

La deuxième stratégie est d'acquérir des sols produits dans des chantiers de constructions locaux, plutôt que de s'approvisionner en sols de remblais primaires de sablières (normalement plus lointaines puisque pas en région urbaine). Cette stratégie réduit aussi les impacts de la production du sol comme tel, puisque ces impacts sont imputés aux projets de construction. Les impacts associés à l'acquisition de sols de remblais primaires sont de 4 à 7 fois supérieures à ceux générés par l'acquisition de sols de remblais secondaires. Les bénéfices de cette stratégie ne sont pas évalués par ACV-C, puisque les sols de remblais secondaires sont considérés une ressource contrainte (Section 6.2.5). Ce genre de situation, où une action prise par un décideur pour améliorer sa performance environnementale est ignorée par l'ACV-C a aussi été détectée dans d'autres types d'ACV-C, voir (Ekvall, 2002b).

9.2.2.4 Impacts locaux

Les opérations de réhabilitation sur le site peuvent avoir des impacts locaux. L'évaluation de ces types d'impacts très locaux est difficile en ACV. Certaines études ont inclus ces impacts, mais avec des indicateurs propres à ces impacts. Par exemple, Volkwein *et al.* (1999) tiennent compte du bruit, des émissions de poussières et des odeurs. Ce genre d'impacts n'a pas été considéré dans ce projet, ce qui a eu comme résultat de sous-estimer les impacts secondaires.

9.2.2.5 Gestion des infrastructures

Le MENV mentionne dans son énoncé du principe de réhabilitation-revalorisation que la revalorisation ne devrait pas se limiter au site en tant que tel, mais aussi aux matériaux générés lors de l'intervention (MENV, 1999). Dans cet esprit, le propriétaire du site à l'étude avait aussi misé sur le recyclage des matériaux de démolition des infrastructures abandonnées (St Cyr, 2001).

Contrairement à ce qui a été fait dans les ACV quantitatives publiées, et comme espérait le faire Schrenk (2002), les impacts de la gestion d'infrastructures abandonnées ont été inclus dans cette étude. Dans l'ACV-C, on a supposé que le recyclage des matériaux de démolition remplace la production d'un volume égal d'agrégats, générant aussi des impacts négatifs (bénéfice environnemental). Dans l'ACV-A, la réutilisation des matériaux recyclés a été exclue.

Dans l'ACV-A, les impacts de la gestion des infrastructures ne représentent que de 3 à 7% des dommages totaux de la réhabilitation (Section 7.2.7). Dans l'ACV-C, les bénéfices environnementaux associés au déplacement de production de gravier sont plus importants que les impacts du recyclage comme tel (Section 8.2.3.2). Ce bénéfice réduit les impacts encourus de la phase de réhabilitation de 8 à 15%. Cette revalorisation était donc bien environnementalement bénéfique.

9.2.2.6 Contaminants enfouis

Les contaminants enfouis ou confinés sont dans des lieux très contrôlés, et les émissions de ces substances dans le futur rapproché semblent extrêmement improbables. Le devenir des contaminants enfouis a été systématiquement exclu des ACV dans la littérature. Cette exclusion est justifiée par l'utilisation de frontières temporelles trop courtes pour que ces émissions soient significatives (e.g. 25 ans (Page *et al.*, 1999) ou 50 ans (Bender *et al.*, 1998)).

En revanche, des auteurs dans la littérature générale en ACV recommandent de ne pas exclure les émissions à long terme de lieux d'enfouissement (Finnvenden, 1996, 1999; Sundqvist, 1999). Ces émissions auront lieu sur des siècles, voir des millénaires, et n'auront donc un impact que dans un futur très éloigné, expliquant pourquoi elles sont souvent exclu.

Dans l'étude de cas, comme dans le cas des autres études retrouvés dans la littérature, ces émissions à très long-terme ont été exclues (Section 6.2.6.2). Une analyse de sensibilité a été effectuée pour voir l'effet de cette exclusion sur les résultats (Section 8.5.2). On constate que, pour l'ACV-A, la décision d'exclure les émissions à long terme a une influence très importante, puisque, sans cette approche, les impacts primaires sont annulés, ce qui favorise les interventions minimalistes comme le recouvrement du site ou même le statu quo. En revanche, pour l'ACV-C, puisqu'il n'est pas nécessaire de tenir compte des impacts primaires pour que la réhabilitation soit jugée favorable, la décision d'inclure ou d'exclure ces émissions est de moindre importance.

9.2.3 Impacts tertiaires

Les impacts tertiaires n'ont été calculés que dans l'ACV-C, par expansion du système de produit. Les modèles et données utilisés pour les évaluer, ainsi que l'incertitude associée à cette évaluation, sont discutés dans cette section.

9.2.3.1 Faisabilité de la quantification des impacts tertiaires

Le modèle conceptuel pour intégrer les impacts tertiaires est justifié. Par contre, un des objectifs était de vérifier si ces impacts sont quantifiables. La réponse est oui, mais avec une très grande incertitude. Il a en effet été possible de décrire et de quantifier un certain nombre de processus liés aux phases de développement et d'occupation et, subséquemment, de trouver des données d'inventaire pour les inclure dans l'ACV. Cependant, étant donné le nombre impressionnant d'informations nécessaires et la difficulté, voir l'impossibilité, de trouver certaines d'entre elles, plusieurs hypothèses simplificatrices (e.g. que tous les sites urbains étaient développés de façon équivalente au site Angus) ainsi que des données de faible qualité (e.g. ratio entre l'aire occupée par une résidence en milieu urbain vs. en milieu périphérique) ont dû être utilisées.

9.2.3.2 Dépendance des impacts sur l'emplacement du site affecté

Les impacts tertiaires mesurent la différence d'impact environnemental entre développer et occuper le site Angus plutôt qu'un autre site. Les résultats sont présentés à la Section 6.2.7.3. Quand on suppose que ces sites se trouvent en zone « périphérique », les dommages évités sont de l'ordre de 4 fois plus importants que les dommages encourus. La différence est moins significative quand on suppose que les sites affectés sont en milieu urbain, de l'ordre de 1,2 fois les dommages encourus.

De tous les aspects dont le modèle tenait compte, le paramètre le plus important était de loin le transport des résidents pendant la phase d'occupation, représentant plus de 70% des dommages pour le site Angus, et plus de 86% des dommages des sites périphériques. Il est donc normal que les impacts tertiaires soient beaucoup plus élevés quand les sites affectés sont supposés être en périphérie.

Ceci met l'accent sur deux facteurs très importants dans l'évaluation des impacts tertiaires : l'emplacement de la FIU et des sites affectés. Si, contrairement à ce qui a été analysé ici, la FIU se trouvait en périphérie, et qu'une partie des sites affectés se trouvait en milieu urbain, les impacts tertiaires auraient probablement été positifs, et les conclusions (perspective égalitaire) de l'ACV-C auraient alors été de ne pas se lancer

dans la réhabilitation, à moins que les impacts primaires (négatifs) ne soient extrêmement importants.

9.2.3.3 Utilisation du modèle économique d'équilibre partiel

Pour tenter de mieux estimer l'emplacement des sites affectés, un modèle économique d'équilibre partiel a été utilisé. Ce type de modèle à déjà été utilisé dans l'ACV-C du recyclage de papier (Ekvall, 2000). Il a permis, en séparant la région en un marché pour des services de logement urbain et un autre périphérique, d'estimer dans quelle proportion les sites de chacune de ces zones allaient être affectés.

Des données d'élasticité de prix pour l'offre et la demande de ces services de logement, nécessaires pour ce genre de modèle, ont été trouvées (DiPasquale, 1999; Zabel, 2004). Ces données sont en soit très incertaines. De plus, rien dans la littérature n'a été trouvé pour appuyer le découpage de la région en deux marchés distincts. Vu l'importance de l'emplacement des sites affectés sur les résultats des impacts tertiaires, un modèle plus sophistiqué ou, du moins, directement tiré du domaine de l'aménagement du territoire, aurait été préférable. Aucun tel modèle n'a été trouvé.

9.2.3.4 Sous-estimation des impacts tertiaires

Le calcul des impacts tertiaires a négligé plusieurs activités qui auraient probablement augmenté la différence d'impact entre l'occupation d'Angus et de celle d'un site périphérique : les effets de la congestion routière, intimement liée à l'étalement urbain, même si c'est un problème connu à Montréal (Gourvil et Joubert, 2004); l'entretien des pelouses des résidences non attenantes (Burchell *et al.*, 1998; Greenberg *et al.*, 2001); et la construction et démolition des résidences, plus grosses en zone périphérique. Le découpage du territoire s'est aussi fait de façon à inclure dans la définition de la zone périphérique des municipalités peu éloignées du centre urbain, ce qui a eu comme effet, dans le modèle, de diminuer les distances de transport des résidents dans ces zones. Les types de chauffage et d'électricité considérés dans le modèle ont aussi été montrés comme étant les plus conservateurs. Aussi, la parcelle de référence choisie pour représenter le projet de redéveloppement comprenait des espaces verts : la densité réelle

de réoccupation pour le site en entier a donc été sous-estimée, ce qui minimise aussi les impacts tertiaires totaux puisque moins de développement hors-site est considéré affecté.

9.3 Comparaison des résultats des deux modèles pour l'étude de cas, perspective égalitaire

9.3.1 ACV-C

La perspective égalitaire attribue autant d'importance aux impacts primaires, secondaires et tertiaires. Avec l'ACV-C, de l'information est générée sur chacun de ces types d'impacts. Un indicateur global peut donc être calculé par la somme directe des trois types d'impacts.

Cette somme est invariablement négative pour l'étude de cas pour les deux scénarios d'imputation impliquant des sites périphériques. Ceci indique que la réhabilitation-valorisation d'une FIU dans le but de la réutiliser est environnementalement préférable au simple recouvrement du site.

En effet, s'il est supposé que le redéveloppement de FIU permet d'éviter des développements équivalents en périphérie, comme c'est souvent le cas dans la littérature à propos de la réhabilitation-valorisation de FIU à Montréal (MAMM, 2001; CRDIM, 2002; Ville de Montréal, 2004), les impacts tertiaires sont de 12 à 23 fois supérieurs aux impacts secondaires (dommages). Pour les indicateurs de problèmes, ce ratio monte jusqu'à 337 fois (radiations ionisantes). La prise en compte des impacts primaires ne fait qu'accentuer l'avantage de la réhabilitation pour les catégories de dommages « santé humaine » et « qualité des écosystèmes ».

Si on suppose que le développement évité ne se fait pas exclusivement sur des sites périphériques, les impacts tertiaires diminuent de manière très importante. Pour le scénario d'imputation le « plus probable », qui affecte des sites urbains à 82%, les impacts tertiaires demeurent plus importants que les impacts secondaires, mais la différence est moins grande. Pour les indicateurs de dommages, les impacts tertiaires dépassent les impacts secondaires par un facteur de 2 à 4. Il demeure que, même sans

considérer les impacts primaires, la réhabilitation du site est préférable sur le plan environnemental au simple recouvrement du site. Les incertitudes associées à l'évaluation de ces impacts primaires sont donc sans conséquence pour ce cas-ci.

Cette étude de cas appuie ainsi de façon quantitative le consensus grandissant que la réhabilitation de FIU est environnementalement souhaitable (Grimski *et al.*, 1998; Doetsch *et al.*, 1999; Deason *et al.*, 2001; Greenberg *et al.*, 2001; Ferber et Grimski, 2002; NRTEE, 2003).

9.3.2 ACV-A

La perspective égalitaire se trouve privée d'information sur les impacts tertiaires avec l'ACV-A. Seulement les impacts primaires et secondaires sont considérés et ce, sur un pied d'égalité.

L'ACV-A produit de l'information contradictoire. Pour les deux catégories de dommages pour lesquelles les impacts primaires ne sont pas pertinents (changements climatiques, ressources), les impacts de la réhabilitation sont de 34 à 42 fois plus importants pour la réhabilitation du site que pour le recouvrement simple. Les deux autres catégories de dommages sont, quant à elles, favorable à la réhabilitation : les impacts primaires de l'option de recouvrement fait grimper les impacts totaux de cette option à 3 fois (santé humaine) et 18 fois (qualité des écosystèmes) les impacts de la réhabilitation.

Si on considère la somme (non pondérée) des indicateurs de dommage, le recouvrement est pire par un facteur de 2,7 fois. L'utilisation de facteurs de pondération, non disponibles pour ce projet de recherche pourrait permettre de départager les deux options de façon plus convenable. En effet, si e.g. le décideur est d'avis que le changement climatique est une problématique 10 fois plus importante que la santé des écosystèmes, la somme (maintenant pondérée) des dommages normalisés tendra à pencher vers l'option du recouvrement.

Les résultats des ACV de la littérature qui ont aussi directement comparés les impacts primaires et secondaires (Toffoletto *et al.*, 2004a; Godin *et al.*, 2004) n'ont pu être

directement comparés à l'ACV-A étudiée, puisque les contaminants, les techniques de réhabilitation et les méthodes d'évaluation des impacts étaient différents. Il apparaît quand même intéressant de comparer l'importance relative de ces deux types d'impact dans ces études.

Dans l'étude de Toffoletto *et al.*, (2004a) les impacts primaires de la non-réhabilitation du site, associés à une contamination au diesel, sont d'un ordre de grandeur supérieurs aux impacts secondaires de l'option de réhabilitation la plus agressive analysée. Les résultats ont été calculés avec une autre méthode d'évaluation des impacts (EDIP97) et sont donnés en terme de score unique. Il est possible que ces résultats découlent d'une pondération excessivement importante pour les catégories d'impacts affectées par la toxicité des contaminants résiduels.

Dans l'étude de Godin *et al.* (2004), les impacts primaires étaient environ du même ordre de grandeur que les impacts secondaires. Par contre, l'évaluation des impacts primaires a été faite en utilisant, conjointement au modèle de caractérisation, un modèle d'estimation du devenir des contaminants : Godin *et al.* (2004) ne tenaient donc pas compte de toute la masse de polluants comme ce fut le cas dans ce projet-ci.

Il est possible que la grande importance des impacts primaire dans cette étude-ci et dans celle de Toffoletto *et al.* (2004a) découle de leur inclusion en entier dans l'inventaire, qui est vraisemblablement un scénario représentant le pire cas.

9.4 Perspectives

L'information environnementale obtenue par ACV-C a été interprétée selon sept perspectives stéréotypes. Toutes les perspectives sauf une reçoivent une information environnementale non-contradictoire. Les résultats de la perspective qui ne tient compte que des impacts primaire est favorable à l'option de réhabilitation. Celles qui tiennent compte des impacts tertiaires sont aussi toutes en faveur de la réhabilitation. La perspective qui ne tient compte que des impacts secondaires est favorable à l'option de recouvrement.

La perspective qui attribue une importance équivalente aux impacts primaires et secondaires obtient de l'information contradictoire, de l'ordre de celle obtenue par ACV-A pour la perspective égalitaire. Il faut donc pondérer les différents indicateurs de dommage (santé humaine, qualité des écosystèmes, changements climatiques et ressources). Aucun facteur de pondération n'était disponible pour ce projet-ci. Il a par contre été calculé que, pour 85% des facteurs de pondération possibles, l'option de réhabilitation serait jugée environnementalement préférable.

Chapitre 10 Conclusions

10.1 Conclusions

Cette thèse de doctorat portait sur l'évaluation des impacts environnementaux de la réhabilitation de FIU contaminées. Trois types d'impacts étaient distingués : les impacts primaires, associés à des changements de la qualité environnementale du site; les impacts secondaires, associés au cycle de vie de la réhabilitation; et les impacts tertiaires, associés aux répercussions qu'aurait le redéveloppement sur l'aménagement du territoire.

L'hypothèse de recherche était que l'analyse du cycle de vie axée sur les conséquences (ACV-C) permet d'évaluer quantitativement les impacts primaires, secondaires et tertiaires à l'intérieur d'un cadre analytique commun, contrairement à l'analyse du cycle de vie axée sur les attributs (ACV-A).

L'analyse du cycle de vie axée sur les conséquences (ACV-C) c'est en effet avérée un outil capable d'inclure logiquement les trois types d'impacts dans son champ d'analyse. Par contre, l'information générée pour les impacts primaires et tertiaires est très incertaine.

Dans l'étude de cas, les impacts tertiaires sont négatifs (i.e. bénéfiques pour l'environnement) et bien plus importants que les autres types d'impact si les sites évitant un développement sont au moins en partie en zone périphérique. Par contre, des paramètres comme l'emplacement du site réhabilité et ceux des sites affectés pourraient facilement réduire, voir même renverser, les impacts tertiaires.

Vu l'importance des impacts tertiaires, le modèle ACV-A, qui ne les considère pas, n'est pas jugé approprié, dans une optique de développement durable, pour évaluer des options d'intervention qui résulteront en une réutilisation différente du site.

10.2 Recommandations

10.2.1 Évaluations sommaires des trois types d'impacts

Dans un contexte réel de décision, l'ACV génère de l'information sur des paramètres de décisions secondaires (Bardos *et al.*, 2000; Bardos *et al.*, 2002), i.e. des paramètres non cruciaux pour la prise de décision (voir Chapitre 1). Il se peut donc que l'ACV ne s'effectuerait seulement après que certaines décisions aient déjà été prises, ces dernières découlant de l'analyse de critères de décision primaires. Ces décisions viendraient contraindre le nombre d'options possibles.

Par contre, on peut imaginer que certains décideurs, dans une optique de développement durable, désireraient d'utiliser l'ACV dès le début du processus de prise de décision.

Dans l'étude de cas, toutes les perspectives qui considèrent les impacts tertiaires se sont montrées favorables à l'option de réhabilitation. Les impacts primaires et secondaires n'étaient pas suffisamment importants pour influencer la décision ultime. On pourrait donc conclure que la décision concernant la réutilisation d'un site devrait être prise séparément, et de manière antérieure aux décisions portant sur la façon d'effectuer l'intervention et le niveau de qualité environnemental à atteindre sur le site. En d'autres mots, la réutilisation du site semble être à privilégier à tout prix.

Il est donc important de souligner que les impacts primaires, secondaires et tertiaires peuvent différer grandement d'un site à l'autre (ou d'une région à l'autre). Il est plutôt recommandé de procéder au moins à une estimation sommaire des trois types d'impacts, et de décider quels aspects nécessitent d'être approfondis si le besoin se fait sentir (*screening LCA*).

Pour l'étude de cas, une telle estimation aurait pu comprendre e.g. les impacts des contaminants en place (primaires); l'enfouissement et le transport des matériaux exportés (secondaires); et le transport automobile imputable aux résidents (tertiaires). Cette estimation aurait rapidement montré que les impacts tertiaires sont les plus importants, et que d'essayer de réduire les impacts secondaires est presque de l'ordre de l'affinage. Les facteurs qui deviennent extrêmement pertinents pour la performance

environnementale incluent : la densité d'occupation au site; les modes de transport et la planification urbaine. La plupart des parties prenantes impliquées dans la gestion d'une FIU ne contrôlent pas ces paramètres.

Une estimation préliminaire pourrait aussi montrer qu'une analyse plus approfondie est nécessaire, e.g. pour un cas où le site est moins contaminé, les lieux d'enfouissement sont plus éloignés ou le site est plus excentré.

10.2.2 Évaluation des impacts primaires

L'évaluation des impacts primaires est pour l'instant très incertaine en ACV. Si la décision ne doit tenir compte que des impacts primaires (perspective 1) alors l'utilisation de l'ACV est à proscrire, sauf pour générer de l'information approximative. D'autres outils, comme l'analyse de risque et le Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) sont mieux adaptés.

Si les impacts primaires sont inclus dans l'ACV pour être comparés à d'autres types d'impacts, alors certaines mesures préventives pourraient réduire les incertitudes.

Premièrement, quand un facteur de caractérisation n'est pas disponible pour un des contaminants du site, il peut être pertinent de calculer des facteurs de caractérisation soi-même. Comme ce calcul peut être très exigeant en données, il n'est recommandé que s'il est anticipé qu'une telle substance peut avoir un grand impact.

Deuxièmement, pour les impacts primaires associés à l'état physique du site, il est recommandé de vérifier leur importance relative en utilisant une méthode d'évaluation des impacts qui tient compte des éléments suivants : les impacts de la *transformation* du site (plutôt que seulement de l'occupation) et des impacts sur les fonctions de maintien de la vie (plutôt que seulement sur la biodiversité).

Troisièmement, à plus long terme, il serait avantageux de développer des modèles d'évaluation des impacts compatibles avec l'ÉICV générale mais capable de tenir compte des caractéristiques spécifiques du site. Une autre alternative serait de trouver

un moyen de traduire les résultats d'une analyse de risque ou d'une NEBA en unités utilisées en ACV (e.g. DALY, PDF*m^2*yr).

10.2.3 Raffinement du modèle ACV-C

L'identification des types de développement réellement affectés par le redéveloppement est très importante pour le calcul des impacts tertiaires. Il est généralement supposé dans la littérature que seuls des sites en périphérie sont affectés, mais aucune analyse quantitative ou modèle n'a été identifié permettant de justifier cette affirmation. Le modèle d'équilibre partiel simple proposé dans ce projet de recherche tente de donner un aperçu plus réaliste du ratio entre sites affectés en milieu urbain et sites affectés en périphérie. Par contre, ce modèle n'a pas été tiré de la littérature sur l'aménagement du territoire, et il n'est pas certain qu'il soit totalement adapté à ce genre de problématique.

Il est donc recommandé d'effectuer une recherche de modèles ou de données plus appropriés pour estimer les effets du redéveloppement d'une FIU sur le développement d'autres sites, surtout si, pour une étude donnée, les conclusions tirées entre le meilleur cas (seulement des sites en périphérie sont affectés) et le pire cas (seulement des sites urbains sont affectés) sont contradictoires.

10.2.4 Extension de la méthodologie à d'autres types de développement

Le modèle conceptuel développé a démontré son utilité pour l'évaluation des impacts tertiaires d'un redéveloppement résidentiel. En termes d'impacts tertiaires, il ne permet par contre qu'une comparaison de ce type de redéveloppement avec l'option de laisser le site vacant.

Il est recommandé ici que le modèle soit adapté à des réhabilitations visant d'autres types de redéveloppements. Les impacts tertiaires d'autres types d'occupation seraient sensibles à d'autres types de paramètres : par exemple, un développement commercial serait sûrement très sensible à la distance le séparant de ses entrepôts et de ses clients, alors qu'un développement industriel serait surtout influencé par la distance séparant la FIU des principales routes d'accès, sa main d'œuvre, des marchés pour les produits de l'industrie, etc. Une fois le modèle adapté à ce type de développement, il sera possible

de transformer le nombre d'options pouvant être évaluées en un éventail d'options directement comparables.

10.2.5 Utilisation plus répandue de l'ACV-C

La plupart des ACV effectuées sont du type axé sur les conséquences. Or, ce projet de recherche a montré, comme d'autres avant, que le passage à un mode axé sur les conséquences permet de tenir compte de conséquences environnementale qui peuvent être importantes, voir même dominantes, comme pour l'étude de cas présentée. Par exemple, l'évaluation des impacts environnementaux du captage et stockage du CO_2 devraient tenir compte (1) des impacts évités associé à la réduction des émissions de CO_2 (impacts primaires); (2) des impacts encourus par le cycle de vie des activités de captage et de stockage (impacts secondaires); et (3) des impacts découlant de l'effet d'une telle technologie sur d'autres émetteurs, e.g. par la perturbation du marché de crédit du CO_2 ou en amoindrissant les craintes vis-à-vis les changements climatiques (impacts tertiaires).

10.3 Applications

10.3.1 Application directe du modèle

Outre l'application directe du modèle pour évaluer des options de gestion d'une FIU individuelle, la méthodologie développée pourrait être applicable dans au moins quatre autres contextes :

Internalisation des externalités environnementales du développement de sites périphérique non développés (greenfields). À la Section 3.2.4, il a été noté que le développement des sites périphériques non développés (greenfields) était, du point de vue de la rentabilité, préférable au redéveloppement de FIU tout simplement du fait que les externalités des deux types de développements n'étaient pas prises en compte. Si on les comptabilise, alors le redéveloppement de FIU est plus avantageux. Un mécanisme d'internalisation de ces externalités serait donc un outil efficace pour promouvoir la réhabilitation de FIU.

Bien sûr, si les gouvernements voulaient imposer l'internalisation de ces externalités, par exemple par l'utilisation d'une taxe sur le développement de greenfields, ils devraient d'abord chiffrer ces externalités. La méthode ACV-C a montré qu'elle pouvait tenir compte d'un grand nombre de ces externalités environnementales. En attribuant des coûts économiques à ces dernières (e.g. $/DALY ou $/kg CO_2eq), il serait possible de les monétariser. Ce genre d'outil, appelé en anglais le Life Cycle Costing (LCC), existe déjà : par contre, aucun exemple n'a été trouvé dans la littérature pour un LCC axée sur les conséquences (CLCC). Ce genre d'exercice serait donc intéressant tant au niveau pratique qu'au niveau méthodologique.

Utilisation pour prioriser des interventions sur des FIU. Une adaptation de la méthodologie pourrait être utile pour appuyer des décisions de parties prenantes étant appelées à allouer des ressources, limitées, à la réhabilitation d'un sous-ensemble de FIU dont elles ont le contrôle. Par exemple, on pourrait penser à une industrie possédant plusieurs FIU, ou encore à un programme comme REVISOL qui doit effectuer des choix en matière de projets de réhabilitation à mener. La réhabilitation de ces différents sites générerait des impacts primaires, secondaires et tertiaires différents. L'ACV-C permettrait d'évaluer ces impacts et donc de choisir les projets de réhabilitation à appuyer en priorité. Contrairement à l'approche utilisée dans cette thèse de doctorat, la base de comparaison ne serait pas spécifiée en terme de superficie à gérer mais plutôt en terme de coût d'investissement.

Utilisation pour évaluer les répercussions d'un changement de critères génériques. L'imposition de critères génériques de risque plus stricts aurait pour effet d'augmenter le nombre de sites classifiés comme contaminés, réduisant ainsi le nombre de sites directement redéveloppables, ce qui pourrait avoir pour conséquences d'accentuer l'étalement urbain et de générer des impacts tertiaires importants. Les impacts secondaires (plus d'interventions menées) et primaires (plus de contaminants gérés) pourraient aussi être affectés. Un assouplissement des critères aurait l'effet inverse. La méthodologie générale utilisée dans le cadre de ce projet pourrait être appliquée à

l'évaluation des répercussions sur le plan environnemental d'une telle décision. Cependant, il n'est pas certain qu'une unité fonctionnelle particulière soit appropriée et que l'analyse puisse être véritablement considérée comme une ACV.

Bilan des émissions de CO_2. Le modèle a permis de calculer un bilan (négatif) des émissions de gaz à effet de serre associées à la réhabilitation de FIU. Ce genre d'étude pourrait encourager les municipalités à promouvoir de façon plus proactive la réhabilitation de FIU afin d'améliorer leur bilan d'émission de CO_2. Il est aussi envisageable que des entreprises décident de réhabiliter des FIU qu'elles gardaient passives afin d'obtenir des crédits d'émissions.

10.3.2 Utilisation de la terminologie proposée

La terminologie utilisée dans ce thèse de doctorat, différenciant les impacts primaires, secondaires et tertiaires, pourrait aussi être utile dans l'analyse du recyclage d'autres ressources que les terrains. Les exemples de l'eau et d'un métal (le cuivre) sont donnés ici.

Les impacts primaires font références aux impacts associés à la ressource dans différentes phases de sa vie. Pour l'eau, ceci dépendrait de son niveau de contamination, de sa teneur en oxygène, etc., alors que pour le cuivre, ça dépendrait de sa forme et de sa spéciation.

Les impacts secondaires sont associés à la gestion en fin de vie des ressources. Pour l'eau, ceci serait les impacts de l'usine de traitement d'eau usée, et pour le cuivre les impacts du processus de recyclage.

Finalement, les impacts tertiaires font référence aux effets de ce recyclage sur l'utilisation et la transformation de ressources substituables ailleurs dans la technosphère. Pour l'eau, le recyclage de l'eau usée au sein d'une usine peut affecter des infrastructures publiques de traitement de l'eau et l'extraction d'eau. Pour le cuivre, le recyclage peut affecter l'extraction, la transformation, la récupération, le recyclage et l'enfouissement du cuivre ou d'autres matériaux substituables dans d'autres systèmes de cycle de vie.

Références

ACLCA (2004)."American Center for Life Cycle Assessment Website". *ACLCA*. [En ligne]. http://www.lcacenter.org (Page consultée en 2004)

ALKER, S., JOY, V., ROBERTS P. et SMITH N. (2000). "The Definition of Brownfield". *Journal of Environmental Planning and Management*. 43:1. 49-69.

ALTHAUS, H.-J., CHUDACOFF, M., HISCHIER, R., JUNGBLUTH, R., OSSES M., et PRIMAS, A. (2003). "*Life Cycle Inventories of Chemicals. Final report ecoinvent 2000*". Volume: 8. Dübendorf, CH.: Swiss Centre for LCI, EMPA-DU.

ANDERSSON, J. (2003). "Environmental Impacts of Contaminated Sites Management - A Comparison of two Life Cycle Assessments". *Environmental Science*. Norrköping: Unköpings Universitet. 34p.

[Anon] (1999). "*Mobilité des personnes dans la région de Montréal. Enquête Origine-Destination. Traitement: Pascal Lesage.*" Montréal: Agence métropolitaine de transport, la Société de transport de la Communauté urbaine de Montréal, Société de transport de la Rive-Sud de Montréal, Société de transport de la Ville de Laval.

AZAPAGIC, A. et CLIFT, R. (1999). "Allocation of environmental burdens in multiplefunction systems". *Journal of Cleaner Production*. 7:2. 101-119.

BAGE, G. (2002). "A Technico-Economic Approach for the Selection of Site Remediation Strategy - Part A: Theory". *Environmental Management*. Accepted for publishing.

BALÁZS, S., ANTONINI, E. et TARANTINI, M. (2000). "Application of Life Cycle Assessment (LCA) Methodology for Valorization of Building Demolition Materials and Products". *Environmentally Conscious Manufacturing Conference*. Boston, Mass. 5p.

BARDOS, P., LEWIS, A., NORTCLIFF, S., MATIOTTI, C., MAROT, F., et SULLIVAN, T. (2002). *Review of Decision Support Tools for Contaminated Land and*

their Use in Europe. Wein: Concerted Action" Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies" (CLARINET). 191p.

BARDOS, R.P., KEARNEY, T.E., NATHANAIL, C. P., WEENK, A. et MARTIN, I. D. (2000). "Assessing the Wider Environmental Value of Remediating Land Contamination". *7th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil.* Leipzig, Germany.

BARDOS, R.P., MARIOTTI, MAROT, C., F. et SULLIVAN, T. (2001). "Framework for Decision Support in Contaminated Land Management in Europe and North America". *Land Contamination & Reclamation.* 9:1. 149-163.

BARE, J.C., NORRIS, G.A., PENNINGTON, D. W et MCKONE, T. (2003). "TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts". *Journal of Industrial Ecology.* 6:3-4. 39-78.

BAUMANN, H. (1998). "Life Cycle Assessment and Decision Making: Theories and Practices". *Technical Environmental Planning.* Göteborg: Chalmers University of Technology. 183p.

BEAULIEU, M. (1998). "The Use of Risk Assessment and Risk Management in the Revitalization of Brownfields in North America: A Controlled Opening". *Contaminated Soil '98.* London. 51-59.

BEINAT, E., VAN DRUNEN, M.A., NIJBOER, M. H. , KOOLENBRANDER, J. G. M. , OKX, J. P., et SCHÜTTEET, A. R. (1997). "*REC: A methodology for comparing soil remediation alternatives on the basis of risk reduction, environmental merit and costs*". CUR/NOBIS. 108p.

BENDER, A., VOLKWEIN, S., BATTERMANN, G., HURTIG, H.-W., KLÖPFFER, W., et KOHLER, W. (1998). "Life Cycle Assessment for Remedial Action Techniques: Methodology and Application". *6th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil.* Edinburgh: Thomas Telford. 367-376.

BLANC, A., MÉTIVIER-PIGNON, H., GOURDON, R. et ROUSSEAUX, P. (2004). "Life cycle assessment as a tool for controlling the development of technical activities: application to the remediation of a site contaminated by sulfur". *Advances in Environmental Research.* 8. 613-627.

BOLLIGER, R. (2003). "*Wasserkraft. Sachbilanzen von Energiesystemen. Final report No. 6 ecoinvent 2000*". 6. Dübendorf and Villigen, CH.: Swiss Centre for LCI, PSI.

BUHÉ, C., ACHARD, G., LE TÉNO, J. F. et CHEVALIER, J. L. (1997). "Integration of the recycling processes to the life cycle analysis of construction products". *Resource, Conservation and Recycling.* 20. 227-243.

BURCHELL, R.W., SHAD, N.A., LISTOKIN, D., PHILLIPS, H., DOWNS, A., SESKIN, S., DAVIS, J. S., MOORE, T., HELTON, D. et GALL, M. (1998). "*The Cost of Sprawl Revisited*". Washington DC: Transit Cooperative Research Program. 40p.

CCME (1996a). "*Guidance Manual for Developping Site-Specific Soil Quality Remediation Objectives for Contaminated Sites in Canada*". Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment. 30p.

CCME (1996b). "*A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines*". Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment. 21p.

CCME (1996c). "*A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance*". Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment. 50p.

CEMRS (2001). "*Compte rendu de l'opération de concertation menée dans la région de Montréal sur la gestion et la mise en valeur des terrains contaminés*". Montréal: Centre d'excellence de Montréal en réhabilitation de sites (CEMRS) et MENV (Direction Régionale de Montréal). 18p.

CFCP (1998). "*Rapport de réhabilitation des cours Angus*". Montréal: Chemin de Fer Canadien Pacifique. 7 volumes.

CLARINET (2002). *Review of Decision Support Tools for Contaminated Land and their Use in Europe*. Wein: Austrian Federal Environment Agency on behalf of CLARINET. 191p.

CML (2001). *Life cycle assesment, An operational guide to the ISO standards (Final report) - Part 1 LCA in perspective + Part 2a Guide.* Centre of Environmental Science - Leiden University (CML). 101+p.

COLLATON, E. et BARTSCH, C. (1996). "Industrial Site Reuse and Urban Redevelopment - An Overview". *Cityscape: A Journal of Policy Development and Research.* 2:3. 17-55.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P., et VAN DE BELT, M. (1997). "The value of the world's ecosystem services and natural capital". *Nature.* 387. 253-260.

CRAIGHILL, A. et POWELL, J.C. (1999). "*A Lifecycle Assessment and Evaluation of Construction and Demolition Waste*". London: CSERGE (Centre for Social and Economic Research on the Global Environment). 49p.

CRDIM (2001). "*Plan d'action concerté sur le développement durable - La réhabilitation des terrains contaminés: Principaux constats, orientations et interventions proposées*". Montréal: Groupe de travail du Conseil régional de développement de l'île de Montréal sur les terrains contaminés. 43p.

CRDIM (2002). "*État de la situation en environnement, orientation et interventions proposées*". Montréal: Groupe de travail du CRDÎM sur les terrains contaminés. Rapport Technique. 24p.

CURRAN, M.A., MANN, M., et NORRIS, G.A. (2001). "*Report on the International Workshop on Electricity Data for Life Cycle Inventories*". Cincinnaty, USA: US EPA. 97p.

DE SOUSA, C. (2003). "Turning brownfields into green space in the City of Toronto". *Landscape and Urban Planning*. 62. 181–198.

DE VRIES, W. et BAKKER, D.J. (1998). "*Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. Guidelines for critical limits, calculation methods and input data. Report 166*". Wageningen: DLO Winand Staring Center. 87p.

DEASON, J.P., SHERK, G.W. et Carrol, G.A. (2001). "*Public Policies and Private Decisions Affecting the Redevelopment of Brownfields: An Analysis of Critical Factors, Relative Weights and Areal Differentials*". Washington DC: The George Washington University. 62p.

DIAMOND, M.L., PAGE, C.A., CAMPBELL, M. et MCKENNA, S. (1998). "*Life Cycle Framework for Contaminated Site Remediation Options - Final Report*" Toronto: Ontario Ministry of Environment and Energy. 166p.

DIAMOND, M.L., PAGE, C.A., CAMPBELL, M. et MCKENNA, S. (1999). "Life Cycle Framework for Contaminated Site Remediation Options - Method and Generic Survey". *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18:4. 788-800.

DIPASQUALE, D. (1999). "Why Don't We Know More About Housing Supply?" *Journal of Real Estate Finance and Economics*. 18:1. 9-23.

DOETSCH, P., RÜPKE, A. et BURMEIER, H. (1999). "*Brownfields Versus Greenfields - Economic and Ecological Aspects of Land Development Options*". Berlin: Federal Environmental Agency, Germany - Contaminated Land Section. 50p.

DOKA, G. (2003). "*Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent 2000. Volume: 13.*" Dübendorf, CH: Swiss Centre for LCI, EMPA-SG. 58p.

DONES, R., BAUER, C., BOLLIGER, R., BURGER, B., FAIST EMMENEGGER, M., FRISCHKNECHT, R., HECK, T., JUNGBLUTH N. et RÖDER, A. (2003). "*Sachbilanzen von Energiesystemen. Final report ecoinvent 2000. Volume: 6.*" Dübendorf and Villigen, CH.: Swiss Centre for LCI, PSI. [CD-ROM].

DONTIGNY, J. (2004). "*Analyse environnementale de scénarios de gestion des sols contaminés de la Ville de Montréal*". Montréal: Mémoire de Maîtrise en génie chimique, École Polytechnique de Montréal. 268p.

DUMESNIL, F. et OUELLET, C. (2002). "La réhabilitation des friches industrielles: un pas vers la ville viable?" *VertigO - La revue en sciences de l'environnement sur le WEB.* 3:2. 15.

EEA (European Environment Agency) (2000). "CORINE Land Cover". *Luxembourg: European Environmental Agency, Commission of the European Communities OPOCE.* http://reports.eea.eu.int/COR0-landcover/en (page consultée 15 novembre, 2004)

EEA (2001). "EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition, Technical report No 30, Group 8 : Other Mobile Sources and Machinery". *Agence européenne pour l'environnement.* [En ligne]. http://reports.eea.eu.int/technical_report_2001_3/en (Page consultée en 2003).

EFROYMSON, R. A., J. P. NICOLETTE AND G. W. SUTER II (2004)."A framework for net environmental benefit analysis for remediation or restoration of contaminated sites." *Environmental Management* 34:3. 315-331.

EKVALL, T. (1999). "System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment, with Implications for Wastepaper Management." *Technical Environmental Planning.* Göteborg: Chalmers University of Technology.

EKVALL, T. (2000). "A Market-Based Approach to Allocation at Open-Loop Recycling". *Resources, Conservation and Recycling.* 29. 91-109.

EKVALL, T. (2002a). "Cleaner production tools: LCA and beyond". *Journal of Cleaner Production.* 10. 403-406.

EKVALL, T. (2002b). "Limitations of Consequential LCA". *InLCA/LCM 2002 E-Conference.* [En ligne]. http://www.lcacenter.org/lca-lcm/pdf/Consequential-LCA.pdf . (Consulté le 30 mai, 2002). 17 p.

EKVALL, T. (2003). "Attributional and consequential LCI modelling". *InLCA/LCM - Life Cycle Assessment/Life Cycle Management: A Bridge to a Sustainable Future.* Seattle: [En ligne] http://www.lcacenter.org/InLCA-LCM03/Ekvall-presentation.htm. 14p. (Page consultée le 20 janvier 2004).

EKVALL, T. et FINNVEDEN, G. (2001a). "Allocation in ISO 14041 – A Critical Review". *Journal of Cleaner Production.* 9:3. 197-208.

EKVALL, T., MOLANDER, S. et TILLMAN, A.-M. (2001b). "Marginal or Average Data – Ethical Implications". *1st International Conference on Life Cycle Management.* Copenhagen : LCM2001. 91-93.

EKVALL, T., TILLMAN, A.-M. et MOLANDER, S. (2003). "Normative ethics and methodology for life cycle assessment". *Journal of Cleaner Production.* Submitted.

EKVALL, T. et WEIDEMA, B.P. (2004). "System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 9:3. 161-171.

EKVALL, T., A.-M. TILLMAN AND S. MOLANDER (2005). "Normative ethics and methodology for life cycle assessment". *Journal of Cleaner Production* 13. 1225-1234.

ERLANDSSON, M. et LEVIN, P. (2004). "Environmental assessment of rebuilding and possible performance improvements effect on a national scale". *Building and Environment.* 39. 1453–1465.

FAIST EMMENEGGER, M., HECK, T. et JUNGBLUTHAL, N. (2003). "*Erdgas. Sachbilanzen von Energiesystemen. Final report No. 6 ecoinvent 2000.*" Dübendorf and Villigen, CH.: Swiss Centre for LCI, PSI. [CD-ROM].

FAVA, J.A. (2002). "Life Cycle Initiative: A Joint UNEP/SETAC Partnership to Advance the Life-Cycle Economy". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 7:4. 196-198.

FERBER, U. et GRIMSKI, D. (2002). *Brownfields and Redevelopment of Urban Areas.* Wein: Concerted Action "Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies" (CLARINET). 144p.

FINNAMORE, J. (2001). "Modelling the Financial Risks of Remediation". *NATO/CCMS Pilot Study Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (Phase III) - Special Session on Decision Support Tools.* Wiesbaden : U. S. EPA. 83-91.

FINNVEDEN, G. (1996). "Solid Waste Treatment Within the Framework of Life-cycle Assessment - Metals in the Municipal Solid Waste Landfills". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 1. 74-78.

FINNVEDEN, G. (1999). "Long-Term Emissions from Landfills Should Not be Disregarded". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 4:3. 125-126.

FINNVEDEN, G. et EKVALL, T. (1998). "Life-cycle assessment as a decision-support tool - the case of recycling versus incineration of paper". *Resource, Conservation and Recycling.* 24:3-4. 235-256.

FRISCHKNECHT, R. (1998). "*Life Cycle Inventory Analysis for Decision-Making: Scope-Dependent Inventory System Models and Context-Specific Joint Product Allocation*". Zurich: Energy Technology Department.

GODIN, J., MÉNARD, J.-F., HAINS, S., DESCHÊNES, L. et SAMSON, R. (2004). "Combined Use of Life Cycle Assessment and Groundwater Transport Modeling to Support Contaminated Site Management". *Human and Ecological Risk Assessment.* 10:6. 1099-1116.

GOEDKOOP, M., P. HOFFSTETTER, R. MÜLLER-WENK AND R. SPRIEMSMA (1998). "The Eco-Indicator 98 Explained" *International Journal of Life Cycle Assessment* (3):6.

GOURVIL, L. et JOUBERT, F. (2004). "*Évaluation de la congestion routière dans la région de Montréal*". Québec, Canada: Ministère des Transports du Québec. 122p.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC (1999). "*Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*". Québec: Ministère de l'Environnement du Québec. 124p. http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/index.htm (page consultée 10 novembre 2001).

GRANT, T., JAMES, K.L. et LUNDIE, S. (2001). "ALCAS: Australian LCA Society. New LCA Group to Promote Life Cycle Assessment in Australia". *International Journal of Life Cycle Assessment*. 6:6. 323-324.

GREENBERG, M., LOWRIE, K., MAYER, E., MILLER, K. T. et SOLITARE, L. (2001). "Brownfield redevelopment as a smart growth option in the United States". *The Environmentalist*. 21. 129-143.

GRIMSKI, D., DOETSCH, P. et RÜPKE, A. (1998). "Brownfields versus Greenfields Sites Under Economic and Long-Term Environmental Considerations". *Contaminated Soil '98*. London : Thomas Telford. 651-660.

GUINÉE, J., R. HEIJUNGS AND G. HUPPES (2004). "Economic Allocation: Examples and Derived Decision Tree". *International Journal of Life Cycle Assessment* 9(1). 23-33.

HAUSCHILD, M. et POTTING, J. (2003). "*Spatial differentiation in life cycle impact assessment: The EDIP2003 methodology*". Lyngby: Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency. 148p.

HAUSCHILD, M., WENZEL, H. et ALTIN, L. (1997). *Environmetal Assesment of Products - Volume 2 : Scientific Background*. London: Chapman et Hall. 543p.

HÉBERT, L.A. (1997). "*Réhabilitation du site des ateliers Angus de la Compagnie Ferroviaire St-Laurent et Hudson Ltée.*" Montréal: 3+p.

HEIJUNGS, R., GUINÉE, J. et HUPPES, G. (1997). "*Impact categories for natural resources and land use*". Leiden: CML. 40p.

HELLWEG, S., FISCHER, U., HOFSTETTER, T. B. et HUNGERBÜHLER, K. (2004). "Site-dependent fate assessment in LCA: transport of heavy metals in soil". *Journal of Cleaner Production.* 13:4. 341-361.

HERTWICH, E.G., MCKONE, T.E. et PEASE, W. S. (1999). "Parameter uncertainty and variability in evaluating fate and exposure models". *Risk Analysis.* 19:6. 1193-1204.

HOFSTETTER, P. (1998). *Perspectives in Life Cycle Impact Assessment; A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere, and valuesphere.* Boston: Kluwer Academic Publishers. 504p.

HOFFSTETTER, P., A. BRAUNSCHWEIG, T. METTIER, R. MÜLLER-WENK AND O. TIETJE (2000). "The Mixing Triangle: Correlation and Graphical Decision Support for LCA-based Comparisons" *Journal of Industrial Ecology* 3(4). 97-115.

HUIJBREGTS, M.A.J., THISSEN, U., JAGER, T., VAN DE MEENT, D. et RAGAS, A. M. J. (2000). "Priority Assessment of Toxic Substances in Life Cycle Assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA". *Chemosphere.* 41. 541-573.

HUMBERT, S., MARGNI, M., et JOLLIET, O. (2004). "*IMPACT 2002+: User Guide (Draft for version 2.0)*". Lausanne: Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS. 40p.

HYDRO-QUÉBEC (2004). "*Plan Statégique 2004-2008*". Québec : [En ligne]. (Consulté le 3 septembre 2004). 222p.

ISO (1997). "*Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Principes et cadre*". 12p. CAN/CSA-ISO 14040-97

ISO (1998). " *Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire*". 22p. CAN/CSA-ISO 14041-98.

ISO (2000a). " *Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Évaluation de l'impact du cycle de vie*". 16p. CAN/CSA-ISO 14042-00.

ISO (2000b). "*Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Interprétation du cycle de vie*". CAN/CSA-ISO 14043-00.

ITSUBO, N., SAKAGAMI, M., WASHIDA, T., KOKUBU, K. et INABAET, A. (2004). "Weighting Across Safeguard Subjects for LCIA through the Application of Conjoint Analysis". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 9:3. 196-205.

IUCN/UNEP/WWF (1991). *Caring for the earth: A strategy for sustainable living.* Londre: Earthscan Publications, Ltd. 232p.

JENSEN, A. A., ELKINGTON, J., CHRISTIANSEN, K., HOFFMANN, L., MØLLER, B.T., SCHIMDT, A., et VAN DIJK, F. (1999). *Final Report - Life Cycle Assessment (LCA), A Guide to Approaches, Experiences and Information Sources.* dk-TEKNIK Energy & Environment/European Environment Agency (EEA): Søborg, Denmark. p. 159+.

JOLLIET, O. (1996). "Impact assessment of human and eco-toxicity in life cycle assessment". Dans "*Towards a methodology for Life Cycle Impact Assessment*". *Belgique: Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*". *SETAC-Europe.* 49-62.

JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G. et ROSENBAUMET, R. (2003). "IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 8:6. 324-330.

JUNGBLUTH, N. (2003). "*Erdöl. Sachbilanzen von Energiesystemen. Final report No. 6 ecoinvent 2000*". Dübendorf and Villigen, CH.: Swiss Centre for LCI, PSI. [CD-ROM].

KELLENBERGER, D., ALTHAUS, H.-J., JUNGBLUTH, N. et KÜNNIGERET, T. (2003). "*Life Cycle Inventories of Building Products. Final report ecoinvent 2000. Volume: 7.*" Dübendorf, CH.: Swiss Centre for LCI, EMPA-DU. [CD-ROM].

KLAPPERICH, H. (2002). "Interdisciplinary Approach for Brownfields". *First International Conference on Brownfield Sites - Assessment, Rehabilitation and Development.* Cadiz, Spain: WIT Press. 1-13.

KOHLER, N. et HASSLER, U. (2002). "The Building Stock as a Research Object". *Building Research and Information.* 30:4. 226-236.

KÖLLNER, T. (1999). "Assessing Land-Use Impacts on Ecosystem Quality within Life-Cycle Assessments". *2nd Inter-Regional Conference on Environment-Water 99.* Lausanne: 3p.

KÖLLNER, T. (2000). "Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity". *Journal of Cleaner Production.* 8:4. 293-311.

KRATSIOS, J. (2001). *Communication personnelle.* St-Constant, Qc. (13 septembre, 2001)

KREWITT, W., BACHMANN, T.M., HECK, T. et TRUKENMÜLLER, A. (2001). "Country-specific Damage Factors for Air Pollutants A Step Towards Site Dependent Life Cycle Impact Assessment". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 6:4. 199-210.

KRISHNA, R.R., ADAMS, J.A. et RICHARDSON, C. (1999). "Potential Technologies for Remediation of Brownfields". *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management.* 3:2. 61-68.

L.A. HÉBERT (1997). "*Réhabilitation du site des ateliers Angus de la Compagnie Ferroviaire St-Laurent et Hudson Ltée.*" Montréal.

LEGENDRE, P. (2000). "*La contamination des sols et la gestion des sites contaminés à Montréal (note interne)*". Montréal: Laboratoire, Service des travaux publics et de l'environnement. 4p.

LINDEIJER, E. (2000a). "Biodiversity and life support impacts of land use in LCA". *Journal of Cleaner Production.* 8:4. 313-319.

LINDEIJER, E. (2000b). "Review of land use impact methodologies". *Journal of Cleaner Production.* 8:4. 273-281.

LINDEIJER, E., MÜLLER-WENK, R. et STEEN, B. (2002). "Impact Assessment of Resources and Land Use". *Life Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice*. Pensacola: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 11-64.

LUNDIE, S. AND G. HUPPES. 1999. Environmental Assessment of Products: The Ranges of the Societal Preferences Method. *International Journal of Life Cycle Assessment* 4(1):7-15.

MAMM (2001). "*Cadre d'aménagement et orientations gouvernementales – Région métropolitaine de Montréal 2001-2021*". Québec, Québec: Ministère des Affaires Municipales et de la Métropole. 152p. http://www.mamr.gouv.qc.ca/publications/amenagement/cmm_cadre_fra.pdf (page consultée le 15 novembre 2003)

MARLAND, G., PIELKE, S., ROGER., R., APPS, M., AVISSAR, R., BETTS, R. A., DAVIS, K. J., FRUMHOFF, P. C., JACKSON, S. T. et JOYCE, L. A. (2003). "The climatic impacts of land surface change and carbon management, and the implications for climate-change mitigation policy". *Climate Policy.* 3:2. 149-157.

MCKONE, T.E. et BODNAR, A. (2000). "*Development and Evaluation of State-Specific Landscape Data Sets for Life-Cycle Analysis*". Berkeley: Berkeley National Laboratory. http://eetd.lbl.gov/ied/era. (page consultée le 18 mars, 2002).

MENV (1997). "*Bilan sur les terrains contaminés*". Québec: Ministère de l'environnement. 43p.

MENV (1998). "*Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés*". Québec: Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 165p.

MENV (1999). "*Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*". Québec: Ministère de l'Environnement du Québec. 132p.

MENV (2002). "Bilan sur les terrains contaminés / Statistiques générales en décembre 2001". *Ministère de l'environnement du Québec*. Québec: [En ligne]. http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/bilan-2001/index.htm (page consultée le 15 avril 2003).

MENV (2003)."Revi-Sols / Programme de réhabilitation de terrains contaminés en milieu urbain". *Ministère de l'environnement du Québec* . [En ligne]. http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/revi-sols.htm (Page consultée le 6 juillet 2003)

MSSS (2002). "*Principes directeurs et lignes directrices d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine*". Québec: Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec. 104p.

NAY-SOUR, V. (2004). *Communication personnelle.* Ministère des transports du Québec.

NORBERG, J. (1999). "Linking Nature's services to ecosystems: some general ecological concepts". *Ecological Economics.* 29:2. 183-202.

NRTEE (1998). *State of the Debate: Greening Canada's Brownfield Sites.* Ottawa: Renouf Publishing Company Ltd. 64p.

NRTEE (2003). "*Cleaning up the Past, Building the Future - A National Brownfield Redevelopment Strategy for Canada*". Ottawa: National Round Table on the Environment and the Economy. 95p.

OFFICE OF ENERGY EFFICIENCY (2004)."Comprehensive Energy Use Database. Residential Sector - Quebec." *Natural Resources Canada.* [En ligne]. http://oee.nrcan.gc.ca/Neud/dpa/trends_res_qc.cfm (Page consultée le 12 décembre, 2004)

OWENS, J.W. (1997). "Life Cycle Assessment in Relation to Risk Assessment: An Evolving Perspective". *Risk Analysis.* 17:3. 359-365.

OWEN, J.W. (1999). "Why Life Cycle Impact Assessment is Now Described as Indicator System". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 4:2. 81-86.

PAGE, C.A., DIAMOND, M.L., CAMPBELL, M. et MCKENNA, S. (1999). "Life Cycle Framework for Assessment of Site Remediation Options: Case Study". *Environmental Toxicology and Chemistry.* 18:4. 801-810.

PAULSEN, J.H. et BORG, M. (2003). "A Building Sector Related Procedure to Assess the Relevance of the Usage Phase". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 8:3. 142-150.

PEUPORTIER, B., KOHLER, N. et BOONSTRA, C. (1997). "*REGENER. European methodology for evaluation of environmental impact of buildings—life cycle assessment. Report 2 : Application of the life cycle analysis to buildings*". European Commission directorate general XII for science, research and development, Program APAS. 145p.

POTTING, J. (2000). "Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 5:2. 77.

POTTING, J. et HAUSCHILD, M. (1997). "Predicted Environmental Impact and Expected Occurence of Actual Environmental Impact, Part 1: The Linear Nature of Environmental Impact from Emissions in Life Cycle Assessment". *International Journal on Life Cycle Assessment.* 2:3. 171-177.

POTTING, J., HAUSCHILD, M. et WENZEL, H. (1999). ""Less is Better" and "Only Above Threshold": Two Incompatible Paradigms for Human Toxicity in Life Cycle Assessment?" *International Journal of Life Cycle Assessment.* 4:1. 16-24.

QSAR (1997). "*Redéveloppement du site des ateliers Angus à Montréal: Analyse des risques pour la santé et plan de gestion des sols - Rapport final*". Montréal: Chemin de Fer Canadien Pacifique. 113p. + annexes

QSAR (1998). "*Mise à jour du programme de réhabilitation des sols et évaluation complémentaire des impacts associés au développement de la zone commerciale - Rapport final*". Montréal: Chemin de Fer Canadien Pacifique. 52p + annexes.

QUÉFORMAT (1998a). "*Programme de réhabilitation (Version révisée) - Site des Ateliers Angus*". Montréal: CFCP. 22p.

QUÉFORMAT (1998b). "*Rapport de réhabilitation des cours Angus*". Montréal. 7p.

REGIONAL ANALYTICS INC. (2002). "*A Preliminary Investigation into the Economic Impact of Brownfield Redevelopment Activities in Canada - Final Report*". Burlington. 108p.

ROSS, S. et EVANS, D. (2002). "Excluding Site-Specific Data from the LCA Inventory: How This Affects Life Cycle Impact Assessment". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 7:3. 141-150.

ROUWENDAL, J. (1998). "On Housing Services". *Journal of Housing Economics.* 7. 218-242.

SCHL (2005). "Réaménagement des Terrains Angus - Montréal (Québec)". *Société canadienne d'hypothèques et de logement.* [En ligne]. http://www.cmhc-schl.gc.ca/fr/amquablo/logab/stviloab/rere/rete/cas2.cfm (Page consultée le 10 mars, 2005).

SCHRENK, V. (2002). "Environmental Balancing of Brownfield Redevelopment". *First International Conference on Brownfield Sites - Assessment, Rehabilitation and Development.* Cadiz, Spain: WIT Press. 191-200.

SECRÉTARIAT DU CONSEIL DU TRÉSOR DU CANADA (2002). "*Contaminated Sites Management Working Group - Glossary of Terms*". [En ligne]. http://www.ec.gc.ca/etad/csmwg/pub/fed_aprch/en/glossary_e.htm (Page consultée le 13 avril 2003).

SÉNÉCAL, G., HAMEL, P.J., GUERPILLON, L. et BOIVIN, J. (2001). "Aménager la métropole nature : retour sur les efforts passés de planification dans la région de Montréal et essai d'évaluation de la situation actuelle des banlieues". *Géocarrefour.* 76:4. 303-316.

SETAC (2003)."SETAC Life-Cycle Assessment Website". *SETAC Life-Cycle Assessment (LCA) Advisory Group.* [En ligne]. http://www.setac.org/lca.html (Page consultée le 10 janvier 2005)

SIMONS, R. (1998). "*Turning Brownfields into Greenbacks: Developing and Financing Environmentally Contaminated Real Estate*". Washington, DC: Urban Land Institute. 181p.

SPIELMANN, M., KÄGI, T., STADLER, P. et TIETJE, O. (2004). "*Life Cycle Inventories of Transport Services. Ecoinvent report No. 14*". Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories. 248p.

STATISTICS CANADA (1997). "*1996 Census of Population. Profile of Marital Status, Common-law Status, Families, Dwellings and Households, for Canada, Provinces, Territories, Census Divisions and Census Subdivisions*". Ottawa, Canada.

STATISTICS CANADA (2002). "*2001 Census of Population. Profile of Marital Status, Common-law Status, Families, Dwellings and Households, for Canada, Provinces, Territories, Census Divisions and Census Subdivisions*". Ottawa, Canada.

ST-CYR, P. (2001). *Conversation téléphonique.*

STIBER, N.A. et SMALL, M.J. (1998). "The Relationship Between Historical Industrial Site Use and Environmental Contamination". *Journal of the Air and Waste Management Association*. 48. 809-818.

SUÈR, P., NILSSON-PÅLEDAL, S. et FISCHBECK, P. S. (2004). "LCA for Site Remediation: A Literature Review". *Soil and Sediment Contamination*. 13:4. 415-425.

SULLIVAN, T., VAN VEEN., H. J. DAVIDSON, L. et BARDOS, R.P. (2001). "Review of Discussions about Decision Support Issues in Europe and North America at the Nato/Ccms Special Session, and Overall Conclusions". *NATO/CCMS Pilot Study Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (Phase III) - Special Session on Decision Support Tools*. Wiesbaden : US EPA. 113-124.

SUNDQVIST, J.-O. (1999). "*Life Cycle Assessment and Solid Waste - Guidelines for solid waste treatment and disposal*". Stockholm: IVL, Swedish Environmental Research Intitute. 159p.

TEDD, P., CHARLES, J.A. et DRISCOLL, R. (2001). "Sustainable brownfield redevelopment -risk management". *Engineering Geology*. 60:1-4. 333-339.

THOMAS, M. R. (2002). "A GIS-based decision support system for brownfield redevelopment". *Landscape and Urban Planning* 58(1). 7-23.

TILLMAN, A.-M., EKVALL, T., BAUMANN, H. et RYDBERG, T. (1994). "Choice of system boundaries in life cycle assessment". *Journal of Cleaner Production*. 2:1. 21-29.

TOFFOLETTO, L., DESCHÊNES, L. et SAMSON, R. (2004a). "LCA of Ex-Situ Bioremediation of Diesel-Contaminated Soil". *International Journal of Life Cycle Assessment*. [En ligne] DOI: http://dx.doi.org/10.1065/lca2004.09.180.12 (page consultée le 10 décembre, 2004)

TOFFOLETTO, L., CADOTTE, M., DESCHÊNES, L. et SAMSON, R. (2004b). "Characterization factors for local and regional impacts adapted to the Canadian context". *4th SETAC World.* Portland, Oregon.

TREMBLAY, P. (2002). "*Survol Technique du Modèle de Transport de la Région de Montréal*". Québec: Service de la modélisation des systèmes de transports, Ministère des Transports du Québec. 34p.

TRUSTY, W.B. et MEIL, J.K. (1996). "ATHENA; an LCA model for the building design and research communities". *Proceedings of the Air & Waste Management Association's Annual Meeting & Exhibition.* Nashville, TN, USA: Air & Waste Management Association. 13pp.

UDO DE HAES, H., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M., KREWITT, W. et MULLER-WENKET, R. (1999). "Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment - Background Document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2)". *The International Journal of Life Cycle Assessment.* 4:2. 66-74.

US EPA (1989). "Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1 Human Health Evaluation Manual (Part A)". Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response. 278p.

US EPA (1998a). "Handbook of Tools for Managing Federal Superfund Liability Risks at Brownfields and Other Sites". *US EPA.* [En ligne]. http://www.epa.gov/brownfields/liab_handbook.htm. (Page consultée le 10 septembre 2002)

US EPA (1998b). "*Guidelines for Ecological Risk Assessment*". Washington: Office of Solid Waste, US EPA. 188p.

US EPA (2001). "*NATO/CCMS Pilot Study Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (Phase III)* -

Special Session on Decision Support Tools". Wiesbaden: North Atlantic Treaty Organization's Committee on the Challenges of Modern Society (NATO/CCMS). 135p.

US EPA (2002a)."Brownfields Glossary of Terms". *US EPA*. [En ligne]. http://www.epa.gov/brownfields/glossary.htm#brow (Page consultée le 3 juin 2003)

US EPA (2002b)."Nonroad Model (nonroad engines, equipment and vehicles)". *US EPA*. [En ligne]. http://www.epa.gov/otaq/nonrdmdl.htm (Page consultée en 2003)

US EPA (2004)."Brownfields Success Stories". *US EPA*. [En ligne]. http://www.epa.gov/brownfields/success.htm (Page consultée le 2 mars, 2005)

VAN DER VOET, E. (2001). "*Land use in LCA*". Leiden: Centre of Environmental Science (CML), Leiden University. 22p.

VANLOON, G. W. et S. J. DUFFY (2000). *Environnemental chemistry : a global perspective*. New York, Oxford university press, 492p.

VEGTER, J.J., LOWE, J. et KASAMAS, H.E. (2002). *Sustainable Management of Contaminated Land - An Overview*. Wein: Concerted action "Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies" (CLARINET), Austrian Federal Environment Agency. 127p.

VILLE DE MONTRÉAL (2004). "*Plan d'urbanisme de Montréal. Partie I - Les éléments pan-montréalais*". Montréal: Ville de Montréal. 273p.

VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J. et MELILLO, J. M. (1997). "Human Domination of Earth's Ecosystems". *Science*. 277:25. 494-499.

VOGTLÄNDER, J.G., LINDEIJER, E., WITTE, J.-P. M. et HENDRIKS, C. (2004). "Characterizing the change of land-use based on flora: application for EIA and LCA". *Journal of Cleaner Production*. 12:1. 47-57.

VOLKWEIN, S. (2002). "Life Cycle Assessment in Soil Bioremediation Planning". *Biotechnology for the Environment: Soil Remediation*. Netherlands : S. N. Agathos and W. Reineke. 23-33.

VOLKWEIN, S., HURTIG, H.-W. et KLÖPFFER, W. (1999). "Life Cycle Assessment of Contaminated Sites Remediation". *International Journal on Life Cycle Assessment.* 4:5. 263-274.

VRANES, S., GONZALEZ-VALENCIA, E., LODOLO, A. et MIERTUS, S. (2001). "Decision Support Tools: Applications in Remedial Technology Evaluation and Selection". *NATO/CCMS Pilot Study Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (Phase III) - Special Session on Decision Support Tools.* Wiesbaden : US EPA. 42-57.

WEIDEMA, B.P. (1998). "New developments in the methodology for life cycle assessment". *3rd International Conference on Ecobalance.* Tsukuba. [En ligne]. http://www.lca-net.com/publ/develop.asp. (Page consultée le 10 janvier 2004).

WEIDEMA, B.P. (2001). "*Physical impacts of Land Use in Product Life Cycle Assessment - Final Report of the EURENVIRON-LCAGAPS Sub-project on Land Use*". Lyngby: Technical University of Denmark. 52p.

WEIDEMA, B.P., FREES, N. et NIELSEN, A.-M. (1999). "Marginal Production Technologies for Life Cycle Inventories". *International Journal of Life Cycle Assessment.* 4:1. 48-56.

WETH, D. (2001). "Case Study: Cost Benefit Analysis / Multi -Criteria Analyses for a Remediation Project". *NATO/CCMS Pilot Study Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (Phase III) - Special Session on Decision Support Tools.* Wiesbaden : US. EPA. 69-82.

WHITE, P., HAES, UDO DE HAES, H.A. et HEIJUNGS, R. (1995). "LCA Back on Track - But is it One Track or Two?" *LCA News.* 5:3. 2-4.

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.* Dordrecht: Kluwer Academic Publisher. 275p.

ZABEL, J.E. (2004). "The demand for housing services". *Journal of Housing Economics*. 13. 16-35.

Analyse environnementale de la réhabilitation-valorisation de friches industrielles urbaines

Documents annexes

Annexe 1. Présentation du site des Ateliers Angus

Cette annexe complète la description de l'étude de cas présentée aux Sections 4.2.1 et 6.2.4 du rapport principal. Elle contient de l'information sur les sources de données primaires disponibles, les résultats de la caractérisation du site et des évaluations du risque toxicologique et écotoxicologique, une description des objectifs et des opérations de réhabilitation.

Il est important de noter que cette Annexe a été rédigée à un moment où le projet de recherche avait une toute autre ampleur : il devait comparer l'analyse de risque avec l'analyse du cycle de vie et comparer la gestion des différents secteurs du site (résidentiel, commercial, etc.). Ainsi, beaucoup de ces informations n'ont pas été utilisées pour effectuer le projet tel que finalement proposé, notamment l'information sur la caractérisation du site et sur l'analyse de risque. Afin de mieux saisir le contexte de la réhabilitation, cette information a néanmoins été laissée dans l'Annexe.

A1.1 - Recensement des données primaires

La majorité des données présentées ici proviennent de deux séries de rapports : une série de rapports rédigés *avant* la réhabilitation du site et une série rédigée post-réhabilitation.

La première série de rapports comprend les résultats de la caractérisation du site, l'analyse de risque pour la santé humaine et le programme de réhabilitation du site. Le premier rapport a été rédigé suite à une campagne de caractérisation effectuée de 1992 à 1995 (QSAR, 1997). Un total de 43 ha sur 50 ha a été caractérisé ; les zones différées se trouvaient dans ce qui allait devenir la zone de redéveloppement commercial. Ces zones différées furent caractérisées en décembre 1997 et les résultats sont disponibles dans un second rapport (QSAR, 1998), qui, en plus de mettre à jour les résultats du premier en tenant compte des nouvelles données disponibles, présente les nombreux changements

apportés à la demande de certificat d'autorisation auprès du MENV pour le projet de réhabilitation.

Les informations et données que contiennent ces documents sont :

- Les résultats de la caractérisation du site : Les données couvrent, entre autre, l'historique et le contexte du site, ses caractéristiques géophysiques, les concentrations de contaminants et la répartition spatiale des substances d'intérêt (contaminants et mâchefers).

- L'analyse des risques pour la santé humaine : Les données utilisées pour effectuer une analyse des risques pour la santé ainsi que les résultats de l'analyse effectuée sont présentés. On y retrouve, entre autre, une évaluation toxicologique des substances d'intérêt, une modélisation multimédia du devenir des contaminants, les paramètres d'exposition des différents groupes cibles et les voies et scénarios d'exposition.

- Le programme de réhabilitation : La stratégie de réhabilitation y est décrite, incluant les opérations de décontamination et le devenir des matériaux extraits du site (sol, débris de démolition, mâchefers, etc.). Le plan fut rédigé pour approbation du projet par le MENV. Les volumes d'excavation sont basés sur des estimations de la profondeur d'excavation nécessaire pour atteindre les objectifs de décontamination de sous-sections du site définie selon la méthode des polygones (aires d'environ 500m^2). Une mise à jour finale du programme de réhabilitation est aussi disponible (Quéformat, 1998b).

- Un rapport de l'exécutant des opérations de réhabilitation : Ce rapport, produit par le sous-traitant qui a effectué les opérations de réhabilitation (L.A. Hébert, 1997), énumère et décrit les équipements utilisés pour effectuer les différents travaux de réhabilitation majeurs.

- L'estimation de la mobilité des substances confinées dans le parc linéaire : Dans le cadre de l'analyse de risque initiale (QSAR, 1997), des simulations ont été effectuées

pour évaluer la mobilité de substances d'intérêt, notamment les métaux et les huiles et graisses minérales. Le logiciel de modélisation HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performances) a été utilisé pour évaluer l'infiltration des eaux de précipitation dans le talus. Les K_d de chaque substance d'intérêt ont été évalués en laboratoire.

La seconde série de rapports, qui décrit la réhabilitation après les principaux travaux de réhabilitation, est composée des 7 tomes du rapport de réhabilitation (CFCP, 1998), et contient comme information :

- Suivi environnemental des opérations sur site : Le suivi de chaque polygone d'excavation est effectué pour vérifier l'atteinte des objectifs de décontamination. Les émissions de particules dans l'atmosphère résultant des activités de réhabilitation sont également suivies. Les données pour les deux phases de la réhabilitation sont données séparément : le tome 1 du rapport donne l'information pour les travaux ayant eu lieu entre avril et décembre 1998 sur les secteurs de réhabilitation 1 et 2, alors que le tome 2 du rapport porte sur les travaux effectués entre mars et novembre 1999 sur le secteur de réhabilitation 3. Les secteurs 1&2 forment à eux deux 59% de l'ensemble de la zone résidentielle. Le secteur 1 couvre aussi les routes principales du site se trouvant sur des zones de redéveloppement autres que résidentielles. Le secteur 3 comprend le reste du site.

- Suivi environnemental de l'ensemble des substances enlevées : Tout matériau excavé, pompé ou soustrait au site a été caractérisé pour déterminer le devenir approprié (e.g. enfouissement vs réutilisation). Les données sur les sols contaminés et déchets excavés sont disponibles par « pile d'excavation », piles d'environ 500m^3 contenant des matériaux excavés de plusieurs polygones. Le lien entre ces piles d'excavation et les polygones d'excavation ne sont pas documentés. La qualité de l'eau souterraine est connue par réservoirs.

- Suivi environnemental des sols d'emprunt : Les sols d'emprunt, provenant de sources commerciales ou de chantier de construction, ont aussi été caractérisés.

- Données sur le transport : Chaque voyage de sol, d'eau, de déchet et de matière résiduelle entrant ou sortant du site est documenté. On connaît l'origine ou la destination des matériaux transportés, leur poids ou volume et leurs principales caractéristiques.

- Description des opérations : Les opérations ayant eu lieu lors de la réhabilitation du site sont documentées. L'information est également présentée dans les deux premiers tomes du rapport de réhabilitation pour les deux phases de réhabilitation respectives. Des données technologiques sur la machinerie utilisée s'y trouvent aussi.

Les données ne sont pas souvent présentées dans ces rapports selon les frontières définies par le champ de l'étude, et, lorsque cela était nécessaire, des hypothèses simplificatrices ont dû être posées pour adapter les données aux besoins de l'étude. Celles-ci sont révélées, au besoin, dans d'autres annexes.

A1.2 – Caractérisation du site

Cette section comprend un bref historique du site, une description de son contexte géographique et les résultats de la campagne de caractérisation effectuée de 1992 à 1995. Les résultats de la campagne de caractérisation excluent la zone commerciale du site.

A1.2.1 – Historique du site et contexte géographique

Les diverses études de caractérisation du site, mandatées depuis 1992, révélaient la présence de divers polluants, principalement des métaux, HAP et contaminants organiques. Certaines substances étaient présentes à des niveaux supérieurs aux critères d'usage en vigueur à l'époque (MEF, 1996)[7]. Le site représentait aussi un fardeau fiscal important pour le propriétaire.

---

[7] Ces critères génériques ont été inclus dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV (1999) et mis à jour en 1999, 2000 et 2001. Pour cette étude, les critères originaux de la *Politique* seront utilisés dans les discussions sur la caractérisation du site et l'évaluation du risque puisque ceux-ci étaient en vigueur lors de ces activités. Par contre, dans l'analyse de l'influence de ces critères génériques sur les activités de réhabilitation, les critères aujourd'hui en vigueur seront utilisés.

En 1997, le propriétaire a fait la demande d'un certificat d'autorisation pour un projet de réhabilitation, créant une zone résidentielle (23,1ha), un parc récréatif, baptisé parc central (2,7 ha), une zone commerciale (3,8 ha), une zone industrielle (18,9 ha) et une zone de confinement de sols contaminés et mâchefers (2,0 ha), nommé parc linéaire pour l'usage récréatif qui y est prévu à la fin des travaux. Le propriétaire espérait ainsi tirer avantage de la tendance à la désaffection des banlieues et de la santé du marché du logement en milieu urbain pour effectuer un projet qui serait à la fois rentable et qui pourrait freiner l'étalement urbain, une préoccupation du propriétaire (St-Cyr, 2001).

Historique

En 1904, la Compagnie de chemins de fer St-Laurent et Hudson Limitée (StL&H), filiale de Chemins de Fer Canadien Pacifique, acquît le site d'environ 100 ha qui était alors les franges de Montréal. Le terrain était composé de forêt et de terres agricoles et marécageuses. Au cours des 98 années qui ont suivi, le site a hébergé diverses activités : construction de locomotives et de tanks, production munition, opérations d'une cour de triage, de deux fonderies, d'un quai de mise au rebut et de récupération, d'un moulin à bois avec séchoir et d'une forgerie de laiton et d'étain.

De 1902 à 1950, l'approvisionnement pour les activités était principalement une affaire interne. Toute pièce de métal était forgée et machinée sur le site, le bois était traité au moulin à bois, et un quai de mise au rebut et de récupération permettait le recyclage de la ferraille.

Les activités ferroviaires ont fortement décliné dans le quart de siècle qui suivit et la manufacture de pièces fut en partie délocalisée. De 1975 à 1992, l'entreprise consolida graduellement ses activités et démolît plusieurs bâtiments. En 1980, elle vendit 53 ha du site (portion Est) qui furent convertis en secteur résidentiel par l'organisme para-municipal SOTAN (Société des terrains Angus). La problématique des sols contaminés n'était pas une préoccupation à cette époque, et aucune information n'est disponible sur la contamination potentielle de cette portion du site.

Les opérations sur le reste du site ont finalement pris fin en 1992. De 1992 à 1997, 75% des voies ferrées ont été retirées du site. La caractérisation initiale du site a été effectuée entre 1992 et 1995, période durant laquelle le site a servi de parc de stationnement pour des véhicules en transit, et révèle la présence de contaminants représentant un risque environnemental significatif.

Contexte du site

Le site se trouve dans une partie principalement résidentielle du Sud-Est de Montréal, dans Rosemont-Petite Patrie. Outre des résidences, on trouve quelques parcs, commerces et industries légères dans un rayon de 2km autour du site. En 1991, à un an de la fin des opérations, la densité de population, calculée à partir de données de recensement, était d'environ 125 habitants/hectare. Environ 24,370 habitants vivaient dans un rayon de 1km autour du site. Les routes les plus proches pour la circulation de poids lourds se trouvent à quelques kilomètres du site, empruntant des voies fréquemment congestionnées. Des voies de chemins de fer, menant au vieux port, étaient disponibles et fonctionnelles à la fin des opérations bien que non utilisées.

A1.2.2 – Infrastructure en place

Les activités antérieures ont laissé un grand nombre de constructions en surface et souterraines, plus ou moins délabrées, principalement des bâtiments, des fondations de bâtiments démolis et des routes.

A1.2.3 – Caractérisation des sols et risque significatif

Cette section couvre la stratigraphie du sol ainsi que de sa qualité, exprimée en concentration de contaminants potentiellement dommageables pour l'environnement. Ces données proviennent de plus de 250 stations d'échantillonnage sur le site.

A1.2.4 Stratigraphie du site

La stratigraphie du site a été estimée à l'aide de 447 sondages individuels[8]. Quatorze tranchés d'explorations et une cinquantaine d'échantillon ont permis de confirmer la distribution spatiale des mâchefers. La stratigraphie moyenne est présentée au Tableau A1-1.

Tableau A1- 1 : Stratigraphie du site

Horizon (m)	Épaisseur (m)	Matériau
Surface	0 - 0,10	-30% de la surface est recouvert d'un type d'infrastructure ; -Couches de pierres ou pavage concassé par endroit ; -Les aires où on retrouve des fondations (zones d'excavations massives) sont souvent associées à la présence de sols sableux ou graveleux renfermant parfois des mâchefers et des débris de construction (e.g. briques, bois, verre, morceaux de béton) ; et -Le reste de la zone résidentielle, on retrouve surtout du sol végétal avec du gravier
Remblai	0,10 - 2,00	3 types, présence intermittente -Lentilles contenant plus de 50% de mâchefers, c'est-à-dire des matériaux renfermant plus de 50% de scories provenant de la combustion de la houille. Les lentilles font de 0,15 à 0,40 cm d'épaisseur et de 5 à 20m d'extension latérale ; -Couches de sables et de graviers mélangées à moins de 50% de mâchefers et débris de construction. Cette couche est d'environ 0,60cm dans la zone résidentielle ; -Couche de remblai graveleux ou sableux presque totalement exempte de débris et de mâchefers.
Sol naturel	> 2,00	-Mince couche (0,20m d'épaisseur) de sol organique sous le remblai ; -Couche de sable silteux o d'argile silteuse allant jusqu'à 1m d'épaisseur ; et -couche de till argileux pouvant atteindre 3m et plus d'épaisseur.
Socle rocheux	0,3 - 7,00	-Calcaire avec multiples fractures s'atténuant en profondeur.

[8] Incluant les échantillons provenant de la zone commerciale

A1.2.5 Qualité du sol

La qualité des sols à été évaluée pour sept catégories de substances, à différentes fréquences: les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les biphényles polychlorés (BPC), les hydrocarbures aliphatiques chlorés (HAC), les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), les composés phénoliques, les métaux et les autres composés inorganiques. Les résultats généraux de la campagne de caractérisation (1992 à 1995) sont présentés au Tableau A1-2. Ces résultats omettent la zone commerciale du site caractérisé en 1997.

De façon générale, la distribution spatiale des composés inorganiques problématiques (Pb, Cu, Zi, Ni, Ba, Cb, Md, Se, As, Cd, Su, Mg) est corrélée aux mâchefers et débris divers qui se trouvent dans certains secteurs précis sur le site, en particulier dans les couches supérieures (<0,7m). Dans le cas des composés organiques, les concentrations élevées se trouvent principalement en profondeur (0,7-5m), dans la zone résidentielle.

Dans la zone commerciale, non incluse dans les résultats présentés ici, la qualité des sols était généralement meilleure : leur inclusion dans l'analyse a tendance à baisser le IC95 des substances (écart variant de -9 à -36%), sauf pour le Méthyl-3 cholanthène (+10%), l'étain (+31%) et le mobdylène (+3%) (QSAR, 1998).

Tableau A1- 2 : Sommaire de la qualité des sols avant réhabilitation (zone commerciale exclue)

Catégorie de contaminant (nombre de substances)	% BC	% > C	Description
HAP (27)	10.0	2.6	• Des critères génériques existent pour 22 des 27 PAH mesurés • Le 99th centile de 22 PAH excède le critère B et 12 le critère C • Les substances les plus problématiques sont le benzo[b+j+k]fluoranthène (48% échantillons > B), chrysène (37% échantillons > B), benzo(a)anthracène (33% échantillons > B) et benzo(a)pyrène (30% échantillons >B). • Trouvé principalement dans la zone résidentielle et dans la couche de sol naturel (0,7 – 5 m)
BPC (4)	7.4	3.7	• Les impacts des PCB sont jugés ponctuels et peu significatifs.
HAC (14)	0.5	0.2	• Les impacts des CAH sont jugés ponctuels et peu significatifs, principalement liés au trichloroéthène.
HAM (9)	0.3	0.3	• Les impacts des MAH sont jugés ponctuels et peu significatifs, principalement liés au xylène et toluène.
Phénols (14)	17.0	0	• Tous les échantillons étaient sous le critère C.
Métaux (15)	15.6	5.5	• Le 99e centile de sept substances excède le critère C • Les plus problématiques sont le cuivre (60% échantillons > B), le plomb (35% échantillons > B), et le zinc (27% échantillons > B) • Les métaux sont spatialement corrélés aux mâchefers et débris
Autres inorganiques	29.7	23.4	• 54 des 64 analyses étaient pour le souffre : aucune autre substance n'était problématique (30% échantillons > B)

A1.2.3 – Caractérisation de l'eau souterraine et risque significatif

A1.2.3.1 Sommaire hydrogéologique

Un total de 100 puits (dont 15 dans la zone commerciale) a été installé dans la nappe phréatique et 7 pour la nappe de l'aquifère régional dans le socle rocheux. La profondeur de la nappe phréatique perchée varie entre 0.9 à 4.7m. Elle s'écoule dans des unités stratigraphiques variables (argile silteuse, sable silteux, remblai) et a des propriétés hydrogéologique hétérogènes. L'aquifère régionale pour l'Île de Montréal s'écoule vers le Saint-Laurent au Sud-Est.

A1.2.3.2 Qualité de l'eau souterraine

Quatre catégories de contaminants ont été analysées dans les eaux souterraines : les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les hydrocarbures aliphatiques chlorés (HAC), les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), et les métaux. Une synthèse des résultats obtenus (omettant la zone commerciale) est présentée au Tableau A1-3.

Tableau A1-3 : Synthèse de la qualité de l'eau souterraine avant réhabilitation (zone commerciale exclue)

Catégorie	BC%	> C (%)	Description
HAP (22)	18.0	22.3	5 des 22 substances ont des limites de détections supérieures au critère C, introduisant un biais important quant à l'importance de ce contaminant Ces 5 substances exclues, la contamination est très ponctuelle
HAC (15)	3.9	5.6	8 des 15 substances ont un 99e centile > B Le dichloro-1,2-éthène est en présence à des concentrations supérieur au critère B dans 27% des échantillons
HAM (9)	1.8	1.8	La contamination par le HAM est très ponctuelle et liée au xylène et éthylbenzène
Métaux (14)	4.4	1.0	La contamination par les métaux est très ponctuelle sauf pour l'étain, excédant le critère B dans 47% des échantillons

A1.3 – Évaluation du risque 'spécifique' pour la santé humaine

Une analyse de risque préliminaire a été effectuée en 1997 et mise à jour en 1998, une fois les données sur la zone commerciale connues. Encore une fois, les résultats présentés ici excluent la zone commerciale.

La démarche utilisée, présentée à la Figure A1-1, est celle préconisée par les guides en vigueur à l'époque au Québec, soit le Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques (Groupe d'analyse de risque - Direction des laboratoires du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF), 1996a) et les Lignes directrices pour la réalisation des analyses de risques toxicologiques (Groupe d'analyse de risque - Direction des laboratoires du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF), 1996b). Une approche conservatrice (pire scénario raisonnable) a été utilisée.

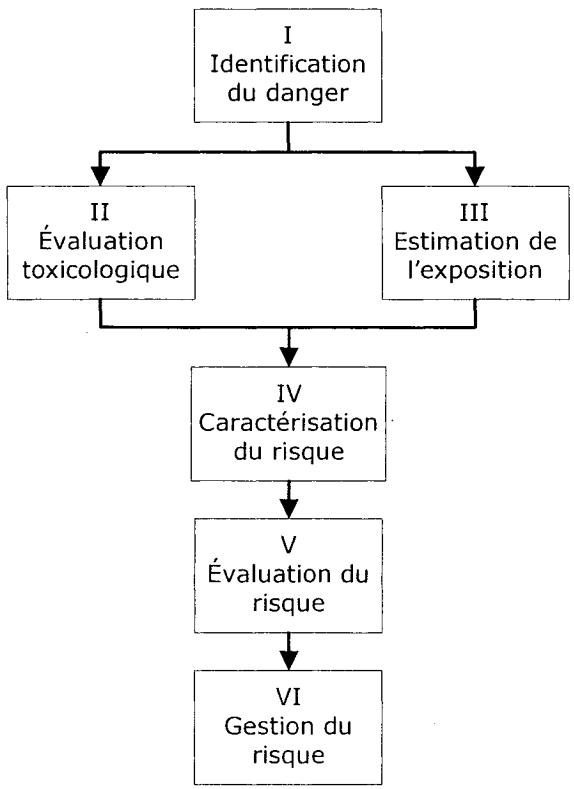


Figure A1- 1 : Démarche pour effectuer une analyse de risque

A1.3.1 – Identification du danger

Cette étape vise à décrire les sources d'impact et d'exposition potentielles et à identifier les substances problématiques pour la santé humaine. La description des sources d'impact et d'exposition potentielles découle, en très grande partie, de l'étude de caractérisation présentée plus haut.

La source d'exposition jugée pertinente est celle découlant de la contamination des sols : l'exposition est supposée se faire par contact direct (ingestion) et inhalation de poussières contaminées. L'eau souterraine, même contaminée, est jugée non pertinente dans le cadre de l'analyse de risque puisque la nappe phréatique n'est pas exploitée comme source d'eau potable. L'eau de surface, qui peut être contaminée par contact avec les sols, n'a pas été prise en considération non plus puisque les eaux de ruissellement sont canalisées et gérées de façon à empêcher tout contact direct.

La sélection des substances retenues pour l'étude a été faite selon 3 critères :

- Le 99e centile de la concentration de la substance est supérieur au critère d'usage résidentiel (critère B) ;
- Un indicateur de risque existe pour la substance (dose de référence, coefficient de cancérogénicité) ; et
- Les aspects physico-chimiques de la substance sont bien documentés.

32 substances, présentées dans le Tableau A1-4, ont répondu à ces trois exigences. La majorité appartient au groupe des HAP (14) ou des métaux (10).

Tableau A1- 4: Substances retenue pour l'analyse de risque pour la santé humaine

Type	Substances
HAP	Acenaphtène, Anthracène, Benzo[a]anthracène, Benzo[a]pyrène, Benzo (b+j+k)-fluoranthène, Chrysène, Dibenzo[a,h]anthracène, Fluoranthrène, Fluorène, Indeno[1,2,3-cd]pyrène, Methylcholanthrène, Pyrène.
BPC	Total (Aroclor 1242 + Aroclor 1248 + Aroclor 1254 + Aroclor 1260)
Phénols	Chlorophénol (2-chlorophénol), 2,4-dichlorophénol, pentachlorophénol, 2,4,6-trichlorophénol.
HAC	Trichloroéthène.
HAM	Ethylbenzène, xylène.
Métaux	Arsénique, Baryum, Cadmium, Étain, Mercure, Molybdène, Nickel, plomb, Sélénium, Zinc.

A1.3.2 – Évaluation toxicologique

L'évaluation toxicologique consiste à déterminer et valider les estimateurs de risque pour les substances identifiées à l'étape précédente. Les données proviennent de sources diverses, principalement de l'U.S. EPA, de la U.S. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), de Santé Canada, de la California Environmental Protection Agency, et de banques de données informatisées telles IRIS (Integrated Risk Information System) de la U.S. EPA, HSDB (Hazardous Substances Data Bank), ou la RTECS (Registry of Toxic Effects of Chemical Substances).

A1.3.3 – Estimation de l'exposition

Trois scénarios d'exposition ont été évalués : dans l'état actuel du site, durant les travaux de réhabilitation et après la réhabilitation. Une analyse distincte est faite pour ces différents scénarios pour deux types de récepteurs : les travailleurs (ceux ayant travaillé avant la réhabilitation, ceux effectuant la réhabilitation et ceux qui travailleront sur la zone industrielle après la réhabilitation du site) et les utilisateurs du parc linéaire (après la phase de réhabilitation). L'ensemble des scénarios d'exposition est résumé dans le Tableau A1-5.

Tableau A1- 5 : Résumé des scénarios d'exposition

Voie et média d'exposition possibles	Statu quo	Scénario Pendant les opérations		Post réhabilitation	
		Zone résid.	Zone indus.	Zone indus.	Parc linéaire
Groupe cible	Adultes	Adultes	Adultes	Adultes	Tous
Ingestion					
- Ingestion de sol	√	√	√	√	
- Ingestion de poussières intérieures	√	√	√	√	
Inhalation					
- Inhalation poussières et gaz intérieurs	√	√	√	√	
- Inhalation poussières et gaz extérieurs	√	√	√	√	√
Contact cutané					
- Contact cutané avec le sol	√	√	√	√	
- Contact cutané à partir de poussières intérieures et de l'air intérieur	√	√	√	√	
- Contact cutané à partir de l'air extérieur	√	√	√	√	√

Les travailleurs sont supposés adultes (20 ans et plus), alors que les utilisateurs du parc linéaire sont représentés par trois classes d'âge : les adultes (20 ans et plus), les enfants et adolescent (5-19 ans) et les petits enfants (4 ans et moins). La distinction entre ces groupes cibles permet d'attribuer des paramètres d'exposition représentatifs (poids corporel, durée d'exposition, etc.) : ces données proviennent du guide technique du MEF (Groupe d'analyse de risque - Direction des laboratoires du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF), 1996a). Il n'a pas été nécessaire

d'effectuer une analyse des risques associés à la zone résidentielle puisque les objectifs de réhabilitation de cette portion du site sont dictés par les critères d'usage résidentiel.

Les voies et medias d'exposition sont présentés à la Figure A1-2. La Figure à gauche représente le scénario d'exposition de travailleurs sur le site à l'état initial, durant les travaux de réhabilitation dans les zones industrielles et résidentielles et sur la zone industrielle après la réhabilitation.

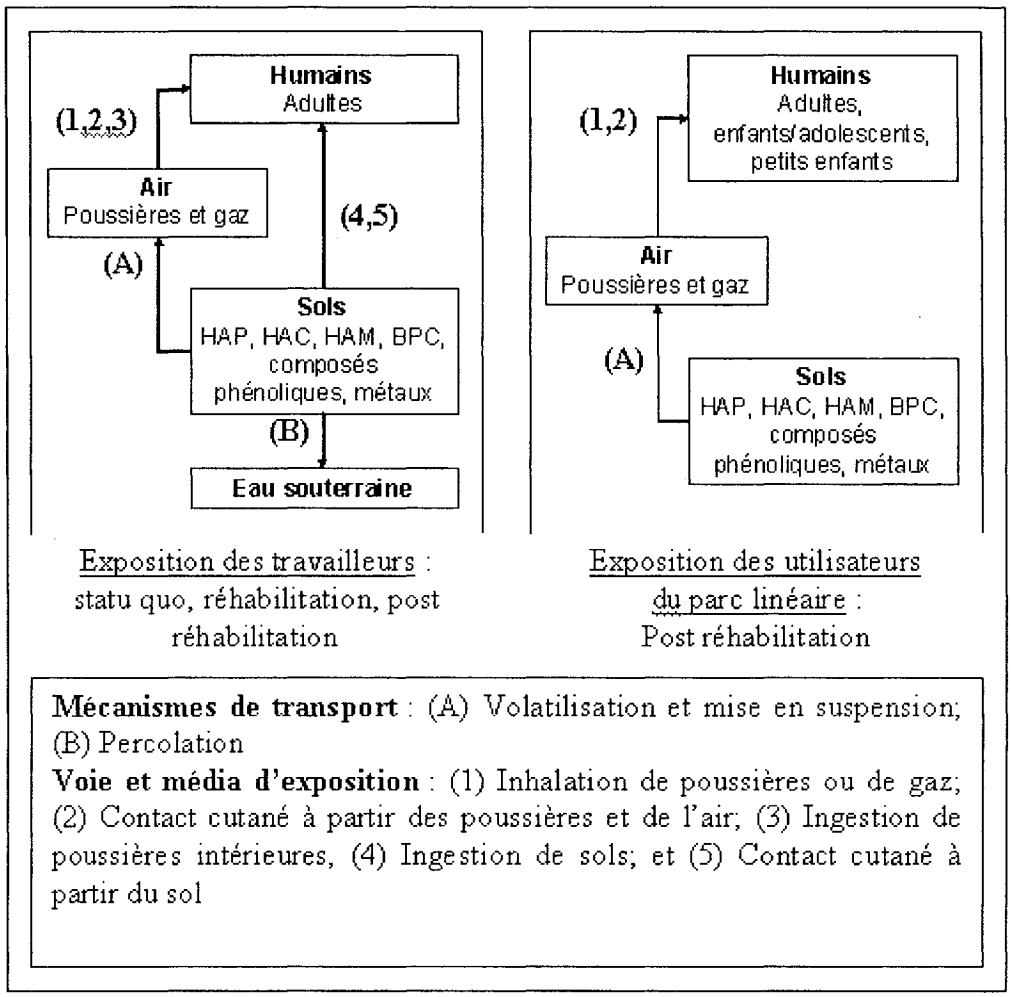


Figure A1- 2 : Voies et média d'exposition pour l'analyse de risque

La Figure à gauche présente les voies d'exposition et media d'exposition pour les utilisateurs du parc linéaire. La dose d'exposition tient compte des concentrations de

chaque substance dans les média d'intérêt en fonction du temps (prise en compte de la demi-vie des contaminants et de leur transfert inter-média), d'un temps d'exposition et des paramètres d'exposition des groupes cibles. Deux modèles mathématiques ont été utilisés pour calculer la concentration des contaminants dans les médias : CalTOX (V1.5) pour le devenir des substances organiques (processus advectifs et diffusifs) ; et ISCLT3 pour estimer les concentrations atmosphériques des substances inorganiques (métaux) durant la phase de réhabilitation mis en suspension par le vent ou par le passage des camions (processus advectifs).

A1.3.4 – Caractérisation du risque

Les effets chroniques non-cancérigènes sont calculés selon l'équation définie par le document de l'US EPA en vigueur à l'époque lors de l'analyse de risque effectuée, c'est-à-dire :

$$IR_{nc} = \frac{D_{\max}}{DR}$$

où

IR_{nc}	=	Indice de risque (effets non-cancérigènes)
$D_{\max}$	=	Dose d'exposition maximale estimée (mg/kg poids corporel/jour)
DR	=	Dose de référence (mg/kg poids corporel/jour)

Un indice de risque global (IGR_{nc}) est défini comme la somme de l'ensemble des indices de risque par voies d'expositions $\left(\sum_{voies} IR_{nc}\right)$. Un IGR_{nc} supérieur à 1 signale un potentiel de risque pour la santé des récepteurs humains. Le sommaire des indices de risque pour les adultes pour les 20 contaminants évalués est présenté au Tableau A1-6, seulement pour le site avant intervention et pour le secteur industriel après recouvrement. L'indice de chacune des substances était inférieur à 1 pour tous les scénarios d'exposition et les groupes cibles.

Tableau A1- 6 : Sommaire du calcul des indices de risque pour les substances à effets non cancérigènes

Substance	Avant intervention	Après recouvrement
Hydrocarbures aromatiques polycycliques		
Acénaphtène	<0,0001	<0,0001
Anthracène	<0,0001	<0,0001
Fluoranthène	0,0012	<0,0001
Fluorène	<0,0001	<0,0001
Pyrène	0,0014	<0,0001
Hydrocarbures aromatiques monocycliques		
Éthylbenzène	<0,0001	<0,0001
Xylènes	<0,0001	<0,0001
Composés phénoliques		
Chlorophénol	<0,0001	<0,0001
2,4-dichlorophénol	<0,0001	<0,0001
Pentachlorophénol	<0,0001	<0,0001
Métaux		
Arsenic	0,0087	0,0003
Baryum	0,0005	<0,0001
Cadmium	0,0004	0,0002
Étain	<0,0001	<0,0001
Mercure	0,0002	<0,0001
Molybdène	<0,0001	<0,0001
Nickel	0,0019	<0,0001
Plomb	0,0189	0,0004
Sélénium	<0,0001	<0,0001
Zinc	0,0001	<0,0001

L'indice de risque des substances à effet cancérigènes (par voie d'exposition) se calcule, quant à lui, par :

$$IR_c = D_{moy} \times CC$$

où

IR_c = Indice de risque (effets cancérigènes)

D_{moy} = Dose d'exposition moyenne à vie (mg/kg poids corporel/jour)

CC = Coefficient de cancérogénicité d'une substance pour une voie d'exposition donnée (mg/kg poids corporel/jour)

Un indice de risque global IGR_c peut être obtenu en normalisant la somme des indices de risque pour les voies d'exposition $\sum_{voies} IR_c$ par le niveau de risque acceptable (10^{-6}).

Encore une fois, un indice > 1 signale un potentiel de risque pour la santé des récepteurs humains. Le sommaire des indices, calculés pour 16 contaminants individuels, est présenté au Tableau A1-7 pour le récepteur « adulte » et seulement pour le site avant l'intervention et après recouvrement. L'indice de la très grande majorité des substances était supérieur à 1 avant les travaux de réhabilitation. La première analyse du risque (QSAR, 1997) avait décelé un potentiel d'impact pour plusieurs substances durant les travaux de réhabilitation (en faisant abstraction des mesures de mitigation). Cependant, cette évaluation avait été réalisée pour une période d'exposition de 15 ans. Lorsque l'étude fut renouvelée pour un temps d'exposition de 2 ans, seul l'arsenic représentait un faible potentiel de risque. Tous les IGR_c descendent sous l'unité *après* la réhabilitation.

Tableau A1- 7 : Sommaire du calcul des indices de risque pour les substances à effets cancérigènes

Substance	Avant intervention	Après recouvrement
Hydrocarbures aromatiques polycycliques		
Benzo[a]anthracène	0,4894	0,0003
Benzo[a]pyrène	0,2571	0,0002
Benzo[b]fluoranthène	1,8385	<0,0001
Benzo[j]fluoranthène	0,1418	<0,0001
Benzo[k]fluoranthène	3,0630	<0,0001
Chrysène	0,0191	<0,0001
Dibenzo[a,h]anthracène	0,7634	<0,0001
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	1,2347	<0,0001
Méthyl-3 cholanthrène	0,0653	<0,0001
Biphényles polychlorés		
BPC (totaux)	7,8796	0,0002
Hydrocarbures aliphatiques chlorés		
Trichloroéthène	2,4623	<0,0001
Composés phénoliques		
2,4,6-trichlorophénol	<0,0001	<0,0001
Pentachlorophénol	<0,0001	<0,0001
Métaux		
Arsenic	0,7933	0,0505
Cadmium	0,0004	0,0028
Nickel	0,0024	0,0004

A1.3.5 – Évaluation du risque

Cette phase de l'analyse des risques passe en revue les différentes hypothèses. On en conclut que l'évaluation du potentiel de risque a été effectuée de façon généralement très conservatrice, surévaluant le risque, en considérant dans les modèles la pire situation envisageable.

A1.3.6 – Gestion du risque

La gestion du risque vise à réduire le risque potentiel à un niveau jugé acceptable. La présente étude identifie un risque d'effets cancérigènes avant la réhabilitation et, un risque pour l'arsénique lors de la réhabilitation. Le scénario de gestion du site est conforme aux objectifs, d'autant plus que :

- Le risque était surévalué de façon très importante ;
- L'arsénic ne comporterait aucun risque si le risque acceptable était défini par 10^{-5}, plutôt que par 10^{-6} ; et
- Les mesures de mitigations, qui visent à réduire les risques pour la santé, ne sont pas prises en compte dans l'analyse de risque.

Ces mesures de mitigation incluent l'arrosage périodique des voies de circulation des camions, la minimisation du transport sur le sol contaminé, la restriction de l'accès au site lors des travaux, le recouvrement journalier des piles, le démarrage des activités au printemps et le suivi des émissions, le contrôle des eaux de drainage et le confinement des sols excavés en pile sur des toiles.

A1.4 – Risques écotoxicologiques

Le risque a été jugé négligeable du fait que seuls les scénarios *post réhabilitation* sont considérés. En effet, après la réhabilitation :

- Le site étant recouvert de végétation, les émissions atmosphériques sont désormais considérées comme nulles ;
- Les zones résidentielles et le parc central sont décontaminés au critère générique d'usage résidentiel, sortant ainsi du champ de l'étude ;
- L'épaisseur de sol végétal disposé sur les zones industrielles et le parc linéaire est directement liée à la taille des racines de la végétation introduite, de façon à éliminer toute possibilité de contact entre la flore et les matériaux sous-jacents ;
- L'impact de la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines est jugé sans conséquences sur la santé de la faune ; et
- Le risque pour la santé humaine étant négligeable, il est supposé que l'analyse des risques pour la santé de la faune donnerait des résultats similaires.

Vu la conclusion à laquelle mènent ces hypothèses, une analyse de risque écotoxicologique n'a pas été effectuée.

A1.5 - Réhabilitation

A1.5.1 – Introduction

Cette section donne une vue d'ensemble des activités lors de la réhabilitation du site. Le redéveloppement prévu du site est composé de :

1) une zone résidentielle (23,1 ha) ;
2) un parc central récréatif (2,7 ha),
3) une zone commerciale (3,8 ha) dans des bâtiments déjà existants et rénovés ;
4) une zone industrielle (18,9 ha), gérée par la Technopole Angus et visant ultimement à accueillir 200 entreprises et près de 2000 emplois ; et
5) une zone servant au confinement de sols fortement contaminés et de mâchefers (2,0 ha), baptisé parc linéaire à cause de l'usage récréatif prévu (revégétation, allongement de la piste cyclable).

Les méthodes de réhabilitation pour chaque zone de redéveloppement sont présentées dans le Tableau A1-8. Un des objectifs de la réhabilitation était d'optimiser l'utilisation des matériaux présents sur le site et de minimiser l'apport de matériel venant de l'extérieur.

Les travaux de réhabilitation ont débuté en mars 1998, après l'obtention du certificat d'autorisation du MENV et du permis du Service de l'environnement, division de l'assainissement de l'air et de l'eau de la Communauté Urbaine de Montréal. Le site a été divisé en trois secteurs de réhabilitation. Les réhabilitations des secteurs 1 et 2 (151 000m^2) ont été menées conjointement entre avril et décembre 1998, alors que celle du secteur 3 a été menée entre mars et novembre 1999.

Tableau A1- 8 : Méthodes générales de réhabilitation des différentes zones de redéveloppement du site

Zone		Méthodes générales de réhabilitation
Ensemble du site	Sur toute la surface	• Éliminer les matières dangereuses dans un site autorisé. • Éliminer les mâchefers (déchets solides) excavés en LES autorisé
Résidentielle	Ensemble de la zone	• Décontaminer au critère générique d'usage B de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains • Excaver et gérer, en plus des sols B+, les matériaux secs, les matériaux recyclables et les mâchefers
	Surfaces non-bâties	• Recouvrir avec 30cm de sol végétal, suivi d'un engazonnement.
Parc central récréatif	Ensemble de la zone	• Excaver et gérer les matériaux secs et les matériaux recyclables • Excaver et gérer les mâchefers et sols B+ dans le premier mètre sous la surface finale du parc. • Remblayer les points bas sous le premier mètre avec du sol BC • Remblayer le premier mètre avec du sol A
Industrielle	Ensemble de la zone	• Les sols restent en grande partie en place. Le choix de gérer le site par l'application de l'approche par critère vs. l'approche par gestion du risque spécifique est laissée au futur acquéreur du site
	Sur toute la surface sauf les rues	• Remblayer d'un minimum de 0,3m de sols BC • Lorsque requis, enlever et gérer les matériaux secs et recyclables
	Emprises des rues	• Excaver et gérer les sols C+, les matériaux secs et les matériaux recyclables.
	Surfaces non-bâties	• Recouvrir d'un minimum de 10cm de terre végétale, jusqu'à 1,0m aux endroits ou une revégétation plus imposante que du gazon est désirée.

Tableau A1- 8 : Méthodes générales de réhabilitation des différentes zones de redéveloppement du site (suite)

Zone		Méthodes générales de réhabilitation
Parc linéaire	Ensemble de la zone	• Construire un talus composé de sols C+ et mâchefers (déchets spéciaux). • Recouvrir le talus à l'aide de 0,6m de sols argileux à faible perméabilité ($1,0x10^{-7}$cm/s) suivi de 0,4m de terre végétale et, finalement, d'une piste cyclable et d'une végétation composée d'arbustes. La revégétation importante minimise l'érosion et les infiltrations. • Un suivi des eaux souterraines est prévu.
Commerciale	Ensemble de la zone	• Excaver les sols C+ et les mâchefers dans l'emprise des infrastructures (égout, structures de soutien et infrastructures du stationnement intérieures. • Remblayer avec du sol répondant au critère générique pour usage commercial, de pierres concassées et de béton bitumineux.
	Intérieur du magasin	• Enlever les mâchefers et les sols C+ sous la dalle de béton.
	Stationnement	• Remblayer au besoin pour assurer une épaisseur minimale de 30cm entre les sols C+ ou mâchefers et la surface des stationnements intérieurs et extérieurs.
	Surfaces non-bâties	• Remblayage avec 10cm de sol végétal et engazonnement.

A1.5.2 – Survol des travaux de réhabilitation

Les travaux de réhabilitation peuvent être décomposés en types d'activités :

- L'enlèvement des structures de béton de ciment et de béton bitumineux ;
- Le concassage et la revalorisation du béton de ciment et du béton bitumineux ;
- L'excavation, le transport (sur le site) et la mise en place des matériaux selon leur type ;

- Le tamisage des matériaux ;
- Le contrôle des poussières ;
- Le contrôle de l'eau souterraine et de l'eau de ruissellement ; et
- La remise en état du site.

Parallèlement, une **surveillance environnementale** a été assurée, entre autre, par les activités suivantes :

- La ségrégation et la gestion des matériaux excavés, tenant compte des données de caractérisation, des indices organoleptiques, et la classification des matériaux ;
- L'échantillonnage des piles de matériaux excavés ainsi que des fonds et des parois des excavations ;
- Le contrôle du transport de matériaux ;
- Le contrôle et l'échantillonnage de matériaux d'emprunt ; et
- L'échantillonnage de l'eau souterraine et de l'eau de pompage.

Les Tomes I&II du rapport de réhabilitation contiennent une chronologie des travaux, permettant de déduire exactement combien de jours ont été dédiés à chacun des types de travaux. Par contre, le nombre d'heures ou le nombre de machines effectuant les dits travaux ne sont pas connus.

A1.5.3 – Excavation et gestion des sols et matériaux excavés

Les matériaux excavés du site ont été classifiés selon les définitions présentées dans le Tableau A1-9 qui indique également le devenir de chaque type de matériaux. Les types de gestion concordent avec l'objectif de réutilisation maximale des matériaux. Le plan d'excavation était défini selon des aires d'excavation déterminées par la méthode des polygones lors de la caractérisation du site. Les conditions physicochimiques de chacun de ces polygones, incluant la distribution spatiale des contaminants, ont été estimées

individuellement, permettant ainsi d'estimer de manière prospective les profondeurs à atteindre et, donc, les volumes à excaver.

Tableau A1- 9 : Gestion des différents matériaux excavés

Matériaux	Gestion	Volumes (m^3)		
		Secteurs 1&2	Secteur 3	Total
Sols[9] <B	Réutilisation sur la zone résidentielle pour remblayage	2 600	5 700	8300
Sols BC	Recouvrement dans la zone industrielle, enfouissement hors-site	69 700	83 500	153 000
Sols >C	Confinement au parc linéaire	40 100	15 400	55 500
Mâchefers[10] (déchets solides)	Enfouissement hors-site	43 200	40 200	83 400
Mâchefers (déchets spéciaux)	Parc linéaire	1 800	2 100	3 900
Mâchefers (déchets dangereux)	Lieu autorisé	Nil	Nil	Nil
Matériaux recyclables (béton de ciment)	Travaux de construction (rues et autres)	43 000	19 000	62 000
Matériaux recyclables (béton bitumineux)	Recouvrement du secteur industriel	5 100	1 000	6 100
Matériaux secs[11]	Dépôt de matériaux secs	14 000	11 000	25 000
Matériaux divers[12]	Disposition hors-site	n/d	n/d	n/d

Les ***sols*** excavés, définis comme des matériaux renfermant plus de 50% de sols, ont été gérés par couches enlevées des polygones d'un minimum de 0,15cm. L'excavation a continué jusqu'à ce que les objectifs soient atteints. Le sol excavé a été temporairement mis en pile (25m x 25m x 0,8m, soit environ $500m^3$) et analysé pour confirmer le

[9] Matériaux renfermant plus de 50% de sols.

[10] Matériaux renfermant plus de 50% de scories provenant de la combustion de la houille.

[11] Matériaux renfermant plus de 50% de débris constitués de matériaux de construction

[12] Par exemple dormants, métal, barils de résidus liquides

niveau de contamination. Les piles ont ensuite été gérées selon leur niveau de contamination.

Les ***mâchefers***, définis comme les matériaux renfermant plus de 50% de scories provenant de la combustion de la houille, ont été excavés de la même façon que les sols. La qualité de leur lixiviat, analysée en utilisant la méthode de lixiviation « TCLP » (Toxicity Characteristic Leaching Procedure, EPA 1311), a servi pour ségréguer les déchets solides (éliminés en LES hors-site), les déchets spéciaux (acheminés au Parc linéaire) et les déchets dangereux (inexistants ici mais qui auraient été acheminés hors-site dans un lieu autorisé).

Le ***béton de ciment recyclé*** provient de dalles, murs de fondation et infrastructure de soutien. Les structures en surface ont été enlevées comme phase préliminaire à l'enfouissement, alors que les structures souterraines ont été enlevées après que l'excavation des sols ait eu lieu. Le ***béton bitumineux recyclé***, provenant de pavages, a aussi été enlevé préalablement pour permettre les travaux d'excavation.

Les ***matériaux secs***, définis comme les matériaux renfermant plus de 50% de débris constitués de matériaux de construction, provenaient en grande partie de la démolition d'anciens bâtiments. Lorsque cela a été nécessaire, ils ont été séparés de la matrice de sol par un tamis de type « READ ».

Le ***métal*** rencontré, provenant surtout d'anciens rails de chemin de fer ou de conduites abandonnées, a été mis de côté puis envoyé dans des installations de recyclage. Les ***dormants*** furent enlevé puis disposés hors-site (usine de Triage de Lachenaie Inc.).

A1.5.4 – Gestion de l'eau souterraine

De façon générale, l'eau s'accumulant dans les tranchées d'excavation a été pompée et gérée selon sa qualité, c'est-à-dire rejetée directement à l'égout ou éliminé hors-site dans un lieu autorisé. Certains volumes d'eau ont été entreposés au préalable de manière temporaire dans des réservoirs sur le site.

Quatre types d'informations sont disponibles à propos de l'eau souterraine :

1) les résultats de la caractérisation initiale;
2) des résultats de caractérisation d'échantillons prélevés lors des travaux d'excavation (Tome IV);
3) les volumes d'eaux et de liquides totaux envoyés hors-site pour traitement, résumés dans les Tomes I&II du rapport de réhabilitation et détaillés dans le Tome VI; et
4) une copie électronique des manifestes relatifs au pompage et au transport de l'eau contaminée.

Un résumé de ces données est présenté au Tableau A1-12. Les données discordent entres elles.

A1.5.6 – Remblayage du site

Le terrain a été remblayé selon les exigences décrites plus haut. Le nivellement des sols de remblayage s'est fait à l'aide de béliers mécaniques. Les sols de remblayage sont issus du site même en réhabilitation (sols propres excavés), de sablières et de projets de construction régionaux.

A1.5.7 – Construction du Parc linéaire

Le parc linéaire comporte un talus qui sert au confinement de sols C+ et de mâchefers classés déchets spéciaux. Le talus, est recouvert de 0,6m de sols argileux à faible perméabilité ($1{,}0x10^{-7}$cm/s), d'une géotextile, de 0,4m de terre végétale et d'une végétation composée d'arbustes. Le talus comporte aussi des drains perforés de 100mm de diamètre en surface, de drains non-perforés de taille égale connectant les précédentes à une tranchée drainante qui comporte une conduite perforée de 375 mm de diamètre. Sept puits d'observations ont également été installés.

A1.5.8 – Suivi environnemental

L'élément majeur du suivi environnemental lors des travaux était l'échantillonnage et l'analyse chimique en laboratoires accrédités des piles de sols, des déchets ainsi que des fonds et des parois d'excavation.

Les fonds et parois des polygones excavés ont été échantillonnés pour confirmer que les objectifs de réhabilitation étaient atteints. Un total de 299 échantillons de fonds et de parois a été prélevé dans les secteurs 1 & 2 (151 000 m^2, soit 1 échantillon/505m^2). Les substances analysées dépendaient des résultats de caractérisation ainsi que de la présence d'indices organoleptiques. Les résultats de ces analyses pour chaque polygone d'excavation ont été rapportés dans le rapport de réhabilitation (Tome III).

Des échantillons ponctuels ont été prélevés chaque fois qu'une indication organoleptique a été observée localement, qu'une valeur mesurée au photoionisateur indiquait la présence d'un contaminant volatil non révélé lors de la caractérisation du

site, ou pour préciser la concentration de COV révélée antérieurement. Les paramètres utilisés dépendaient du contaminant soupçonné. Les motivations de chaque échantillonnage ponctuel sont présentées à l'annexe 2 du Tome I et TOME II, les résultats au Tome V.

Les **sols excavés** et mis en pile (500m^3) ont été échantillonnés selon le niveau de contamination attendue (sols AB : 1 échantillon/100m^3, sols BC : 1 échantillon/500m^3, sols C+ : 1 échantillon/200m^3). Tous les paramètres de contamination ayant excédé les critères d'usage prévus lors de caractérisation de 1992 à 1996 ont été analysés de façon systématique. Les COV et BPC ont été analysés de façon ponctuelle sur les piles de sols excavés lorsque les résultats obtenus lors des caractérisations du site indiquaient la présence potentielle de ces contaminants dans les secteurs excavés.

Les mâchefers ont été analysés à une fréquence d'un échantillon par 500m^3. Le détail de la gestion de chaque pile de mâchefer (Tome VI) ainsi que les registres et billets de pesée (Tome II) sont disponibles.

Les sols de remblais ne provenant pas de sources commerciales ont été échantillonnés à une fréquence d'un échantillon/250 m^3.

Des **mesures préventives** ont été prises pour réduire le potentiel de risque lors des travaux :

- Bruit : des voies de transport préférentielles ont été utilisées durant les travaux, les travaux de concassage ont été restreints à des heures prédéterminées, et un écran a été formé avec les matériaux recyclables. Un suivi hebdomadaire a été effectué, et les mesures de mitigation ont été jugées satisfaisantes.

- Qualité de l'air : épandage d'abat poussière, aménagement des sols excavés en piles sur des toiles en polyéthylène, recouvrement journalier des piles, contrôle périodique de la qualité de l'air (résultats présentés au Tome VI), et recouvrement avec une bâche des sols transportés hors-site. Le suivi de la qualité de l'air a été abandonné en 1999, compte tenu des résultats satisfaisants obtenus en 1998.

A1.6 – Utilité des données recueillies pour ce projet de recherche

Les données recueillies lors de la caractérisation se sont révélées peu utiles pour ce projet. Elles n'ont servi qu'à mieux comprendre le contexte de la réhabilitation et le choix des substances à analyser.

Les résultats de l'analyse de risque ont servi comme base de comparaison aux résultats de l'évaluation des impacts primaires effectuée avec la méthode IMPACT 2002+.

Les données des rapports de réhabilitation ont été très précieuses, notamment celles concernant les volumes de matériaux excavés. Ces dernières ont permis de quantifier les heures de travail nécessaires pour chaque type d'opération sur le site et les exigences totales en terme de transport. La caractérisation des piles de sols excavés a permis de calculer la quantité de contaminant enlevé du site. Les données sur les volumes d'eau gérés et l'efficacité des mesures préventives ont permis de poser des hypothèses simplificatrices. Tous ces éléments sont présentés ailleurs dans le mémoire.

Annexe 2. Quantification des volumes de matériaux à gérer

Pour pouvoir quantifier les opérations de réhabilitation de la zone résidentielle du site, il était nécessaire d'en décrire les caractéristiques physiques au début des travaux. Plus précisément, il fallait connaître les volumes de matériaux à excaver (sols, déchets, mâchefers) et la quantité de matériaux recyclables à enlever (béton de ciment et bitumineux) de cette zone de redéveloppement.

Deux sources de données étaient disponibles. La première est le plan de réhabilitation (Quéformat, 1998b), préparé avant les travaux, qui précise ces valeurs par zone de développement, tel que voulu. La deuxième est le rapport de réhabilitation (Quéformat, 1998a), préparé après les travaux. Dans ce rapport, les données ne sont pas données par zone de redéveloppement mais plutôt par « secteur de réhabilitation ». Trois secteurs sont définis : le secteur 1, couvrant la partie Nord-Est du site, entièrement inclus dans ce qui allait devenir la zone résidentielle; le Secteur 2, couvrant la partie Est et Sud-Est du site, majoritairement dans la zone résidentielle mais couvrant aussi certaines routes dans d'autres secteurs du site; et le secteur 3, couvrant une partie de la zone résidentielle ainsi que la totalité de la zone industrielle et du parc central.

Le Tableau A2-1 compare les estimations initiales de volumes excavés ou récupérés avec les volumes mesurés lors de la réhabilitation. Vu la très grande discordance entre ces valeurs, il a fallu choisir entre un des deux ensembles de valeurs. Il a été jugé plus raisonnable d'utiliser les données provenant du rapport de réhabilitation plutôt que celles du plan de réhabilitation, car elles sont censées mieux représenter mieux la réalité.

Tableau A2- 1 : Volumes prévus et finalement mesurés de matériaux excavés ou enlevés lors de la réhabilitation

Matériaux	Volume prévu	Volume mesuré	$V_{estimé}/V_{mesuré}$
Sols <B	23 000	8 300	0,36
Sols BC	40 000	153 200	3,8
Sols >C	29 000	55 500	1,9
Mâchefers	17 000	87 300	5,1
Matériaux secs	8 000	25 000	3,1
Matériaux recyclables	46 000	68 100	1,5

Un des problèmes liés à cette décision est le manque de concordance entre les secteurs de réhabilitation et les zones de redéveloppement. Les données sur le secteur de réhabilitation 1 auraient été appropriées pour représenter la zone résidentielle, puisque cette zone se trouve totalement dans le secteur résidentiel. Malheureusement, les données sur ce secteur de réhabilitation ne sont pas disponibles de façon individuelle mais ont été agrégées avec les données sur le secteur 2. Les données sur le secteur 2 sont raisonnablement correctes, puisque la presque totalité du secteur se trouve sur la zone résidentielle, à l'exception de quelques routes.

Il a été décidé d'utiliser les données agrégées représentant les secteurs 1 et 2. Ce choix tend à surestimer la quantité de béton bitumineux réellement enlevé sur la zone résidentielle, cependant ce choix étant donnés les besoins de ce projet de maîtrise est jugé acceptable.

Les volumes de matériaux à gérer estimés sont présentés Tableau A2-2. Pour ramener ces données au flux de référence de l'ACV, c'est-à-dire à 1 ha, les données totales ont tout simplement été divisées par l'aire des secteurs 1 et 2 (15,1 ha).

Tableau A2- 2 : Volumes de matériaux excavés ou récupérés des secteurs 1&2

	Total [m^3]	Par ha [m^3/ha]
Sols <B	2600	172,2
Sols BC	69700	4615,9
Sols >C	40100	2655,6
Mâchefers (déchets solides)	43200	2860,9
Mâchefers (déchets spéciaux)	1800	119,2
Déchets solides	14000	927,2
Béton de ciment	43000	2847,7
Béton bitumineux	5100	337,7

Annexe 3. Méthode de calcul des impacts primaires associés aux contaminants

A3.1 Procédure générale

Chacune des deux options de gestion de la FIU à l'étude (réhabilitation par excavation, recouvrement) est associée à une contamination résiduelle dans le sol. Or, dans ce projet de recherche, le calcul des impacts primaires ne se fait pas à partir de cette contamination résiduelle en tant que telle mais plutôt à partir de la *différence* de contamination résiduelle entre les deux options.

La procédure générale consiste premièrement à calculer la masse de contaminants exportée du site dans l'option de réhabilitation : cette masse représente la différence de contamination résiduelle entre les deux options. Dans l'ACV-A, cette masse est positive et attribuée à l'inventaire de l'option de recouvrement, alors que dans l'ACV-C, cette masse est dite « évitée » et est donc négative dans l'inventaire de l'option de réhabilitation. Dans les deux cas, en termes absolus, la masse est la même.

La deuxième étape est de trouver des facteurs de caractérisation appropriés dans la méthode IMPACT 2002+ pour chacune des substances retenues. La dernière étape consiste simplement à multiplier la masse de chaque contaminant entré dans l'inventaire par les facteurs de caractérisation correspondants.

A3.2 Calcul de la masse de contaminant enlevée

Deux mécanismes d'exportation de contaminants sont considérés pour l'option de réhabilitation : (1) l'excavation de sols BC et son envoi vers des lieux d'enfouissement, et (2) l'excavation de sols >C et son envoi vers des cellules de confinement, hors-site ou à même le site. L'excavation de sols <B n'a pas pour effet l'exportation de contaminants puisque ces sols sont réutilisés à même le site comme sol de remblai.

Une certaine quantité de contaminants, se trouvant dans l'eau pompée de cellules d'excavation, a aussi été exportée du site. Elle a été exclue de l'étude à cause (1) du

manque de données primaires ; et (2) parce que les volumes d'eau pompée sont négligeables comparés aux volumes de sols excavés.

Les contaminants lixiviables des mâchefers enlevés auraient également pu être comptabilisés, mais ils ont aussi été exclus de l'étude, à cause notamment du manque d'information sur le type de contaminants successibles d'être lixiviés, les taux de lixiviation, et donc sur la quantité de contaminants lixiviable pendant la durée de l'étude.

Lors de l'étude de caractérisation, un total de 88 contaminants a été pris en compte. Par contre, lors des travaux de réhabilitation, seuls 35 d'entre eux ont été analysés de façon systématique (13 métaux, 21 HAP, les produits pétroliers en C_{10}-C_{50} et le soufre). D'autres substances ont été analysées de façon sporadique. Il a été décidé de ne tenir compte que de 34 substances, à savoir les 35 suivies systématiquement moins le soufre, pour lequel aucun facteur de caractérisation n'existe dans la méthode IMPACT2002+.

Lors de la réhabilitation du site, les sols excavés ont été mis dans des piles d'environ $500m^3$ puis caractérisés afin de déterminer dans quelles plages de contamination il se trouvaient. Soixante et une de ces piles ont été subdivisées en sous-piles. Au total, des données sur 773 piles ont été rassemblées, dont 447 de sols BC et 197 de sols >C. Pour chacune d'elles, les concentrations des 34 contaminants retenus pour l'étude étaient disponibles dans le rapport de réhabilitation.

Pour calculer la concentration moyenne d'un contaminant *i* dans un sol d'une plage donnée, le calcul effectué est :

$$\bar{c}_i = \frac{\sum_j c_{ij} v_j}{\sum_j v_j}$$

où

$\bar{c}_i$ = concentration moyenne du contaminant *i*

c_{ij} = concentration du contaminant i dans la pile j

v_j = volume de la pile j

Ensuite, pour calculer la quantité totale de contaminant enlevée du site par hectare réhabilité, il suffit de multiplier la concentration par la masse de sol exporté. Les concentrations moyennes des contaminants pour les sols BC et >C ainsi que les masses totales de contaminants exportées sont présentées au A3-1. La densité du sol est estimée à 1800 kg/m^3. Les volumes totaux de sols exportés sont de 4116m^3 pour les sols BC et de 2656m^3 pour les sols >C.

Tableau A3- 1 : Calcul de la masse de contaminants exportée

	Sols BC		Sols >C	
	Concen-tration [ppm]	Masse totale exportée [kg]	Concen-tration [ppm]	Masse totale exportée [kg]
Hydrocarbures pétroliers C_{10}-C_{50}	4.67E+2	3.88E+3	9.61E+2	4.59E+3
Métaux				
Arsenic	7.99E-1	6.64E+0	1.21E+0	5.78E+0
Baryum	1.23E+2	1.02E+3	1.29E+2	6.17E+2
Cadmium	2.00E-1	1.66E+0	6.06E-1	2.90E+0
Chrome	3.12E+1	2.59E+2	3.22E+1	1.54E+2
Cobalt	9.48E+0	7.88E+1	9.95E+0	4.76E+1
Cuivre	1.21E+2	1.01E+3	1.67E+2	7.96E+2
Étain	7.28E+0	6.05E+1	5.85E+0	2.80E+1
Mercure	1.55E-1	1.29E+0	5.99E-1	2.86E+0
Molybdène	1.06E+0	8.78E+0	1.63E+0	7.78E+0
Nickel	3.94E+1	3.28E+2	4.40E+1	2.11E+2
Plomb	2.13E+2	1.77E+3	2.22E+2	1.06E+3
Sélénium	6.86E-2	5.70E-1	6.38E-2	3.05E-1
Zinc	1.98E+2	1.65E+3	2.92E+2	1.39E+3
HAP				
Acénaphtène	4.73E-1	3.93E+0	3.34E+0	1.60E+1
Acénaphtylène	8.15E-2	6.77E-1	3.95E-1	1.89E+0
Anthracène	1.20E+0	9.95E+0	7.48E+0	3.58E+1
Benzo[a] anthracène	1.99E+0	1.65E+1	9.91E+0	4.74E+1
Benzo[a,i] pyrène	4.47E-1	3.71E+0	2.14E+0	1.02E+1

Tableau A3- 1 : Calcul de la masse de contaminants exportée (continué)

	Sols BC		Sols >C	
	Concen-tration [ppm]	Masse totale exportée [kg]	Concen-tration [ppm]	Masse totale exportée [kg]
Benzo[a]pyrene	2.02E+0	1.68E+1	8.93E+0	4.27E+1
Benzo(b+j+k) fluoranthène	3.57E+0	2.97E+1	1.52E+1	7.27E+1
Benzo[c] phénanthrène	2.75E-1	2.28E+0	1.30E+0	6.22E+0
Benzo[g,h,i] pérylène	1.21E+0	1.01E+1	4.79E+0	2.29E+1
Chrysène	2.40E+0	1.99E+1	1.03E+1	4.93E+1
Dibenzo[a,h] anthracène	2.82E-1	2.35E+0	1.36E+0	6.51E+0
Dibenzo[a,h] pyrène	5.76E-2	4.78E-1	4.03E-1	1.93E+0
Dibenzo[a,i] pyrene	2.17E-1	1.80E+0	1.17E+0	5.60E+0
Diméthyl-7,12-benzanthracène	1.94E-3	1.62E-2	1.68E-2	8.05E-2
Fluoranthène	4.79E+0	3.98E+1	2.38E+1	1.14E+2
Fluorène	5.08E-1	4.22E+0	4.32E+0	2.07E+1
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	1.12E+0	9.28E+0	4.66E+0	2.23E+1
Méthyl-3 cholanthrène	5.21E-4	4.33E-3	2.03E-3	9.71E-3
Naphtalène	4.85E-1	4.03E+0	1.24E+1	5.93E+1
Phénanthrène	3.54E+0	2.94E+1	2.31E+1	1.11E+2
Pyrène	3.95E+0	3.28E+1	1.85E+1	8.84E+1

A3.3 Facteurs de caractérisation dans IMPACT 2002+

La version de IMPACT 2002+ utilisée est, comme pour tout le reste du projet, la version 2.0 (http://www.epfl.ch/impact). En tout, 27 facteurs de caractérisation spécifiquement développés pour les substances d'intérêts ont été trouvés. Les exceptions sont :

- Étain. Aucun facteur de caractérisation n'est disponible. En termes massiques, l'étain représente 0,84% des métaux totaux. Cette substance ne s'est pas révélée

problématique selon l'analyse de risque mandatée par le propriétaire du site. L'étain a été exclu de l'étude.

- Benzo[c]phénanthrène, Benzo[a,i]pyrène, Dibenzo[a,h]pyrène, Dibenzo[a,i] pyrène. Aucun facteur de caractérisation n'est disponible pour ces quatre HAP. En termes massiques, elles représentent conjointement 3,2% des HAP totaux. Aucunes de ces substances ne c'est révélée problématique selon l'analyse de risque mandatée par le propriétaire du site. Elles ont été exclues de l'étude.
- Benzo(b+j+k)fluoranthène. Des facteurs de caractérisations existent pour benzo[b]fluoranthène et benzo[k]fluoranthène mais pas pour benzo[j]fluoranthène. Ces deux premières se sont révélées problématiques selon l'analyse de risque, mais pas la troisième. En termes massiques, ces trois substances représentent 3,4% des HAP totaux. Un facteur de caractérisation égal à la moyenne de celui de benzo[b]fluoranthene et de benzo[k]fluoranthene a été utilisé pour caractériser les benzo(b+j+k)fluoranthène. Ceci aura logiquement tendance à légèrement surestimer les impacts potentiels, puisque la substance pour laquelle il n'y a pas de facteur de caractérisation est celle qui est la moins problématique.
- C_{10}-C_{50}. Aucun facteur de caractérisation n'a été trouvé pour représenter les hydrocarbures pétroliers totaux représentés comme C_{10}-C_{50}. De plus, aucun hydrocarbure non-polaire ayant de 10 à 50 carbones n'a été trouvé. Vu l'importance, en termes massiques, de cette substance pour le cas à l'étude, il a été décidé de quand même évaluer cette substance à l'aide du facteur de caractérisation d'une substance qui lui ressemblait au moins un peu. Cinq hydrocarbures non-polaires ont été trouvés : le propane, l'hexane, le pentane, l'heptane, le propane et le butane. Afin d'être conservateur, le pentane a été choisi comme approximation pour le C_{10}-C_{50} puisque c'est la substance ayant l'écotoxicité la plus élevée. Ailleurs dans le mémoire, les impacts potentiels calculés avec d'autres substances sont présentés.

Un autre problème significatif associé à l'utilisation de la méthode IMPACT 2002+ pour calculer les impacts primaires est que les facteurs de caractérisation pour les métaux sont en fait donnés pour les ions métalliques, et non pour la masse totale de

métal. Aucune donnée n'était disponible dans les rapports de réhabilitation ou de caractérisation du site : il a donc fallu estimer une valeur. La masse d'ion a été supposée égale à 1% de la masse totale du métal.

Les facteurs de caractérisation (niveau problèmes) pour chaque substance sont présentés au Tableau A3-2.

Tableau A3- 2 : Facteurs de caractérisation pour les contaminants sur le site

	Toxicité		Écotoxicité	
	Cancérogène [kg_{eq} chloro-éthylène/kg]	Non-cancérogène [kg_{eq} chloro-éthylène/kg]	Aquatique [kg_{eq} tri-éthylène/kg]	Terrestre [kg_{eq} tri-éthylène/kg]
Hydrocarbures pétroliers				
C_{10}-C_{50} (propane)	0	2,47E-3	2,34E-2	7,06E-1
Métaux				
Arsenic	9,73E+3	1,01E+5	3,87E+5	2,43E+6
Baryum	0	5,08E+1	8,05E+4	2,91E+3
Cadmium	0	4,41E+3	2,91E+6	5,28E+6
Chrome	0	5,65E+0	4,49E+5	2,25E+6
Cobalt	0	0	3,84E+6	1,24E+6
Cuivre	0	1,62E+1	2,04E+7	6,92E+6
Étain	n/d	n/d	n/d	n/d
Mercure	0	8,99E+2	1,58E+7	2,65E+7
Molybdène	1,36E+6	0	0	0
Nickel	0	3,42E+1	1,26E+6	3,30E+6
Plomb	0	1,58E+1	2,64E+5	7,54E+5
Sélénium	0	1,06E+3	3,39E+6	5,43E+4
Zinc	0	7,45E+2	1,40E+6	5,91E+6
HAP				
Acénaphtène	0	8,67E-3	7,60E+2	5,49E+2
Acénaphtylène	0	3,70E-3	1,39E+1	3,26E+1
Anthracène	0	1,35E-2	5,73E+3	1,34E+3
Benzo[a] anthracène	0	8,00E+2	1,12E+5	1,49E+3
Benzo[a,i] pyrène	n/d	n/d	n/d	n/d

Tableau A3- 2 : Facteurs de caractérisation pour les contaminants sur le site (suite)

	Toxicité		Écotoxicité	
	Cancérogène [kg_{eq} chloro-éthylène/kg]	Non-cancérogène [kg_{eq} chloro-éthylène/kg]	Aquatique [kg_{eq} tri-éthylène/kg]	Terrestre [kg_{eq} tri-éthylène/kg]
Benzo[a]pyrene	1,15E+4		1,34E+4	2,81E+2
Benzo(b+j+k) fluoranthène[13]	8,59E+1	5,32E+1	1,65E+5	4,61E+3
Benzo[c] phénanthrène	n/d	n/d	n/d	n/d
Benzo[g,h,i] pérylène	0	4,01E+0	3,63E+5	7,73E+3
Chrysène	0	6,45E+2	1,85E+5	3,73E+3
Dibenzo[a,h] anthracène	2,91E+2	0	3,07E+5	3,74E+4
Dibenzo[a,h] pyrène	n/d	n/d	n/d	n/d
Dibenzo[a,i] pyrene	n/d	n/d	n/d	n/d
Diméthyl-7,12-benzanthracène	3,98E+1	0	0	0
Fluoranthène	0	3,30E+0	1,06E+3	3,42E+1
Fluorène	0	3,03E-2	4,48E+2	1,94E+2
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	0	3,00E+1	6,67E+5	5,29E+3
Méthyl-3 cholanthrène	8,14E+3	0	0	0
Naphtalène	4,24E-2	2,68E-3	9,44E+1	2,90E+2
Phénanthrène	0	1,38E-1	2,33E+3	4,79E+2
Pyrène	0	4,17E+0	2,06E+4	7,47E+2

A3.4 Calculs des impacts primaires

Les résultats de la multiplication de la masse de contaminant enlevée par le facteur de caractérisation au niveau des « problèmes » et au niveau des « dommages » sont présentés au Tableau A3-3.

[13] Facteur de caractérisation utilisé est la moyenne de celui de benzo[b]fluoranthène et de benzo[k]fluoranthène

Tableau A3-3 : Impacts primaires associés à la contamination

	Toxicité			Dommage à la santé humaine	Écotoxicité			Dommage à la qualité des écosyst.
	Cancér.	Non-cancér.	Totale		Aquatique	Terrestre	Totale	
	[kg_{eq} chloro-éthylène]			[DALY]	[kg_{eq} triéthylène glycol]			[PDF* m^2*a]
Hydrocarbures pétroliers								
Hexane[1]	0	0	0	0	3,57E+4	2,15E+6	2,19E+6	1,70E+4
Métaux[2]								
Arsenic	1,21E+3	1,26E+4	1,38E+4	2,00E-2	4,81E+4	3,02E+5	3,50E+5	2,39E+3
Baryum	0	8,33E+2	8,33E+2	1,21E-3	1,32E+6	4,77E+4	1,37E+6	4,43E+2
Cadmium	0	2,01E+2	2,01E+2	2,91E-4	1,33E+5	2,41E+5	3,73E+5	1,91E+3
Chrome	0	2,33E+1	2,33E+1	3,38E-5	1,85E+6	9,27E+6	1,11E+7	7,34E+4
Cobalt	0	0	0	0	4,85E+6	1,57E+6	6,41E+6	1,26E+4
Cuivre	0	2,93E+2	2,93E+2	4,24E-4	3,68E+8	1,25E+8	4,93E+8	1,01E+6
Étain	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Mercure	0	3,73E+1	3,73E+1	5,42E-5	6,56E+5	1,10E+6	1,76E+6	8,75E+3
Molybdène	2,26E+5	0	2,26E+5	3,27E-1	0	0	0	0
Nickel	0	1,84E+2	1,84E+2	2,67E-4	6,80E+6	1,77E+7	2,46E+7	1,41E+5
Plomb	0	4,48E+2	4,48E+2	6,49E-4	7,47E+6	2,13E+7	2,88E+7	1,69E+5
Sélénium	0	9,24E+0	9,24E+0	1,34E-5	2,97E+4	4,75E+2	3,01E+4	5,25E+0
Zinc	0	2,27E+4	2,27E+4	3,29E-2	4,24E+7	1,80E+8	2,22E+8	1,42E+6
Total métaux	2,27E+5	3,72E+4	2,64E+5	3,83E-1	4,34E+8	3,56E+8	7,90E+8	2,84E+6

[1] Hexane utilisée comme approximation des C_{10}-C_{50}

[2] Calculés en supposant 1% ions

Tableau A3-3 : Impacts primaires associés à la contamination (suite)

	Toxicité			Dommage à la santé humaine	Écotoxicité			Dommage à la qualité des écosyst.
	Cancér.	Non-cancér.	Totale		Aquatique	Terrestre	Totale	
	[kg_{eq} chloro-éthylène]			[DALY]	[kg_{eq} triéthylène glycol]			[PDF* m^2*a]
HAP								
Acénaphtène	0	1,73E-1	1,73E-1	2,50E-7	1,51E+4	1,09E+4	2,61E+4	8,73E+1
Acénaphtylène	0	9,49E-3	9,49E-3	1,38E-8	3,56E+1	8,36E+1	1,19E+2	6,63E-1
Anthracène	0	6,19E-1	6,19E-1	8,98E-7	2,62E+5	6,11E+4	3,23E+5	4,96E+2
Benzo[a] anthracène	0	5,11E+4	5,11E+4	7,41E-2	7,16E+6	9,51E+4	7,25E+6	1,11E+3
Benzo[a,i] pyrene	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Benzo[a]pyrene	6,84E+5	0	6,84E+5	9,91E-1	7,96E+5	1,67E+4	8,13E+5	1,72E+2
Benzo(b+j+k) fluoranthène	8,80E+3	5,45E+3	1,42E+4	2,07E-2	1,69E+7	4,72E+5	1,74E+7	4,59E+3
Benzo[c] phénanthrène	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Benzo[g,h,i] pérylène[3]	0	1,32E+2	1,32E+2	1,92E-4	1,20E+7	2,55E+5	1,22E+7	2,62E+3
Chrysène	0	4,46E+4	4,46E+4	6,47E-2	1,28E+7	2,58E+5	1,31E+7	2,68E+3
Dibenzo[a,h] anthracène	2,58E+3	0	2,58E+3	3,74E-3	2,72E+6	3,31E+5	3,05E+6	2,76E+3
Dibenzo[a,h] pyrène	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

[3] Facteur de caractérisation utilisé est la moyenne de celui de benzo[b]fluoranthène et de benzo[k]fluoranthène

Tableau A3-3 : Impacts primaires associés à la contamination (suite)

	Toxicité			Dommage à la santé humaine	Écotoxicité			Dommage à la qualité des écosyst.
	Cancér.	Non-cancér.	Totale		Aquatique	Terrestre	Totale	
	[kg_{eq} chloro-éthylène]			[DALY]	[kg_{eq} triéthylène glycol]			[PDF* m^2*a]
Dibenzo[a,i] pyrène	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Diméthyl-7,12-benzanthracène	3,85E+0	0	3,85E+0	5,58E-6	0	0	0	0
Fluoranthène	0	5,07E+2	5,07E+2	7,35E-4	1,64E+5	5,26E+3	1,69E+5	4,99E+1
Fluorène	0	7,54E-1	7,54E-1	1,09E-6	1,12E+4	4,83E+3	1,60E+4	3,88E+1
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	0	9,46E+2	9,46E+2	1,37E-3	2,11E+7	1,67E+5	2,12E+7	2,38E+3
Méthyl-3 cholanthrène	1,14E+2	0	1,14E+2	1,66E-4	0	0	0	0
Naphtalène	2,69E+0	1,70E-1	2,86E+0	4,14E-6	5,98E+3	1,84E+4	2,44E+4	1,46E+2
Phénanthrène	0	1,93E+1	1,93E+1	2,79E-5	3,26E+5	6,71E+4	3,93E+5	5,47E+2
Pyrène	0	5,06E+2	5,06E+2	7,33E-4	2,50E+6	9,05E+4	2,59E+6	8,41E+2
Total HAP	6,95E+5	1,03E+5	7,99E+5	1,16E+0	7,67E+7	1,85E+6	7,86E+7	1,85E+4

Annexe 4. Présentation du système de service "réhabilitation"

A4.1 Système de service général

Le système de service de la réhabilitation, présenté à la Figure A4.1, constitue l'ensemble des activités technologiques ayant les deux fonctions suivantes :

(1) la gestion adéquate, dans le cadre légal, du legs de contaminants sur 1 ha de la FIU; et

(2) la production d'un site valorisé.

La gestion du legs se fait plus particulièrement par excavation des sols contaminés et le site valorisé doit pouvoir accueillir un projet de redéveloppement résidentiel. La fonction à l'étude dans ce projet de recherche est la première. La production d'un site valorisé est simplement exclue dans l'ACV-A, alors qu'elle donne lieu à une expansion des frontières du système dans l'ACV-C.

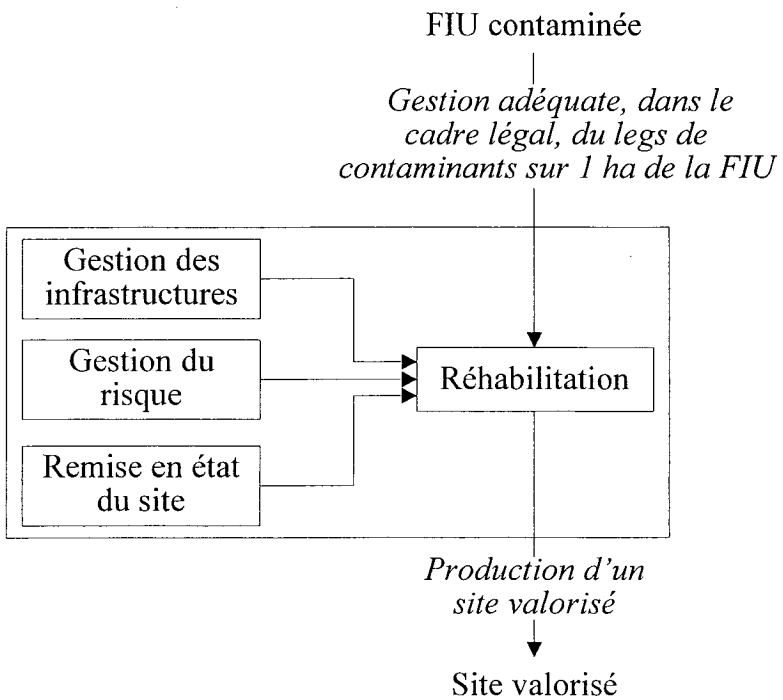


Figure A4- 1 : Système de service de l'option de réhabilitation

Trois sous-systèmes de la réhabilitation sont distingués :

- Le sous-système ayant la fonction « gestion des infrastructures » ;
- Le sous-système ayant la fonction « gestion du risque » ; et
- Le sous-système ayant la fonction « remise en état du site ».

A4.2 Sous-système de gestion des infrastructures

Le sous-système « gestion des infrastructures » a, comme son nom l'indique, la fonction principale « gestion des infrastructure ». Ce sous-système est présenté à la Figure A4-2.

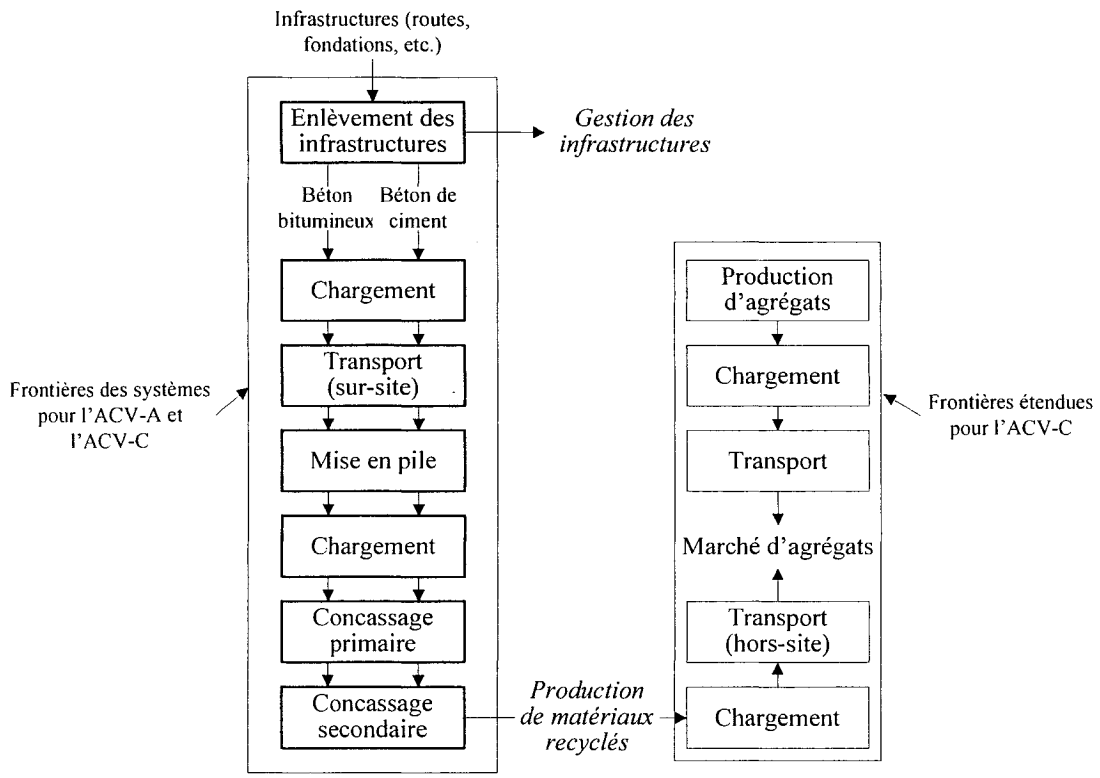


Figure A4- 2 : Sous-système de gestion des infrastructures

Plusieurs types d'infrastructures se trouvaient sur le site au moment de la réhabilitation : routes, fondations, canalisations, rails, etc. Les rapports de réhabilitation ne donnent pas

d'information précise sur ces infrastructures mais fournissent, par contre, les volumes totaux de béton bitumineux et de ciment récupérés. Les volumes d'autres matériaux récupérés (acier des rails de chemins de fer, bois des traverses, etc.) ne sont pas rapportés et sont exclus de l'étude.

Les principales opérations sur le site entrant dans le cadre de l'étude dans l'étude sont :

- L'enlèvement des infrastructures de béton de ciment à l'aide d'une excavatrice hydraulique de haute puissance (428 hp) ;
- L'enlèvement des infrastructures de béton bitumineux à l'aide d'une excavatrice non-hydraulique (225 hp) ;
- Le chargement des matériaux enlevés à l'aide d'une chargeuse (300 hp) dans des camions hors-routes (450 hp) ;
- Le transport sur le site des matériaux enlevés vers une aire d'entreposage temporaire;
- Le chargement des matériaux à l'aide d'une chargeuse (300 hp) dans les équipements de concassage ;
- Le concassage primaire et secondaire des matériaux.

Les matériaux recyclés peuvent être utilisés dans des ouvrages de construction. Ces matériaux sont ensuite acheminés hors-site pour réutilisation : cela revient donc à dire que ce sous-système a une seconde fonction.

Dans l'ACV-A, cette fonction secondaire est tout simplement exclue de l'étude. Les processus décrits jusqu'à maintenant sont imputés à la première fonction, alors que les processus subséquents (chargement, transport et réutilisation des matériaux) sont imputés aux systèmes de produit vers lesquels ils sont acheminés. Dans l'ACV-C, cette fonction secondaire est traitée par expansion du système de produit. On suppose que la production de matériaux recyclés permet d'éviter la production d'un volume équivalent d'agrégats de source primaire (d'une carrière). On inclut dans le système étendu les processus de chargement et de transport des matériaux recyclés ainsi que les processus évités de production, chargement et transport d'agrégats de source primaire. Le système

est simplifié en supposant que le chargement et le transport des matériaux recyclés et des matériaux évités sont équivalents et donc s'annulent.

A4.3 Sous-système de gestion du risque

Le sous-système « gestion du risque » a la fonction principale du système de service à l'étude, puisque c'est à cette étape que les contaminants sont enlevés du site. Ce sous-système est présenté à la Figure A4-4.

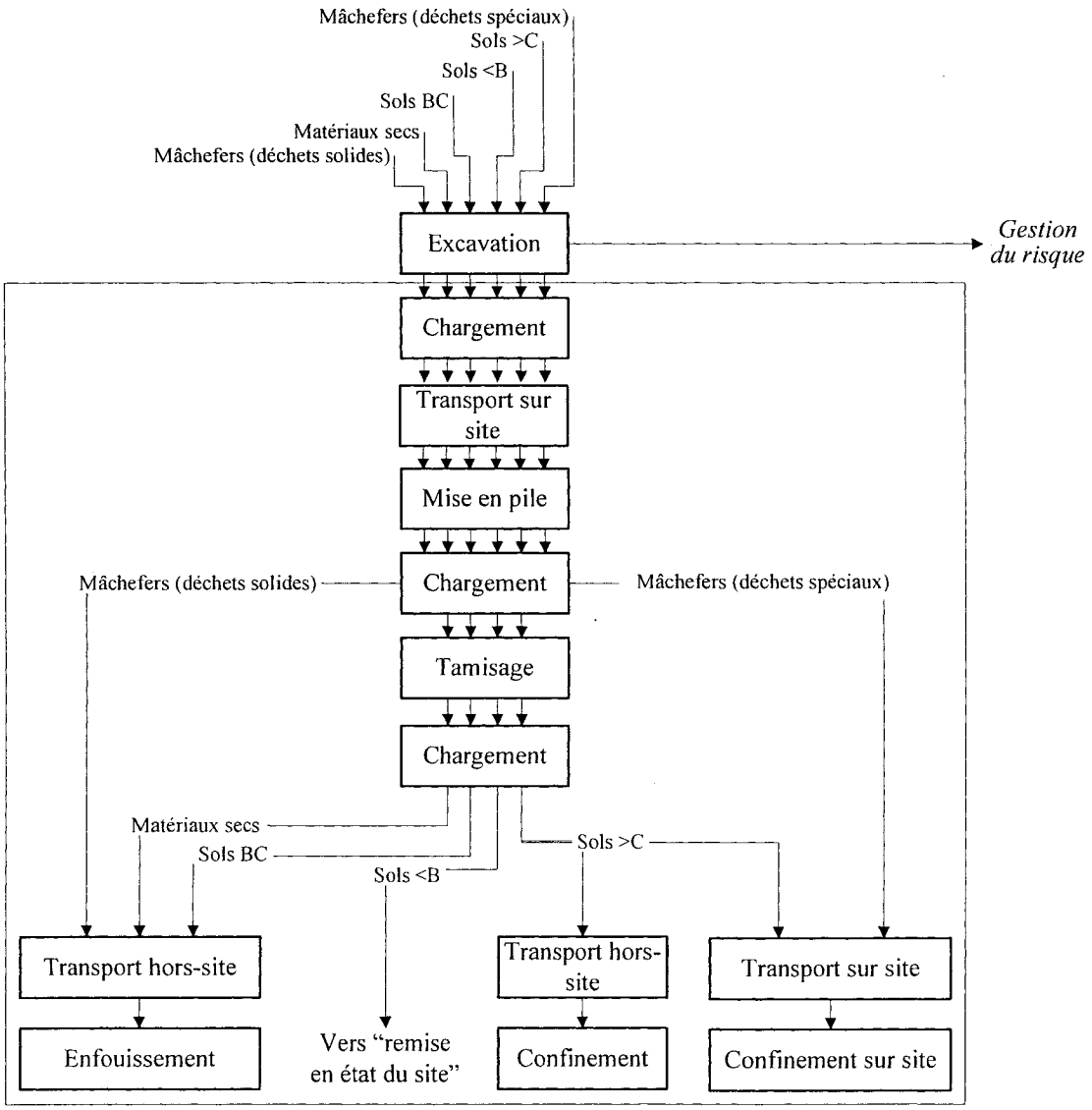


Figure A4- 3 : Sous-système de gestion du risque

Certaines opérations sont communes à chacun des matériaux excavés :

- L'excavation des matériaux à l'aide d'une excavatrice de 225 hp ;
- Le chargement des matériaux excavés à l'aide d'une chargeuse (300 hp) dans des camions hors-routes (450 hp) ; et
- Le transport sur le site des matériaux excavés vers une aire d'entreposage temporaire, où ils sont mis en pile.

Ensuite, les sols sont chargés (même chargeuse) dans un tamiseur et tamisés pour en extraire les matériaux secs. Pour simplifier les calculs dans le modèle, les sols et les matériaux secs sont ségrégués dès le début des opérations. Ceci ne devrait pas avoir de conséquence sur les résultats puisque les temps d'excavation, de chargement et de transport ne changent pas selon que ces matériaux sont dans la matrice « sol » ou séparés.

Les sols <B tamisés sont ensuite chargés et réutilisés pour le remblayage. Les sols BC tamisés sont chargés dans des camions et exportés vers des lieux d'enfouissement appropriés. Quarante-quatre pourcent des sols >C sont chargés dans des camions de 28t puis acheminés vers des cellules de confinement hors-site, alors que les autres 56% sont chargés dans des camions hors-routes puis acheminés vers les cellules de confinement sur le site (parc linéaire).

Les mâchefers ne sont pas tamisés. Les mâchefers qualifiés de « déchets solides » sont chargés dans des camions de 28t puis exportés vers des lieux d'enfouissement appropriés, alors que ceux qualifiés de « déchets spéciaux » sont chargés dans des camions hors-routes puis acheminés vers les cellules de confinement sur le site.

Comme dans les quelques ACV effectuées dans le domaine de la gestion de terrains contaminés, les opérations de contrôle environnemental et d'échantillonnage ne sont pas incluses dans le modèle. En effet, ces opérations ont été jugées négligeable (voir Section 6.2.6).

A4.4 Sous-système de remise en état du site

Tel qu'indiqué à la Figure A4-4, le modèle ne tient compte que du remblayage du site pour ce sous-système. Les opérations sur le site sont l'épandage et le compactage des sols de remblais. Trois sources de sols de remblais sont distinguées : les sols <B excavés dans le sous-système de gestion du risque, les sols d'emprunt de sources primaires (sablières) et ceux de sources secondaires (chantiers de construction). Les trois sont utilisées dans l'ACV-A, alors que les sols d'emprunts de sources secondaires ne sont pas admis dans l'ACV-C puisque ces sols sont considérés comme une ressource contrainte. L'excavation des sols de remblais secondaires est exclue du modèle ACV-A, i.e. elle est imputée au chantier de construction les produisant plutôt qu'aux systèmes de réhabilitation.

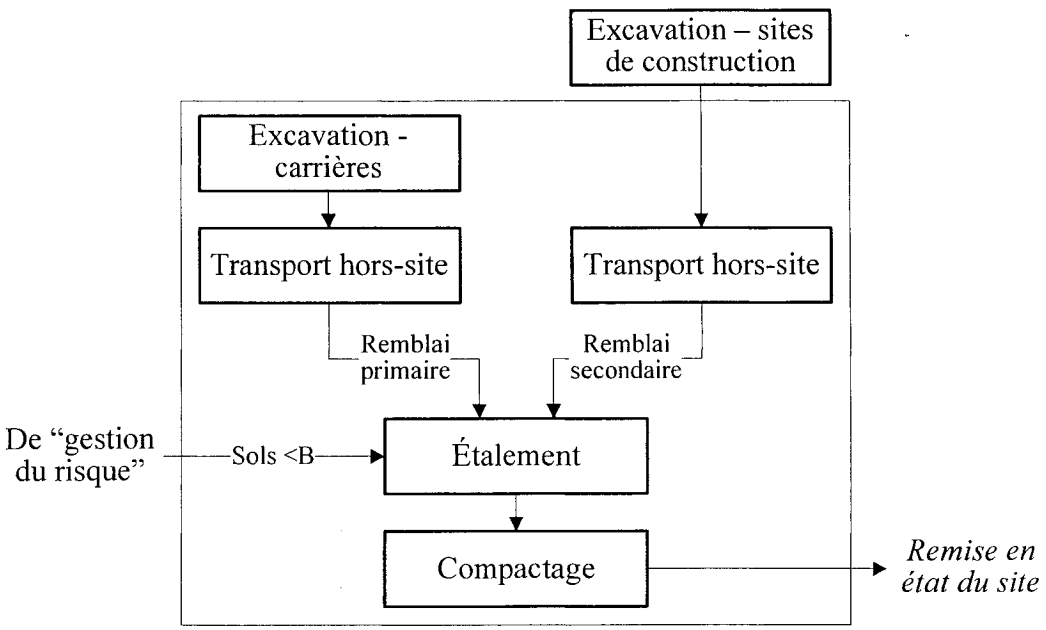


Figure A4- 4 : Sous-système de remise en état du site

Annexe 5. Présentation du système de service "recouvrement"

Le système de service du recouvrement, présenté à la Figure A5-1, contrairement à celui de la réhabilitation (présenté à l'Annexe 4), n'a qu'une seule fonction, i.e. la gestion adéquate, dans le cadre légal, du legs de contaminants sur 1 ha de la FIU. Les principales activités sur le site sont l'épandage du sol de recouvrement et le compactage. Pour l'ACV-A, les sols de recouvrement sont supposés venir de chantiers de construction (sols de remblais secondaires) alors que pour l'ACV-C ils sont supposés venir de sablières (sols de remblais primaires).

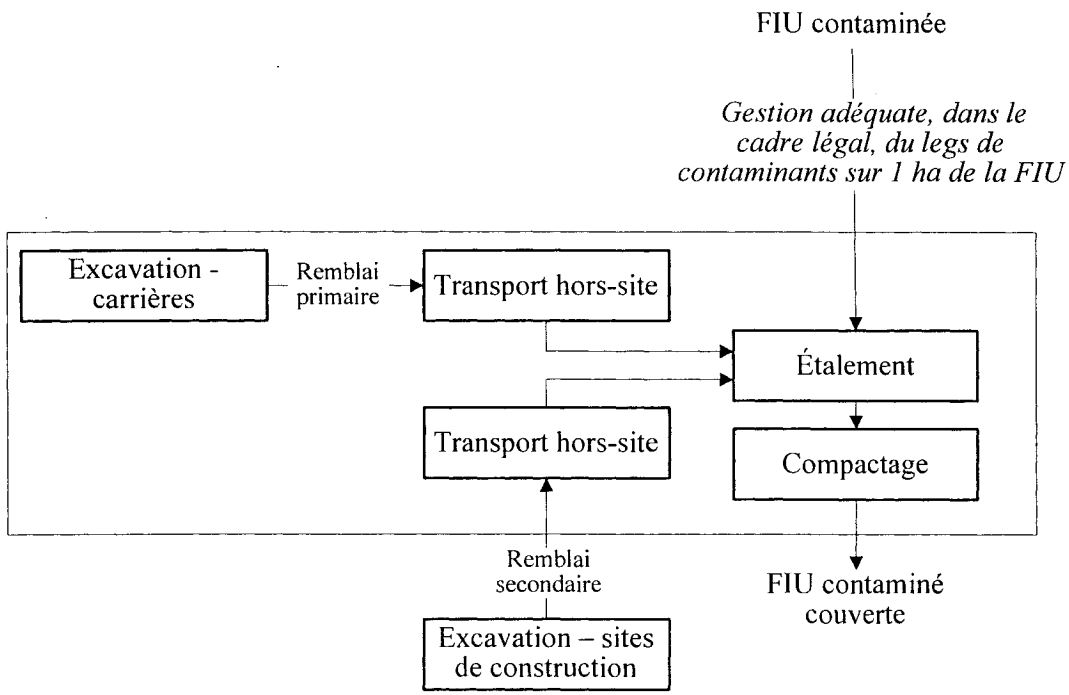


Figure A5- 1 : Système de service du recouvrement

Annexe 6. Calcul des heures d'opérations des machines

La description des machines utilisées pour la réhabilitation du site Angus a été tirée d'un rapport écrit par l'entreprise chargée d'effectuer les travaux (Hébert, 1997). Le rendement de ces machines a été communiqué personnellement par un dirigeant de cette entreprise (Kratsios, 2001). Ces rendements sont considérés comme des estimations plutôt grossières, mais sont utilisés tels quels dans cette étude. Ces données sont résumées au Tableau A6-1 pour toutes les machines à l'exception des camions hors-route utilisés pour le transport sur le site.

Tableau A6- 1 : Machines utilisées lors de l'intervention sur le site

Machine	Utilisation	Puissance [hp]	Rendement [m^3/h]
Excavatrice Caterpillar 235-C	Excavation de sols, mâchefers et matériaux secs	225	180
Excavatrice non-hydraulique Caterpillar 330	Enlèvement du béton bitumineux	225	60
Excavatrice hydraulique haute puissance Hitachi 700	Enlèvement du béton de ciment	428	60
Chargeur Caterpillar 980-F	Chargement, mise en pile	300	316
Bouteur Caterpillar D6H	Épandage du sol de remblai	175	100
Compacteur à tonneau vibratoire lisse Caterpillar CS-563	Compactage du sol de remblai	145	100
Concasseur Eagle 1400	Concassage primaire du béton bitumineux et de ciment	300	80
Concasseur Nordberg HP 300	Concassage secondaire du béton bitumineux et de ciment	300	80
Tamiseur Read WM-2000	Tamisage des sols excavés	36	220

Le camion utilisé pour le transport sur le site des matériaux est de type Volvo, d'une puissance de 450 hp. Le rendement de ces camions est déterminé par la nature de l'activité à laquelle ils sont affférés. L'entrepreneur estime que deux camions sont affectés pour chaque machine générant un matériau à transporter. Par exemple, on suppose que chaque heure de chargement de sols implique deux heures d'utilisation de camions.

Le Tableau A6-2 rappelle les volumes des différents types de matériaux gérés lors de la réhabilitation et du recouvrement. Le Tableau A6-3 présente le nombre d'heures consacrées à chacune des activités lors des phases de réhabilitation, et le Tableau A6-4 les présente pour le recouvrement.

Tableau A6- 2 : Volumes de matériaux générés ou utilisés lors de la réhabilitation et du recouvrement du site, par hectare

Matériau	Volume (m^3/ha)
Réhabilitation	
Béton de ciment	2847,7
Béton bitumineux	337,7
Sols <B	172,2
Sols BC	4615,9
Sols >C confinés hors site	1168,6
Sols >C confinés sur le site	1487,0
Mâchefers (déchets solides)	2860,9
Mâchefers (déchets spéciaux)	119,2
Matériaux secs	927,2
Sols de remblai	9236,4
Recouvrement	
Sols de recouvrement	3000,0

Tableau A6- 3 : Heures d'opérations pour les opérations sur le site de la réhabilitation

Activité	Machine	Heures d'opération
Sous-système de gestion des infrastructures		
Béton de ciment		
Enlèvement	Hitachi 700	4.75E+1
Chargement	Caterpillar 980-F	9.01E+0
Transport (vers l'entreposage)	Camion Volvo	1.80E+1

Tableau A6- 3 : Heures d'opérations pour les opérations sur le site de la réhabilitation (suite)

Activité	Machine	Heures d'opération
Mise en pile	Caterpillar 980-F	9.01E+0
Chargement	Caterpillar 980-F	9.01E+0
Concassage primaire	Eagle 1400	3.56E+1
Concassage secondaire	Nordberg HP 300	3.56E+1
Béton bitumineux		
Enlèvement	Caterpillar 330	5.63E+0
Chargement	Caterpillar 980-F	1.07E+0
Transport (vers l'entreposage)	Camion Volvo	2.14E+0
Mise en pile	Caterpillar 980-F	1.07E+0
Chargement	Caterpillar 980-F	1.07E+0
Concassage primaire	Eagle 1400	4.22E+0
Concassage secondaire	Nordberg HP 300	4.22E+0
Sous-système de gestion du risque		
Sols <B		
Excavation	Caterpillar 235-C	9.57E-1
Chargement	Caterpillar 980-F	5.45E-1
Transport (vers l'entreposage)	Camion Volvo	1.09E+0
Mise en pile	Caterpillar 980-F	5.45E-1
Chargement	Caterpillar 980-F	5.45E-1
Tamisage	Read WM-2000	7.83E-1
Chargement (pour utilisation comme remblai)	Caterpillar 980-F	5.45E-1
Sols BC		
Excavation	Caterpillar 235-C	2.56E+1
Chargement	Caterpillar 980-F	1.46E+1
Transport (vers l'entreposage)	Camion Volvo	2.92E+1
Mise en pile	Caterpillar 980-F	1.46E+1
Chargement	Caterpillar 980-F	1.46E+1
Tamisage	Read WM-2000	2.10E+1
Chargement (pour transport hors-site)	Caterpillar 980-F	1.46E+1
Sols >C confinés hors-site		
Excavation	Caterpillar 235-C	6.49E+0
Chargement	Caterpillar 980-F	3.70E+0
Transport (vers l'entreposage)	Camion Volvo	7.40E+0
Mise en pile	Caterpillar 980-F	3.70E+0
Chargement	Caterpillar 980-F	3.70E+0
Tamisage	Read WM-2000	5.31E+0
Chargement (pour transport hors-site)	Caterpillar 980-F	3.70E+0

Tableau A6- 4 : Heures d'opérations pour les opérations sur le site (réhabilitation)

Activité	Machine	Heures d'opération
Sols >C confines sur le site		
Excavation	Caterpillar 235-C	8.26E+0
Chargement	Caterpillar 980-F	4.71E+0
Transport (vers l'entreposage)	Camion Volvo	9.41E+0
Mise en pile	Caterpillar 980-F	4.71E+0
Chargement	Caterpillar 980-F	4.71E+0
Tamisage	Read WM-2000	6.76E+0
Chargement	Caterpillar 980-F	4.71E+0
Transport (vers cellules de confinement)	Camion Volvo	9.41E+0
Mâchefers (déchets solides)		
Excavation	Caterpillar 235-C	1.59^{E}+1
Chargement	Caterpillar 980-F	9.05^{E}+0
Transport (vers l'entreposage)	Camion Volvo	1.81^{E}+1
Mise en pile	Caterpillar 980-F	9.05^{E}+0
Chargement (pour transport hors-site)	Caterpillar 980-F	9.05^{E}+0
Mâchefers (déchets spéciaux)		
Excavation	Caterpillar 235-C	6.62E-1
Chargement	Caterpillar 980-F	3.77E-1
Transport (vers l'entreposage)	Camion Volvo	7.54E-1
Mise en pile	Caterpillar 980-F	3.77E-1
Chargement	Caterpillar 980-F	3.77E-1
Transport (vers cellules de confinement)	Camion Volvo	7.54E-1
Matériaux secs		
Excavation	Caterpillar 235-C	5.15E+0
Chargement	Caterpillar 980-F	2.93E+0
Transport (vers l'entreposage)	Camion Volvo	5.87E+0
Mise en pile	Caterpillar 980-F	2.93E+0
Chargement	Caterpillar 980-F	2.93E+0
Tamisage	Read WM-2000	4.21E+0
Chargement (pour transport hors-site)	Caterpillar 980-F	2.93E+0
Sous-système de remise en état du site		
Épandage	Caterpillar D6H	9.24E+1
Compactage	Caterpillar CS-563	9.24E+1

Tableau A6- 5 : Heures d'opérations pour les opérations sur le site (recouvrement)

Activité	Machine	Heures d'opération
Épandage	Caterpillar D6H	3.00E+1
Compactage	Caterpillar CS-563	3.00E+1

Annexe 7. Opération des machines – Activités sur le site

A7.1 Introduction

Afin de calculer les impacts potentiels de l'utilisation des machines pour les opérations de réhabilitation ou de recouvrement sur le site, il est nécessaire de calculer l'inventaire de ces opérations, i.e. de calculer l'ensemble des flux élémentaires (émissions) et économiques (entrants de matière, vecteurs énergétiques) générés par les différentes machines par unité de fonction fournie.

L'unité fonctionnelle, à laquelle ces flux élémentaires et économiques seront normalisés, est définie comme la quantité de service que fournit la machine en une heure.

Quatre types de flux sont calculés :

1. La consommation de diesel (kg consommé/heure d'opération) ;
2. Les émissions à l'air lors de l'opération de la machine (kg émit/heure d'opération) ;
3. La consommation d'huile de lubrification lors de l'opération (kg consommé/heure d'opération) ; et
4. La consommation de la machine elle-même, i.e. la fraction des impacts de la construction de la machine imputable à l'heure d'opération.

Les deux premiers types de flux sont calculés à l'aide du modèle Nonroad du United States Environmental Protection Agency (US EPA, 2002b) et du modèle CORINAIR de l'Agence européenne pour l'environnement (EEA, 2001). Quant aux deux derniers types de flux, ils sont calculés à l'aide d'informations contenues dans la base de données d'inventaire Ecoinvent v1.1 (Kellenberger, 2003).

A7.2 Estimation des émissions et de la consommation en diesel

Le modèle Nonroad est utilisé pour calculer la consommation de diesel et neuf types d'émissions : particules, CO_2, CO, SO_2, NOx, CH_4, aldéhydes, alcools, et les carbones

organiques volatils autres que le méthane (non-methane volatile organic carbon, NMVOC). Le modèle CORINAIR est quant à lui utilisé pour quantifier sept types de HAP et sept métaux lourds qui ne sont pas compris dans le modèle Nonroad, et qui sont calculés par kg de diesel consommé. Les particules totales sont réparties en trois classes (< 2,5 µm, >2,5 µm et < 10 µm, >10µm) selon proportions retrouvé dans la donnée « *diesel burned in building machine* » de ecoinvent.

Les données du code source du modèle Nonroad ainsi que les données du modèle CORINAIR (seulement pour les HAP et métaux lourds) ont été retranscrites dans un chiffrier au CIRAIG pour en faciliter l'utilisation. Pour ce projet c'est cette version de l'information qui a été privilégiée du fait de sa commodité. Le modèle nécessite cinq intrants principaux. Le Tableau A7-1 présente ces intrants, indique si la donnée était disponible et, le cas échéant l'approche utilisée pour estimer la donnée manquante.

Tableau A7- 1 : Intrants de données pour les modèles Nonroad et CORINAIR

Donnée	Statut de l'information	Hypothèses pour les données manquantes
Puissance maximale du moteur (hp)	Connue	n/a
Âge du moteur (heures)	Inconnue	L'âge supposé est de 5 ans. Les valeurs d'utilisation moyenne par année relatées dans le modèle Nonroad ont été estimées pour calculer l'âge en heure.
Année de l'utilisation	Connue	n/a
Contenu en souffre du diesel	Inconnue	Valeur par défaut de Nonroad utilisée (0,33% w/w)
Contenu en plomb du diesel	Inconnue	Valeur par défaut de CORINAIR utilisée (0,01% w/w)

A7.3 Calcul de la consommation d'huile de lubrification et du facteur d'imputation de la construction de la machine

La base de données d'inventaire Ecoinvent contient un processus élémentaire nommé « énergie consommée par une machine de construction » (*energy consumed in a building machine*). Ce processus élémentaire générique est utilisé dans la base de données pour représenter un grand nombre d'activités, comme l'excavation, le chargement, etc.

En termes d'émissions, les données sur ce processus élémentaires générique sont moins précises que les données calculées par Nonroad et CORINAIR. Par contre, on y retrouve deux données supplémentaires :

1. la consommation moyenne d'huile de lubrification, estimée à 5,14E-4 kg d'huile par MJ consommé ; et
2. la quantité d'énergie moyenne consommée pendant la vie totale d'une machine, estimée à 7,46E+6 MJ/machine.

En estimant la valeur calorifique du diesel à 44 MJ/kg, on peut donc calculer une consommation d'huile et de machine par heure d'opération.

A7.4 Résultats

Les flux élémentaires et économiques associés à une heure d'opération de chaque type de machine ainsi calculés sont présentés au Tableau A7-2.

Tableau A7-2 : Inventaire pour une heure d'opération des machines utilisées lors de la réhabilitation

Flux	Unité	Excavatrice Caterpillar 235-C	Excavatrice non-hydraulique Caterpillar 330	Excavatrice hydraulique haute puissance Hitachi 700	Chargeur Caterpillar 980-F	Bouteur Caterpillar D6H	Compacteur à tonneau vibratoire lisse Caterpillar CS-563	Concasseur Eagle 1400	Concasseur Nordberg HP 300	Tamiseur Read WM-2000	Camion hors-route Volvo
Consommation de diesel	[kg/h]	2,96E+1	2,96E+1	5,64E+1	3,11E+1	1,81E+1	1,35E+1	2,80E+1	2,80E+1	5,09E+0	4,87E+1
Particules	[kg/h]	5,84E-2	5,84E-2	6,92E-2	6,13E-2	4,14E-2	2,39E-2	4,31E-2	4,31E-2	2,85E-2	4,74E-2
NOx	[kg/h]	1,05E+0	1,05E+0	1,99E+0	1,10E+0	6,55E-1	4,66E-1	9,52E-1	9,52E-1	1,99E-1	1,66E+0
Méthane	[kg/h]	1,61E-3	1,61E-3	1,92E-3	1,69E-3	1,13E-3	4,55E-4	8,26E-4	8,26E-4	8,08E-4	9,04E-4
NMVOC[1]	[kg/h]	9,92E-2	9,92E-2	1,18E-1	1,04E-1	6,93E-2	2,80E-2	5,08E-2	5,08E-2	4,97E-2	5,56E-2
Aldéhydes	[kg/h]	3,53E-3	3,53E-3	4,20E-3	3,70E-3	2,47E-3	9,96E-4	1,81E-3	1,81E-3	1,77E-3	1,98E-3
Alcools	[kg/h]	3,53E-3	3,53E-3	4,20E-3	3,70E-3	2,47E-3	9,96E-4	1,81E-3	1,81E-3	1,77E-3	1,98E-3
CO	[kg/h]	3,16E-1	3,16E-1	5,81E-1	3,32E-1	2,66E-1	1,46E-1	2,24E-1	2,24E-1	2,28E-1	3,91E-1
SO_2	[kg/h]	1,91E-2	1,91E-2	3,63E-2	2,00E-2	1,16E-2	8,71E-3	1,80E-2	1,80E-2	3,26E-3	3,14E-2
CO_2	[kg/h]	9,46E+1	9,46E+1	1,80E+2	9,91E+1	5,78E+1	4,31E+1	8,92E+1	8,92E+1	1,63E+1	1,55E+2
benzo(a) anthracène	[kg/h]	4,67E-6	4,67E-6	5,53E-6	4,90E-6	3,31E-6	1,91E-6	3,45E-6	3,45E-6	2,28E-6	3,79E-6
benzo(b) fluoranthène	[kg/h]	2,92E-6	2,92E-6	3,46E-6	3,06E-6	2,07E-6	1,20E-6	2,16E-6	2,16E-6	1,43E-6	2,37E-6
dibenzo(a,h) anthracène	[kg/h]	5,84E-7	5,84E-7	6,92E-7	6,13E-7	4,14E-7	2,39E-7	4,31E-7	4,31E-7	2,85E-7	4,74E-7
benzo(a)pyrène	[kg/h]	1,75E-6	1,75E-6	2,08E-6	1,84E-6	1,24E-6	7,18E-7	1,29E-6	1,29E-6	8,55E-7	1,42E-6
Chrysène	[kg/h]	1,17E-5	1,17E-5	1,38E-5	1,23E-5	8,28E-6	4,79E-6	8,62E-6	8,62E-6	5,70E-6	9,49E-6
Fluoranthène	[kg/h]	2,63E-5	2,63E-5	3,11E-5	2,76E-5	1,86E-5	1,08E-5	1,94E-5	1,94E-5	1,28E-5	2,13E-5

Tableau A7-2 : Inventaire pour une heure d'opération des machines utilisées lors de la réhabilitation (suite)

Phénanthène	[kg/h]	1,46E-4	1,46E-4	1,73E-4	1,53E-4	1,03E-4	5,98E-5	1,08E-4	1,08E-4	7,13E-5	1,19E-4
Cd	[kg/h]	5,84E-10	5,84E-10	6,92E-10	6,13E-10	4,14E-10	2,39E-10	4,31E-10	4,31E-10	2,85E-10	4,74E-10
Cu	[kg/h]	9,93E-8	9,93E-8	1,18E-7	1,04E-7	7,04E-8	4,07E-8	7,33E-8	7,33E-8	4,85E-8	8,06E-8
Cr	[kg/h]	2,92E-9	2,92E-9	3,46E-9	3,06E-9	2,07E-9	1,20E-9	2,16E-9	2,16E-9	1,43E-9	2,37E-9
Ni	[kg/h]	4,09E-9	4,09E-9	4,84E-9	4,29E-9	2,90E-9	1,67E-9	3,02E-9	3,02E-9	2,00E-9	3,32E-9
Pb	[kg/h]	4,38E-12	4,38E-12	5,19E-12	4,60E-12	3,10E-12	1,79E-12	3,23E-12	3,23E-12	2,14E-12	3,56E-12
Se	[kg/h]	5,84E-10	5,84E-10	6,92E-10	6,13E-10	4,14E-10	2,39E-10	4,31E-10	4,31E-10	2,85E-10	4,74E-10
Zn	[kg/h]	5,84E-8	5,84E-8	6,92E-8	6,13E-8	4,14E-8	2,39E-8	4,31E-8	4,31E-8	2,85E-8	4,74E-8
Facteur d'imputation de la construction de la machine-même	[p/h]	1,75E-4	1,75E-4	3,33E-4	1,83E-4	1,07E-4	7,97E-5	1,65E-4	1,65E-4	3,00E-5	2,87E-4
Huile de lubrification	[kg/h]	6,71E-1	6,71E-1	1,28E+0	7,02E-1	4,10E-1	3,06E-1	6,33E-1	6,33E-1	1,15E-1	1,10E+0

Annexe 8. Transport hors-site

A8.1 Introduction

La réhabilitation du site à généré une très grande quantité de matériaux devant être exportés vers d'autres sites : les sols BC (enfouis), les sols >C (en partie confinés hors-site), les mâchefers qualifiés de « déchets solides » (enfouis), et les matériaux secs (enfouis). La phase de remise en état du site pour l'option de réhabilitation ainsi que l'option de recouvrement demandent toutes deux l'importation de sols d'emprunts de carrières et de chantiers de construction.

Le transport routier est généralement l'élément le plus important d'une ACV portant sur la réhabilitation de sites contaminés par excavation et enfouissement (Page *et al.,* 1999; Blanc *et al.,* 2004). Il a donc été jugé sage d'utiliser des données primaires les plus désagrégés possibles pour calculer les impacts associés à ces transports. La source de données privilégiée est un CD-ROM accompagnant le rapport de réhabilitation (Quéformat, 1998), qui contient des images numérisées des bordereaux de transport pour chacun des voyages de matière importée ou exportée du site. Les noms des origines et destinations ne sont pas rapportés dans ce rapport pour des raisons de confidentialité.

La procédure générale utilisée a été de :

(1) mesurer les distances séparant le site des différentes origines ou destinations de matériaux ;

(2) de calculer, pour chaque type de matériaux, la proportion des matériaux associés à une origine ou destination spécifique ;

(3) de calculer une moyenne pondérée des distances parcourues par tonne de matière transportée ;

(4) de calculer la charge moyenne transportée par voyage;

(5) d'adapter les données d'inventaire fournies dans la base de donnée Ecoinvent au type de transport observé lors de la réhabilitation du site; et

(6) exprimé le transport associé à la réhabilitation en terme de tkm (tonnes-kilomètres).

A8.2 Étape 1 : Mesure des distances

Les distances séparant le site des différentes origines ou destinations de matériaux ont été dans tous les cas sauf un mesurées directement en voyageant entre les deux points en voiture et en lisant l'odomètre. Un des sites d'enfouissement sécuritaire (LE-Sec-1) a été jugé trop lointain pour se prêter à cette méthode : le logiciel en ligne de calcul de parcours MAPQUEST (www.mapquest.ca) a été utilisé pour mesurer cette distance. Ces distances sont présentées au Tableau A8-1.

Tableau A8- 1 : Distances entre le site et les différentes origines ou destinations

Origine ou destination	Distance [km]	Sols BC	Sols >C	Mâchefers (déchets solides)	Matériaux secs	Remblai (primaire)	Remblai (secondaire)
Dépôt-1	37,0	X		X			
Dépôt-2	5,9			X			
Dépôt-3	24,8				X		
LE-SEC-1	16,4		X				
LE-SEC-2	182,6		X				
Sablière-1	31,6					X	
Sablière-2	18,7					X	
Sablière-3	66,1					X	
Chantier-1	9						X
Chantier-2	7						X
Chantier-3	2,7						X
Chantier-4	3,8						X
Chantier-5	9						X
Chantier-6	7,4						X
Chantier-7	5,8						X
Chantier-8	8,1						X
Chantier-9	4,4						X
Chantier-10	6,5						X
Chantier-11	4,5						X
Chantier-12	3,3						X

A8.3 Étape 2 : Calcul de la proportion des différents matériaux transportés entre le site selon les origines et destinations

Les sols BC et les matériaux secs ont chacun été envoyés à une seule destination. Pour tous les autres matériaux, il a été nécessaire de calculer la proportion des matériaux totaux transportés entre le site et les différentes origines ou destinations.

Étape 2a : Calcul de la proportion des sols >C envoyés à chacune des deux destinations

Les données recueillies sur le transport des sols >C vers les deux destinations sont résumées au Tableau A8-2. Les données primaires s'entendaient en termes de masse transportée.

Tableau A8- 2 : Détail du transport des sols >C

Destination	Nombre de voyages	Masse moyenne par voyage [tonnes]	Masse totale [tonnes]	Proportion
LE-SEC-1	601	24,65	14 816	78,6%
LE-SEC-2	134	30,12	4 036	21,4%

Étape 2b : Calcul de la proportion des mâchefers (déchets solides) envoyés à chacune des deux destinations

Les données recueillies sur le transport des mâchefers (déchets solides) vers les deux destinations sont résumées au Tableau A8-3. Les données primaires s'entendaient en termes de masse transportée.

Tableau A8- 3 : Détail du transport des mâchefers (déchets solides)

Destination	Nombre de voyages	Masse moyenne par voyage [tonnes]	Masse totale [tonnes]	Proportion
Dépôt-1	5127	22,96	117 729	32,8
Dépôt-2	10 209	23,66	241 586	67,2

Étape 2c : Calcul de la proportion des sols de remblai primaires de chacune des trois sources

Les données recueillies sur le transport des sols de remblai primaires des trois sources sont résumées au Tableau A8-4. Les données primaires s'entendaient en terme de masse transporté.

Tableau A8- 4 : Détail du transport des mâchefers (déchets solides)

Destination	Nombre de voyages	Masse moyenne par voyage [tonnes]	Masse totale [tonnes]	Proportion
Sablière-1	860	24,13	20 748	78,0%
Sablière-2	157	28,49	4 474	16,8%
Sablière-3	49	28,05	1 375	5,2%

Étape 2d : Calcul de la proportion des sols de remblai secondaires de chacune des douze sources

Les données recueillies sur le transport des sols de remblai secondaire des trois sources sont résumées au Tableau A8-5. Les données primaires s'entendaient en terme de volume transporté.

Tableau A8- 5 : Détail du transport des sols de remblai (secondaire)

Destination	Nombre de voyages	Volume moyen par voyage [m^3]	Volume total [m^3]	Proportion
Chantier-1	381	10,05	3828	2,5%
Chantier-2	1238	10,15	12562	8,2%
Chantier-3	374	8,86	3312	2,2%
Chantier-4	374	10,00	3740	2,5%
Chantier-5	3494	9,49	33174	21,8%
Chantier-6	2113	11,88	25102	16,5%
Chantier-7	723	20,24	14634	9,6%
Chantier-8	1977	19,91	39370	25,8%
Chantier-9	186	9,88	1838	1,2%
Chantier-10	459	19,98	9170	6,0%
Chantier-11	38	10,92	415	0,3%
Chantier-12	437	11,93	5215	3,4%

A8.4 Étape 3. Calcul des distances moyennes de transport par type de matériau

Le calcul des distances moyennes de transport $\overline{d}_i$ pour un matériau i est :

$$\overline{d}_i = \sum_j a_{ij} d_j$$

où a_{ij} est la proportion du volume ou de la masse totale d'un matériau i transporté entre le site en réhabilitation et l'origine ou la destination j, et d_j la distance séparant le site à réhabiliter de l'origine ou de la destination j.

Ces distances moyennes sont présentées au Tableau A8-6..

Tableau A8- 6 : Distance moyenne séparant le site des origines ou destinations de matériaux

Matériaux	Distance moyenne [km]
Sols BC	37,0
Sols >C	52,1
Mâchefers (déchets solides)	16,1
Matériaux secs	24,8
Sols de remblai primaires	31,2
Sols de remblai secondaires	7,4

A8.5 Étape 4. Calcul de la charge moyenne transporté par voyage

Afin de pouvoir définir un processus élémentaire de transport de matériau moyen, il est nécessaire de déterminer la charge moyenne transportée. Toutes les données primaires (bordereaux) concernant le transport hors-site étaient exprimées en terme de charge transportée (tonnes), à l'exception des données sur le transport des sols de remblai secondaires.

Une moyenne pondérée, basée sur les volumes totaux de matériaux transportés par hectare réhabilité, a ainsi pu être calculée par :

$$\overline{m} = \frac{\sum \overline{m}_i v_i}{\sum v_i}$$

où :

$\overline{m}$ = la charge moyenne de matériau transporté par hectare réhabilité;

$\overline{m}_i$ = la charge moyenne du matériau *i* transporté lors de la réhabilitation;

v_i = le volume total par hectare du matériau *i*.

La charge moyenne pondérée calculée est $\overline{m}$ = 25,0 t.

A8.6 Étape 5. Adaptation des données d'inventaire d'Ecoinvent

L'inventaire de transport de matériau devrait tenir compte de trois principaux aspects :

1. l'opération du véhicule comme tel;
2. la fabrication, l'entretient et la gestion en fin de vie des camions utilisés; et
3. la la construction, l'opération et la gestion en fin de vie des infrastructures routières.

Les données de transport de la base de données Ecoinvent tiennent en effet compte de ces trois aspects (Spielmann *et al.*, 2004). Pour chaque tkm (i.e. pour chaque transport d'une tonne sur un kilomètre), le processus élémentaire en appèle sept autres, soit : (1) l'opération du véhicule, (2) sa construction, (3) son entretient, (4) sa fin de vie, (5) la construction des infrastructures routières, (6) son entretient, et (7) sa fin de vie. Par contre, ces données ne sont pas utilisables comme tel à cause de deux principaux problèmes :

- Premièrement, les camions modélisés dans la base de données sont tous plus petit que ceux utilisés lors de la réhabilitation. Le plus gros camion est le « lorry, 40t ». La capacité utile de ce camion n'est précisée nulle part dans le rapport : par contre, il est possible de la calculé à l'aide de deux données, la charge moyenne utilisé dans le modèle (9,7 t) et le facteur de charge (46%). La charge utile maximale est donc de 9,7/0,46= 21,1 t.

- Deuxièmement, le facteur de charge de 46% est une moyenne suisse pour l'ensemble du transport effectué en camion de 40 t. Dans le cas de la réhabilitation, le facteur de charge est plutôt estimé à 50%, i.e. 100% à l'aller (aller plein) et 0% au retour (retour vide).

Considérant ces deux problèmes, il a été décidé de 'construire' une donnée de transport plus adaptée. Pour simplifié l'explication, la construction de la donnée est présenté pour un voyage hypothétique de 25 t sur 1 km, i.e. pour 25 tkm.

Opération des camions : Pour chaque 25 tkm, deux voyages de 1 véhicule-kilomètre (vkm) seront effectués, i.e. un aller plein et un retour vide. La base Ecoinvent contient une donnée d'opération du camion 40 t vide, directement utilisable pour le retour vide. Pour l'aller plein, il existe aussi une donnée Ecoinvent pour l'opération à charge maximale du camion. Par contre, comme vue plus haut, cette charge maximale est de 21,1 t. La consommation de diesel et les émissions associées à l'opération d'un camion transportant une charge utile de 25 t ont été estimées en effectuant une extrapolation simple des points à charge utile nul et charge utile de 21,1 t. Le Tableau A8-7 résume les flux associés à l'opération du camion vide, chargé à 21,1 t ainsi que chargé à 25 t sur une distance de 1 km. Ces émissions tiennent compte de ce qui sort du tuyau d'échappement, de l'usure des pneus et des freins et de l'abrasion de la route. Les émissions dans l'eau et dans les sols ne sont pas différentes pour le camion vide et pour le camion chargé à 21,1 t : il est donc supposé qu'elles sont également inchangées pour le camion chargé à 25 t.

Tableau A8- 7 : Émissions associés à l'opération d'un camion lourd (40 t), par vkm

Flux	Unité	Chargement		
		Vide (données)	21,1 t (données)	25 t (extrapolés)
Entrant				
Diesel	kg	3.00E-01	3.95^{E}-01	4.13E-01
Émissions dans l'atmosphère				
Ammoniac	kg	2.78E-05	3.82E-05	4.01E-05
Benzène	kg	1.51E-05	1.61E-05	1.63E-05
Cadmium	kg	2.69E-09	3.40E-09	3.53E-09
CO_2	kg	9.47E-01	1.24E+00	1.29E+00
CO	kg	1.07E-03	1.21E-03	1.24E-03
Chrome	kg	1.13E-08	1.48E-08	1.54E-08
Chrome VI	kg	2.25E-11	2.97E-11	3.10E-11
Cuivre	kg	3.83E-07	5.04E-07	5.26E-07
N_2O	kg	2.78E-05	3.82E-05	4.01E-05
Éthane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134	kg	2.29E-06	2.29E-06	2.29E-06
Chaleur, pertes	MJ	1.36E+01	1.79E+01	1.87E+01
Plomb	kg	6.54E-09	6.55E-09	6.55E-09
Mercure	kg	4.50E-12	5.93E-12	6.19E-12
CH_4	kg	1.90E-05	2.03E-05	2.05E-05
Nickel	kg	1.58E-08	2.08E-08	2.17E-08
NOx	kg	8.44E-03	1.14E-02	1.19E-02
NMVOC	kg	7.73E-04	8.25E-04	8.35E-04
Particules, < 2.5 um	kg	3.19E-04	3.63E-04	3.71E-04
Particules, > 10 um	kg	4.36E-04	4.38E-04	4.38E-04
Particules, > 2.5 um, and < 10um	kg	9.49E-05	9.86E-05	9.93E-05
Sélénium	kg	2.25E-09	2.97E-09	3.10E-09
SO_2	kg	1.80E-04	2.37E-04	2.48E-04

Tableau A8- 7 : Émissions associés à l'opération d'un camion lourd (40 t), par vkm (suite)

Flux	Unité	Chargement		
		Vide (données)	21,1 t (données)	25 t (extrapolés)
Toluène	kg	6.34E-06	6.76E-06	6.84E-06
Xylène	kg	6.34E-06	6.76E-06	6.84E-06
Zinc	kg	5.74E-07	1.45E-06	1.61E-06

Fabrication, entretient et fin de vie des camions : Un camion de 40 t est estimé être utilisable pour une distance totale de 540 000 vkm. Chaque 25tkm, associé à 2 km de vkm, est donc associé au cycle de vie de 3,7E-6 camions.

Construction et renouvellement des routes : Dans la base de données ecoinvent, la construction et le renouvellement des routes sont considérés imputable au niveau de 1.76^{E}-3 m*a de route par tkm brutes (gross tkm, ou Gtkm). Ce dernier facteur tient compte de la charge utile et du poids du camion. En utilisant l'estimé d'Ecoinvent pour le poids d'un camion, i.e. 18 t, on calcul donc pour les 25 tkm un total de 18+25 Gtkm à l'aller et 18 Gtkm au retour. Un total de 61 Gtkm * 1.76^{E}-3 m*a = 0,11 m*a de routes ewst donc imputé à chaque 25 tkm.

Entretient des routes : Dans la base de données Ecoinvent, l'entretient des routes est considéré imputable au niveau de 1.3E-4 m*a de route par vkm. Pour chaque 25 tkm, on calcul donc 2.6E-4 m*a d'entretient de routes.

A8.6 Étape 6. Expression des données primaires de transport en tkm

Le processus élémentaire associé au transport est exprimé en terme de tkm : il est donc nécessaire de convertir les données primaires de transport en cette unité. Le Tableau A8-8 présente le nombre de tkm associé au transport de chaque type de matériau. Les densités ont été estimées à partir de sources variées.

Tableau A8- 8 : tkm par m3 pour les matériaux transportés

Matériaux	Densité (kg/m^3)	Distance (km)	Transport nécessaire [tkm]
Sols BC	1800	37,0	66,6
Sols >C	1800	52,1	93,8
Mâchefers (déchets solides)	2000	16,1	32,2
Matériaux secs	1675	24,8	41,5
Sols de remblai primaires	1800	31,2	56,2
Sols de remblai secondaires	1800	7,4	13,3

Annexe 9. Impacts des filières de fin de vie des matériaux

Cette annexe précise la méthode avec laquelle ont été estimés les inventaires de l'enfouissement de sols BC, de mâchefers (déchets solides) et de matériaux secs et du confinement de sols >C et de mâchefers (déchets spéciaux) dans des cellules de confinement sur le site ou dans un lieu d'enfouissement sécuritaire. Ces inventaires devaient tenir compte à la fois (1) des infrastructures (construction des dépôts de matériaux secs, cellules ou lieu d'enfouissement sécuritaires, leur exploitation et leur gestion une fois ceux-ci fermés) et (2) des processus directement lié à l'enfouissement ou au confinement du matériau en question.

La procédure générale s'est basée sur la recherche de données d'inventaires réalisés pour des processus similaires dans la base de données Ecoinvent v1.1 (Doka, 2003). Pour les dépôts de matériaux secs, le processus utilisé s'intitule « inert material landfill ». Pour les cellules de confinement et les LESA, un seul processus a été utilisé : « slag compartment ».

Ces deux processus décrivent des technologies utilisées en Suisse. Cependant d'après la littérature accompagnant les données, ces processus s'appliquaient tout aussi bien aux technologies utilisées ailleurs en Europe, en Amérique du Nord et au Japon.

Pour chacun de ces types de sites d'enfouissement, la capacité des installations était connue. Pour le dépôt de matériaux sec (*inert material landfill*), la capacité était de 450 000 m^3, alors que pour le LESA (*slag compartment*), elle était de 375 000 m^3. Il est supposé que l'inventaire de ces processus est également imputable à chaque m^3 enfoui ou confiné.

Pour chaque m^3 de matière enfouie ou confinée dans le cadre de l'étude sur la réhabilitation de la FIU, on a imputé les données d'inventaire pour ces deux processus multipliées par l'inverse de ces capacités. En représentant l'inventaire du dépôt et du LESA respectivement par $\mathbf{b}_{dépôt}$ et $\mathbf{b}_{LESA}$, l'inventaire associé à l'enfouissement de 1 m^3

dans un dépôt de matériaux secs serait alors donné par 2.22E-6 x $\mathbf{b}_{dépôt}$, et celui associé au confinement de 1 m^3 en cellules de confinement ou en LESA par 2.67E-6 x $\mathbf{b}_{LESA}$.

Il faut bien préciser que l'utilisation des données pour le *slag compartment* afin de représenter les cellules de confinement sur le site n'est pas optimale car on ignore les économies d'échelles associées à la construction de gros ouvrages.

Pour les impacts associés aux activités sur le site d'enfouissement, le processus « Process specific burdens, slag compartment/inert material landfill. Ces deux processus sont quantifiés en kg, donnée directement connue.

Une analyse de contribution de ces activités est présentée à la Section 6.2.4.

Annexe 10. Sources de remblai

Cette annexe présente les calculs effectués pour estimer les volumes (1) de sols propres excavés (<B) lors de la réhabilitation du site et utilisés comme sol de remblai, (2) les sols d'emprunt de sources primaires (provenant de sablières) et (3) les sols d'emprunt de sources secondaires (sols d'excavation de projets de construction régionaux).

Calcul du total de sol de remblai nécessaire

Le programme de réhabilitation de Quéformat (Quéformat, 1998a) indique que l'élévation moyenne du site diminue, du fait de la réhabilitation, d'environ 0,53 cm. Il est donc possible de calculer une perte nette de sol par hectare ΔV/ha :

$$\Delta V / ha = (\Delta h \times A) / ha = \left(-0{,}53m \times 10000m^2\right) / ha = -5300m^3 / ha$$

Le volume total enlevé (sols, mâchefers, bétons, débris) est connu et égal à 14536,4m^3/ha.

Le volume total de sol de remblai nécessaire est donc de :

$$14536{,}4 - 5300 = 9236{,}4 \text{ m}^3/\text{ha}$$

Volume de sols propres d'excavation réutilisés

La totalité des sols <B excavés lors de la réhabilitation sont réutilisés comme sols de remblai. Ce volume est donné dans le rapport de réhabilitation (Quéformat, 1998b) et est égal à 172,2 m^3/ha.

Volume de sol d'emprunt

Le volume total de sols d'emprunt est donné simplement par la différence entre la totalité du sol de remblai nécessaire et l'apport de sol propre excavé lors de la réhabilitation, i.e. :

9236,4-172,2=9064,2 m^3/ha

Répartition des sols d'emprunt entre les sources primaires et secondaires

Les bordereaux de transport des sols d'emprunt étaient disponibles pour ce projet de recherche. Chacun indiquait la source du sol et du volume importé. Le résumé de cette comptabilisation est présenté au Tableau A10-1.

Tableau A10- 1 : Résumé des données primaires sur le transport de sols de remblais

Type de sol de remblai	Nombre de sources	Nombre de voyages	Volume importé (m3)	Fraction du volume total
Primaire	3	1 066	47873	24%
Secondaire	12	11 794	152 360	76%

Résumé final

Le résumé de ces calculs est présenté au Tableau A10-2.

Tableau A10- 2 : Résumé de la provenance des sols de remblais

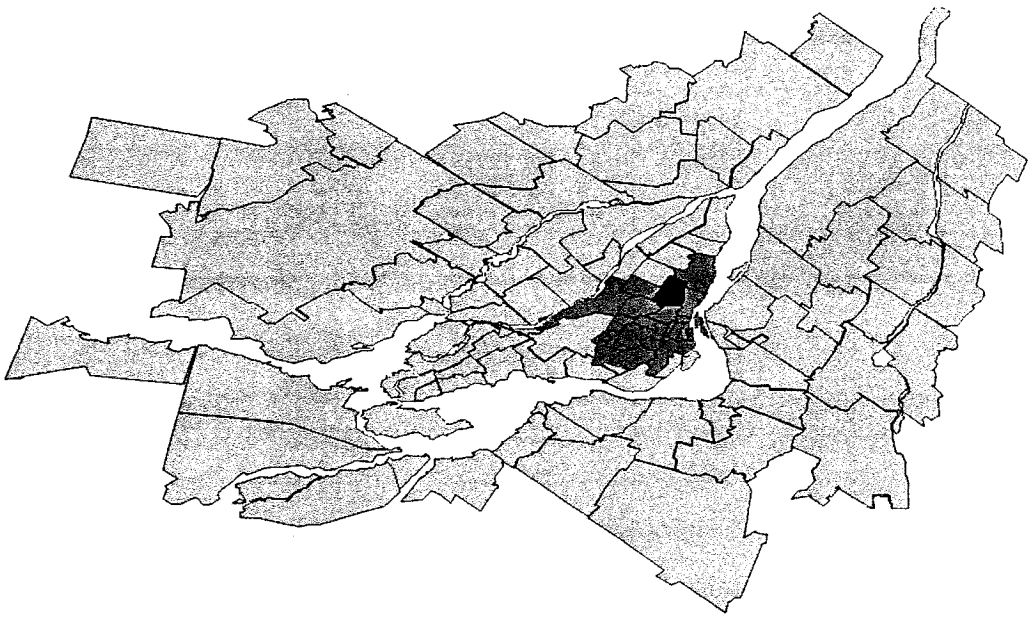
Source	Apport [m^3/ha]	Apport (%)
Sols excavés sur le site	172,2	1,86
Sols de sources primaires	2175,9	23,55
Sols de sources secondaires	6888,3	74,58

Annexe 11. Découpage du territoire de la Région Métropolitaine de Montréal

Dans le cadre de ce projet, le territoire de la Région Métropolitaine de Montréal (RMM) a dû être divisé en deux zones : une zone « urbaine » et une « périphérique ». Puisqu'il n'y a aucune définition précise de ce que constituent ces zones, un découpage du territoire a dû être proposé.

La base utilisée pour ce découpage est l'enquête Origine-Destination (OD), également utilisée dans ce projet de recherche pour le calcul des distances de transport des résidents ([Anon], 1999). Cette enquête avait découpé le territoire de la RMM en 100 secteurs municipaux (voir la Figure A11-1). L'étude considérait que 17 d'entre eux constituaient le Centre-Ville et la CUM centre. Ce sont ces 17 secteurs municipaux qui ont été choisis comme référence pour la zone dite « urbaine » (zone en gris foncé sur la Figure A11-1). Le secteur municipal de Rosemont, dans lequel se trouve le site étudié, fait parti de cette zone urbaine (Secteur municipal en noir sur la Figure A11-1). Les 83 autres secteurs municipaux sont considérés comme périphériques (en gris pâle sur la Figure A11-1). L'ensemble des secteurs municipaux et de leur zonage est présenté dans le Tableau A11-2.

Il convient de mentionner que ce découpage entraine beaucoup d'incertitudes: d'autres possibilités existaient possible comme, par exemple, définir la zone urbaine comme l'ensemble des secteurs municipaux constituant la défunte CUM, l'Île de Montréal ou encore la Ville de Montréal. Le Centre-Ville et la CUM centre ont été choisis car c'est le découpage le plus conservateur en terme d'évaluation des impacts tertiaires. En effet, c'est le découpage pour lequel la zone périphérique comprend le plus de secteurs municipaux relativement peu éloignés du centre urbain, et donc qui minimisent les impacts du développement et de l'occupation de cette zone.



Rosemont

Zone urbaine : Centre-Ville et CUM centre

Zone périphérique : CUM Est, CUM Ouest, Rive-Sud proche, Couronne Sud, Laval, Couronne Nord

Figure A11- 1 : Découpage du territoire de la Région Métropolitaine de Montréal

Tableau A11- 1 : Appartenance des secteurs municipaux aux deux zones

Nom Secteur municipal	Zone	Nom Secteur municipal	Zone
Côte-Saint-Luc	Urbaine	Laval: Vimont, Auteuil	Périphérique
Hampstead	Urbaine	Lavaltrie, St-Antoine-de-Lavaltrie	Périphérique
Montréal: Ahuntsic	Urbaine	Le Gardeur, Repentigny, Charlemagne	Périphérique
Montréal: Centre-ville	Urbaine	LeMoyne	Périphérique
Montréal: Centre-ville périphérique	Urbaine	L'Île-Bizard	Périphérique
Montréal: Côte-des-Neiges	Urbaine	Longueuil	Périphérique
Montréal: Mercier	Urbaine	Lorraine, Bois-des-Filion, Rosemère	Périphérique
Montréal: Notre-Dame-de-Grâce	Urbaine	Maple-Grove, Beauharnois, Melocheville	Périphérique
Montréal: Plateau Mont-Royal	Urbaine	Mascouche	Périphérique

Tableau A11-1 : Appartenance des secteurs municipaux aux deux zones (suite)

Nom Secteur municipal	Zone	Nom Secteur municipal	Zone
Montréal: Rosemont	Urbaine	Mercier, St-Isidore	Périphérique
Montréal: Saint-Michel	Urbaine	Mirabel	Périphérique
Montréal: Sud-Est	Urbaine	Montréal: Pointe-aux-Trembles	Périphérique
Montréal: Sud-Ouest	Urbaine	Montréal: Rivière-des-Prairies	Périphérique
Montréal: Villeray	Urbaine	Montréal-Est	Périphérique
Mont-Royal	Urbaine	Montréal-Nord	Périphérique
Outremont	Urbaine	Montréal-Ouest	Périphérique
Westmount	Urbaine	Mont-St-Hilaire, Otterburn Park	Périphérique
Anjou	Périphérique	Notre-Dame-de-Bon-Secours, Richelieu, St-Mathias-sur-Richelieu	Périphérique
Baie-d'Urfé	Périphérique	Notre-Dame-de-L'Ile-Perrot, Pincourt, Terrasse-Vaudreuil, L'Ile-Perrot	Périphérique
Beaconsfield	Périphérique	Pierrefonds	Périphérique
Bellefeuille, Saint-Colomban	Périphérique	Pointe-Claire	Périphérique
Beloeil, St-Mathieu-de-Beloeil, McMasterville	Périphérique	Pte-Calumet, St-Joseph-du-lac, Oka, Ste-Marthe-sur-le-lac, Saint-Placide	Périphérique
Blainville, Sainte-Thérèse	Périphérique	Rigaud	Périphérique
Boisbriand	Périphérique	Roxboro	Périphérique
Boucherville	Périphérique	Saint-Antoine-sur-Richelieu, St-Denis-sur-Richelieu	Périphérique
Brossard	Périphérique	Saint-Basile-le-Grand	Périphérique
Candiac	Périphérique	Saint-Bruno-de-Montarville	Périphérique
Carignan, Chambly	Périphérique	Sainte-Anne-de-Bellevue	Périphérique
Châteauguay, Léry	Périphérique	Sainte-Anne-des-Plaines	Périphérique
Deux-Montagnes	Périphérique	Sainte-Geneviève	Périphérique
Dollard-des-Ormeaux	Périphérique	Saint-Eustache	Périphérique
Dorval, Ile-Dorval	Périphérique	Saint-Hubert	Périphérique

Tableau A11-1 : Appartenance des secteurs municipaux aux deux zones (suite)

Nom Secteur municipal	Zone	Nom Secteur municipal	Zone
Gore	Périphérique	Saint-Lambert	Périphérique
Grande-Ile, St-Timothée, Salaberry-de-Valleyfield	Périphérique	Saint-Laurent	Périphérique
Greenfield Park	Périphérique	Saint-Léonard	Périphérique
Kanawake	Périphérique	Saint-Pierre	Périphérique
Kirkland	Périphérique	Saint-Roch-de-l'Achigan	Périphérique
La Plaine	Périphérique	Senneville	Périphérique
La Prairie	Périphérique	St-Amable, Ste-Julie	Périphérique
Lachenaie	Périphérique	St-Antoine, Lafontaine, St-Jérome	Périphérique
Lachine	Périphérique	St-Clet, Les Cèdres, Pointe-des-Cascades, Coteau-du-Lac, Les Coteaux	Périphérique
Lasalle	Périphérique	Ste-Catherine, St-Constant, Delson	Périphérique
L'Assomption, L'Épiphanie, St-Sulpice, St-Gérard-Magella	Périphérique	St-Edouard, St-Michel, St-Rémi, St-Patrice-de-Serrington	Périphérique
Laval: Chomedey	Périphérique	St-Luc, L'Acadie, St-Jean-sur-Richelieu, Iberville	Périphérique
Laval: Duvernay, St-Vincent-de-Paul	Périphérique	St-Marc-sur-Richelieu, St-Charles-sur-Richelieu	Périphérique
Laval: Ouest	Périphérique	St-Phillipe, St-Mathieu	Périphérique
Laval: Pont-Viau, Laval-des-Rapides	Périphérique	Terrebonne	Périphérique
Laval: Sainte-Dorothée, Laval-sur-le-lac	Périphérique	Vaudreuil-Dorion, Vaudreuil-sur-le-lac, L'Ile-Cadieux, Hudson, St-Lazare	Périphérique
Laval: Sainte-Rose, Fabreville	Périphérique	Verchères, Calixa-Lavallée, Varennes, Contrecoeur	Périphérique
Laval: Saint-François	Périphérique	Verdun	Périphérique

Annexe 12. Description du redéveloppement résidentiel (Angus)

A12.1 Introduction

Le redéveloppement résidentiel du site des Ateliers Angus est caractérisé par une très grande variété des modes d'occupation (SCHL, 2005), comme l'indique le Tableau A12-1: logements sociaux sans but lucratif, maisons unifamiliales, résidences pour personnes âgées, etc.. Les différents secteurs de la zone résidentielle diffèrent aussi bien évidemment par la taille des terrains et la proportion de surface allouée aux routes.

A des fins de simplification le projet se limite à une petite section dite « parcelle de référence ». Cette annexe vise à expliquer comment les attributs de cette parcelle ont étés déterminés. Les attributs d'intérêt sont (1) la densité de construction (nombre de résidences/ha) et (2) la longueur des infrastructures publiques linéaires (m/ha). Ces attributs seront ensuite utilisés dans l'évaluation environnementale des phases de développement et d'occupation.

Tableau A12- 1 : Types et proportions de constructions résidentielles sur le site réhabilité

Type		Total prévu	Fraction du total
Logements sociaux		**1000**	**49%**
	Personnes âgées	200	9.8%
	Familles	100	4.9%
	Sans but lucratif	100	4.9%
	Coopérative	300	14.7%
	Coopérative à capitalisation	300	14.7%
Logement du marché		**1040**	**51%**
	Condominium	650	31.9%
	Individuel	160	7.8%
	Location	230	11.3%
Total		**2040**	**100%**

A12.2 Choix de la parcelle de référence

La parcelle de référence a été choisie dans une zone plutôt homogène du site où les constructions sont principalement des condominiums, type de construction le plus

représentatif. La Figure A12-1 montre les limites de cette parcelle sur une carte présentant une projection du site redéveloppé (Quéformat, 1998b).

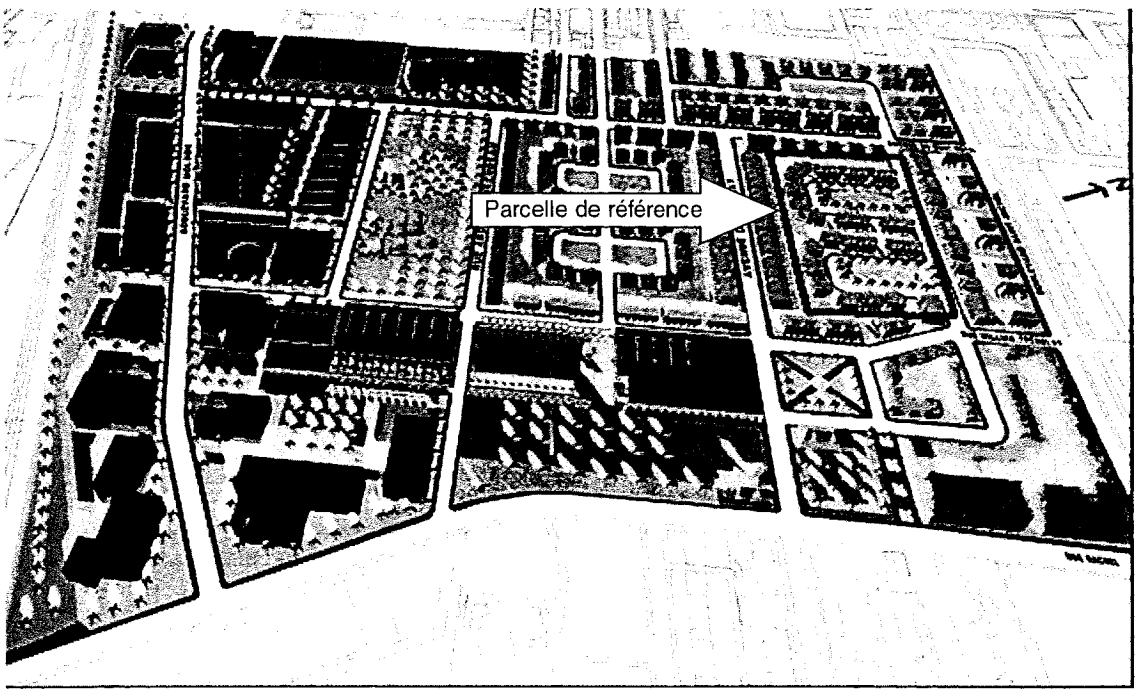


Figure A12- 1 : Limites de la parcelle de référence

A12.3 Estimation de l'échelle

La parcelle de référence comprend deux parcs de 2600m^2. Les longueur et largeur de ce parc sur la carte (magnifiée) sont respectivement de 3,65 cm et 1,3cm.

Nous avons donc :

$$\text{Échelle} = \sqrt{\frac{2600}{(3,65)(1,3)}} = 23,4\,{}^{m}\!/_{cm}$$

A12.4 Aire totale de la parcelle de référence

L'aire totale est estimée en mesurant sa longueur et sa largeur sur la carte magnifiée (5,7 cm et 4,65 cm, respectivement), ce qui donne :

$$A_{ref} = (5{,}7 \times 4{,}65) \times (23{,}4)^2 \times 10^{-4} = 1{,}45 ha$$

A12.5 Estimation du nombre de résidences par hectare

La zone de référence comprend 41 maisons disposées en 4 rangées. Chaque maison comprend trois résidences. Nous avons donc :

$$\frac{Nombre\ de\ résidences}{hectare\ type} = \frac{3 \times 41}{1{,}45} = 84{,}8\ résidences/ha$$

A12.6 Estimation des infrastructures publiques

Seule la longueur des routes peut être déterminée à partir de la carte. La route d'accès aux propriétés mesure 7,65cm. La route principale, divisée entre les résidences de la parcelle de référence et les résidents de l'autre côté de la route, mesure 4,65cm. La longueur de route attribuée à la parcelle est donc :

$$Longueur\ de\ route = \left(7{,}65cm + \frac{4{,}65cm}{2}\right) \times 23{,}4 \frac{m}{cm} = 233{,}4m$$

Nous avons donc :

$$\frac{Longueur\ de\ route}{hectare\ type} = \frac{233{,}4m}{1{,}45ha} = 160{,}8\ m/ha$$

La longueur des autres infrastructures publiques, i.e. distribution d'eau potable, égout et distribution d'électricité, est supposée égale à la longueur des infrastructures routières.

Annexe 13. Types de résidences

Cette annexe explique la procédure utilisée pour déterminer le type prépondérant de résidences unifamiliales construites en zone « urbaine » et « périphérique » de Montréal pendant la période couvrant l'étude. Le découpage du territoire selon ces deux zones est expliqué à l'Annexe 11 de ce projet.

Pour chacun des secteurs de recensement compris dans ces zones, des données sur le nombre de résidences par type, ont été trouvées dans les recensements canadiens de 1996 et 2001 (Statistics Canada, 1997, 2002). La procédure utilisée est représentée par l'équation suivante :

$$\Delta n_{ij} = \sum_{k \in j} (n_{ik})_{2001} - (n_{ik})_{1996}$$

où Δn_{ij} est le nombre de résidences de type i construites dans la zone j pendant la période entre 1996 et 2001; et $(n_{ik})_{1996}$ et $(n_{ik})_{2001}$ sont respectivement le nombre de résidences de type i présentes dans le secteur de recensement k.

Les résultats obtenus, par zone, sont présentés au Tableau 13-1.

Tableau A13- 1 : Types de résidences construites de 1996 à 2001, par zone

Type de résidence unifamiliale	Zone urbaine	Zone périphérique
Individuelle non attenante	605	38415
Individuelle attenante	1995	4430
Individuelle en rangée	420	4590
Autres unifamiliales	970	635
Total	3990	48070

On en déduit que le type prépondérant est « individuelle non attenante » en zone urbaine (50%) et « individuelle attenante » en zone périphérique (80%).

Annexe 14. Consommation en énergie des résidences

Cette annexe précise les démarches qui ont permis d'estimer les demandes énergétiques des résidences unifamiliales construites ou évitées grâce au redéveloppement de la FIU. La source des données est la base de données sur la consommation énergétique mise en ligne par l'Office de l'efficacité énergétique de Ressources naturelles Canada (Office of Energy Efficiency, 2004). Les données utilisées concernent la Province de Québec.

Les types de demande qui nous intéressent dans ce projet sont celles pouvant varier selon la localisation « urbaine » ou « périphérique » de la résidence. Il a été démontré ailleurs dans ce projet de recherche que les résidences en milieu urbain sont majoritairement de type « individuelles attenantes » (*semi-attached*) alors que celles en périphérie sont plutôt de type « individuelles non attenantes » (*detached*). N'ayant pas le même nombre de murs exposés, les besoins énergétiques pour le chauffage différeront selon le type de construction. Les surfaces de plancher de ces résidences variant également, il faut donc aussi en tenir compte pour estimer les demandes énergétiques.

Trois types de demandes énergétiques sont pris en compte : (1) la demande pour le chauffage, (2) la demande pour la climatisation et (3) la demande pour l'éclairage.

La demande en énergie pour le chauffage (besoins thermiques bruts) par type de résidence pour les maisons construites entre 1996 et 2000 est fournie directement dans la base de données et est de 83 GJ/unité/année pour les résidences individuelles non attenantes et de 61 GJ/unité/année pour les résidences individuelles attenantes.

Les besoins énergétiques pour la climatisation et l'éclairage ne sont pas distingués selon le type de résidence mais uniquement en fonction de la surface de plancher. La consommation associée à la climatisation est de 23,0 MJ/m^2/année, et celle associée à l'éclairage est de 44,0 MJ/m^2/année (moyenne calculée sur 13 ans). Il a donc été nécessaire de calculer la surface moyenne de plancher par type de résidence pour les

résidences construites entre 1996 et 2000. Deux types de données étaient disponibles pour effectuer ce calcul : (1) la surface de plancher construite entre 1996 et 2000, par type de résidence; et (2) le nombre de résidences (par type) construites pendant la même période. En divisant (1) par (2), on obtient la surface moyenne des résidences construites pendant cette période. Ces données et les résultats de ce calcul sont présentés au Tableau A14-1.

Tableau A14- 1 : Calcul de la superficie moyenne des résidences unifamiliales construites entre 1996 et 2000

		Individuelle non-attenante	Individuelle attenante
Nombre de résidences construites entre 1996 et 2000	[Unités]	126 559	38 651
Surface de plancher construite entre 1996 et 2000	[10^6 m^2]	18,95	4,69
Surface de plancher moyenne	[m^2/unité]	149,7	121,3

Les trois types de besoins énergétiques, par type de résidence sur une base annuelle, sont présentés au Tableau A14-2.

Tableau A14- 2 : Besoins énergétique des résidences, MJ/année

Type de consommation	Résidence individuelle non-attenante	Résidence individuelle attenante
Chauffage (besoins thermiques bruts)	83	61
Climatisation (électricité)	3,4	2,8
Éclairage (électricité)	6,6	5,3

Annexe 15. Calcul des distances de transport pour la phase d'occupation

A15.1 Introduction

Les impacts tertiaires associés à la réoccupation du site des Ateliers Angus tiennent compte, entre autre, de la différence entre les impacts du transport des résidents s'installant sur ce site et le transport (évité) des résidents ne s'installant pas sur d'autres sites (développements évités). Il est supposé que l'emplacement des développements résidentiels (encourus et évités) influence la distance moyenne de transport des résidents. Cette distance, comme il a été discuté dans la revue de la littérature, devrait être plus grande pour des résidents de sites en périphérie que pour des résidents de sites en milieu urbain.

Cette annexe présente la procédure utilisée pour calculer les distances totales de transport motorisé par ménage, par zone et par année. Cette procédure est représentée à la Figure A15-1. Trois sources de données sont utilisées :

1) Une enquête Origine-Destination (OD) effectuée pour la Région Métropolitaine de Montréal (RMM) en 1998, année de la réhabilitation du site ([anon], 1999). On y retrouve comme information utile pour les calculs effectués ici :

- le découpage du territoire de la RMM en 100 secteurs municipaux;
- pour chacun des secteurs municipaux (*i*), le nombre de déplacements vers les 99 autres secteurs municipaux (*j*) et vers l'extérieur de la RMM, par mode de transport et par motif de déplacement;
- le nombre de ménages par secteurs municipaux.

2) Des données sur les distances entre chacun des secteurs municipaux, fournies pour ce projet de recherche par le Ministère des Transports du Québec (Nay Sour, 2004).

3) Les recensements du Canada des années 1996 et 2001(Statistics Canada, 1997; Statistics Canada, 2002), utilisés pour calculer le nombre de nouvelles maisons unifamiliales construites lors de cette période. Ces données serviront pour la

pondération de l'information au niveau des secteurs municipaux et pour obtenir (nécessaire au calcul) des moyennes au niveau des zones « urbaines » et « périphériques ».

L'objectif précis de la manipulation de ces données est de calculer les impacts du transport par année et par ménage pour les zones « urbaines » et « périphériques » et pour le secteur municipal de Rosemont.

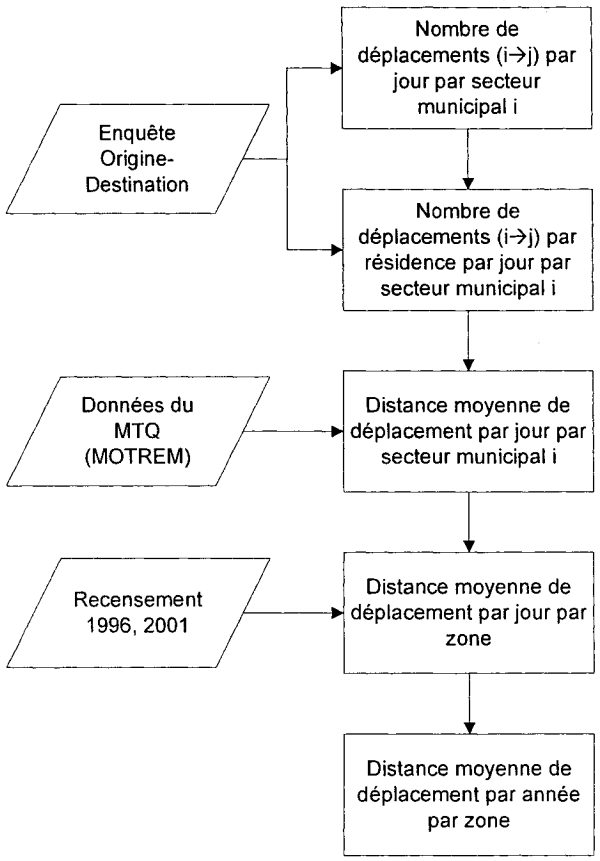


Figure A15- 1 : Survol de la procédure utilisée pour calculer les distances de transport

Vu le très grand nombre de secteurs municipaux composant les zones (100 au total), l'ensemble des données n'est pas reproduit dans cette annexe. Pour bien expliquer la démarche, un exemple simplifié est utilisé, concernant une région métropolitaine fictive, (voir Figure A15-2). Pour l'exemple, l'objectif est de calculer la distance

moyenne de transport par ménage pour la zone urbaine (secteurs 1, 2 et 3) et pour la zone périphérique (secteurs 4, 5 et 6).

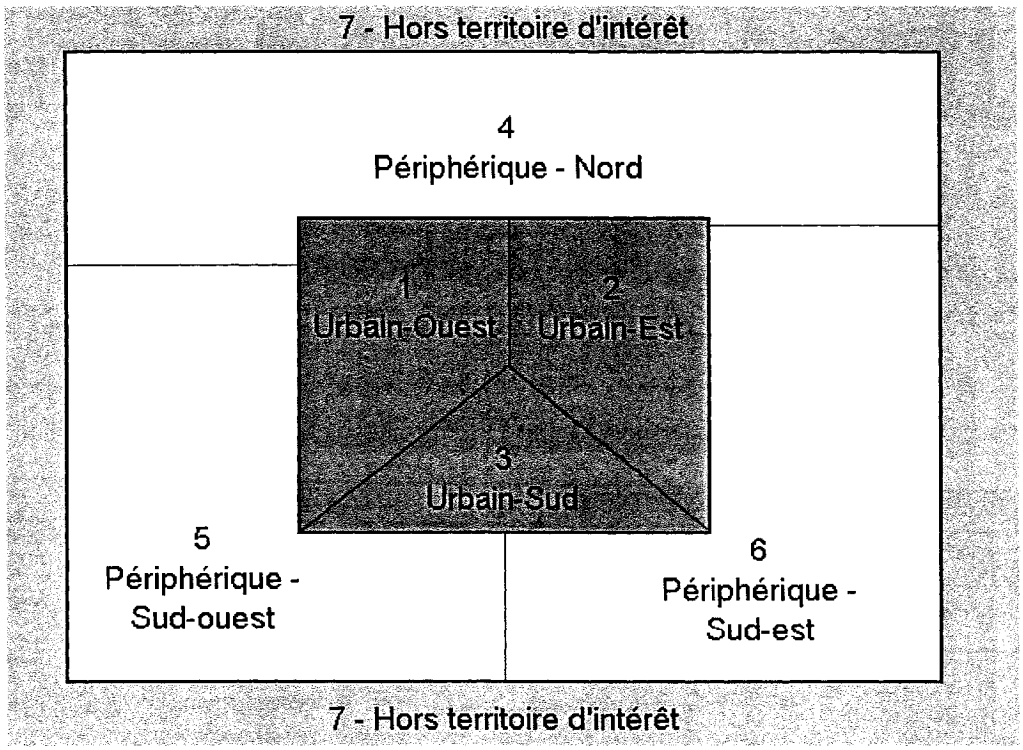


Figure A15- 2 : Territoire de la région métropolitaine fictive servant d'exemple

A15.2 Données sur le transport intra- et inter-municipal par jour de la semaine

Une « matrice OD » est une matrice présentant le nombre de déplacements par unité de temps d'un secteur *i* vers un secteur *j*. Les origines *i* sont placées en lignes et les origines sont placées en colonnes, de façon à ce qu'un élément D_{ij} représente le nombre de déplacements de *i* vers *j*. Un élément D_{ij} où *i=j* représente le nombre de déplacements intra-municipaux effectués.

On retrouve dans l'Enquête OD de l'année 1998 de la RMM des matrices OD de taille 101x101. Les 100 premières lignes et colonnes représentent des secteurs municipaux de la RMM, et la 101ième ligne et colonne, les secteurs hors RMM. Le nombre de

déplacements est donné par jour de la semaine. Au total, avec les différents motifs de déplacement, modes de transport et périodes, 24 matrices sont disponibles (voir Tableau A15-1).

Tableau A15- 1 : Ensemble des matrices OD disponibles dans l'Enquête OD de 1998 (RMM)

Motif	Mode	Période
Travail	Tous	24 heures
Études	Tous	24 heures
Autres sans retour	Tous	24 heures
Tous	Tous	24 heures
Tous	Automobiles	24 heures
Tous	Automobile conducteur	24 heures
Tous	Transport collectif	24 heures
Tous	Bimodal	24 heures
Tous	Tous modes motorisés	24 heures
Tous sauf retour	Automobiles	24 heures
Tous sauf retour	Automobile conducteur	24 heures
Tous sauf retour	Transport collectif	24 heures
Tous sauf retour	Bimodal	24 heures
Tous sauf retour	Tous modes motorisés	24 heures
Tous sauf retour	Tous	24 heures
Travail	Tous	AM
Études	Tous	AM
Autres sans retour	Tous	AM
Tous	Tous	AM
Tous	Automobile	AM
Tous	Automobile conducteur	AM
Tous	Transport collectif	AM
Tous	Bimodal	AM
Tous	Tous modes motorisés	AM

Pour ce projet, l'intérêt porte sur les déplacements récurrents (aller-retour) par jour de la semaine, effectués par des ménages situés dans un secteur *i*. Etant donnés les sérieux problèmes d'imputation en ACV pour le transport collectif, il a été décidé de ne tenir compte que des déplacements en voiture. Suite à une discussion avec un membre de MADITUC, groupe de recherche ayant piloté l'enquête OD, il a été convenu que les déplacements effectué avant midi peuvent servir d'estimation pour les déplacements de

type « aller », et que pour le retour, il suffit de multiplier ces données par deux (Morency, 2003).

Le Tableau A15-2 présente une matrice OD pour les déplacements effectués avant midi pour le territoire fictif, désigné par $\mathbf{D}_{AM}$. On peut y lire, par exemple, à l'élément $(D_{AM})_{4,2}$, que les résidents du secteur « périphérie Nord » effectuent en moyenne 1200 déplacements le matin vers le secteur « urbain Est ».

Tableau A15- 2 : Matrice OD – Nombre moyen de déplacements en voiture (conducteur) effectués du secteur i vers le secteur j avant midi, par jour de la semaine

Secteur		1	2	3	4	5	6	7
Urbain-O	1	1400	2100	1800	1200	1100	700	500
Urbain-E	2	1100	1700	2000	500	600	700	300
Urbain-S	3	1300	1500	1700	400	400	300	200
Périphérique-N	4	1400	1200	600	800	550	400	600
Périphérique-SO	5	1200	1100	1300	500	600	600	400
Périphérique-SE	6	900	1200	1300	400	600	500	300
Hors territoire	7	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a

Pour estimer les déplacements aller-retour, chaque déplacement de la matrice D_{AM} a été multiplié par deux. A titre d'exemple, ces résultats sont rassemblés dans une matrice nommée $\mathbf{D}_{tot}$ et présentés au Tableau A15-3.

Tableau A15- 3 : Nombre moyen de déplacements en voiture (conducteur) entre les secteurs i et j imputable à l'ensemble des ménages du secteur i, par jour de la semaine

Secteur		1	2	3	4	5	6	7
Urbain-O	1	2800	4200	3600	2400	2200	1400	1000
Urbain-E	2	2200	3400	4000	1000	1200	1400	600
Urbain-S	3	2600	3000	3400	800	800	600	400
Périphérique-N	4	2800	2400	1200	1600	1100	800	1200
Périphérique-SO	5	2400	2200	2600	1000	1200	1200	800
Périphérique-SE	6	1800	2400	2600	800	1200	1000	600
Hors territoire	7	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a

Il faut noter que cette opération enfreint la convention stricte des matrices OD : les retours $j \rightarrow i$ devraient en fait être ajoutés aux éléments $(D_{AM})_{ji}$ plutôt que $(D_{AM})_{ij}$. Cependant, cela ne permettrait pas d'imputer les déplacements $j \rightarrow i$ aux ménages des secteurs d'origine i, et donc de calculer les distances totales imputables à ces ménages.

A15.3 Calcul du nombre de déplacements inter et intra-municipaux par ménage et jour de la semaine

Le nombre de ménages (en 1998) par secteur municipal est disponible directement dans l'enquête OD. Pour obtenir le nombre de déplacements total $i \rightarrow j$ et $j \rightarrow i$ imputable à chaque ménage d'un secteur i, il suffit de diviser les éléments $(D_{tot})_{ij}$ par le nombre de ménages du secteur i.

Le nombre de ménages pour les secteurs municipaux fictifs est présenté dans le Tableau A15-5. Le A15-5 présente, quant à lui, le nombre de déplacements imputable à un ménage d'un secteur municipal i, rassemblé dans une matrice nommée $\tilde{\mathbf{D}}_{tot}$.

Tableau A15- 4 : Nombre de ménages par secteur municipal, 1998

Secteur		Nombre de ménages
Urbain-O	1	10000
Urbain-E	2	7500
Urbain-S	3	6000
Périphérique-N	4	5000
Périphérique-SO	5	5500
Périphérique-SE	6	4000

Tableau A15- 5 : Matrice des déplacements totaux en voiture (conducteur) entre les secteurs i et j imputable à un ménage du secteur i, par jour de la semaine

Secteurs		1	2	3	4	5	6	7
Urbain-O	1	0,28	0,42	0,36	0,24	0,22	0,14	0,10
Urbain-E	2	0,29	0,45	0,53	0,13	0,16	0,19	0,08
Urbain-S	3	0,43	0,50	0,57	0,13	0,13	0,10	0,07
Périphérique-N	4	0,56	0,48	0,24	0,32	0,22	0,16	0,24
Périphérique-SO	5	0,44	0,40	0,47	0,18	0,22	0,22	0,15
Périphérique-SE	6	0,45	0,60	0,65	0,20	0,30	0,25	0,15
Hors territoire	7	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a

A15.4 Calcul des distances de déplacement par ménage par jour de la semaine

Afin de calculer la distance moyenne parcourue en voiture par ménage d'un secteur municipal *i* par jour de la semaine, les éléments de la matrice $\tilde{\mathbf{D}}_{tot}$ doivent être multipliés par la distance moyenne d'un déplacement entre *i* et *j*. Pour les éléments $(\tilde{D}_{tot})_{ij}$ où *i=j*, cela représente simplement la distance moyenne d'un déplacement à l'intérieur d'un secteur municipal *i*.

Ces distances, calculées par le logiciel de simulation de transport MOTREM (Tremblay, 2002) ont été fournies directement par le Ministère de Transport du Québec (Nay Sour, 2004). Les distances ont été simulées pour un voyage effectué le matin en heure de pointe. Les distances des déplacements de/vers les secteurs hors RMM étaient subdivisés en 5 : les déplacements de/vers Lachute, Joliette, Sorel, Hemmingford et l'Ontario.

Le Tableau A15-6 présente la matrice des distances moyennes séparant les secteurs municipaux de la région métropolitaine fictive, nommée matrice **X**. Comme dans le cas du territoire de la RMM, la zone à l'extérieur du territoire d'intérêt a été subdivisée ici en 2 plutôt qu'en 5.

On peut noter que la matrice **X** n'est pas symétrique, i.e. que les distances de parcours entre *i* et *j* ne sont pas exactement égales à celles entre *j* et *i*. Cela s'explique, en partie, par le fait que les usagers modifient leur parcours en fonction du trafic sur les routes. Il

est supposé ici (1) que les distances calculées pour se rendre de *i* à *j* en heure de pointe le matin sont valides pour tous les déplacements avant midi, et (2) que les distances entre *j* et *i* l'après-midi sont égales aux distances entre *i* et *j* le matin.

Précisons aussi qu'un total de 7 distances intra-municipales n'étaient pas disponibles dans le fichier de données fourni par le MTQ. Ces données ont été remplacées par la valeur 0.

Tableau A15- 6 : Matrice de distance x séparant les secteurs municipaux (km) X

Secteurs		1	2	3	4	5	6	7a	7b
Urbain-O	1	2	4	3	14	17	24	22	28
Urbain-E	2	5	2	4	13	21	17	24	27
Urbain-S	3	3	5	3	18	10	12	37	21
Périphérique-N	4	15	12	20	6	15	14	34	38
Périphérique-SO	5	18	23	9	16	7	15	32	20
Périphérique-SE	6	25	18	10	15	14	6	19	21
Hors territoire (N)	7a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Hors territoire (S)	7b	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a

Les matrices **X** et $\tilde{\mathbf{D}}_{tot}$ ne sont pas de la même dimension, du fait que les déplacements vers des secteurs hors RMM sont subdivisés dans la matrice **X**. Il est donc nécessaire de subdiviser les données de déplacement entre ces différents sous-secteurs. Puisque aucune information n'était disponible sur la répartition de ces déplacements hors RMM, il a été décidé de simplement diviser ce nombre de déplacements par le nombre de subdivisions. Ainsi dans l'exemple, les déplacements vers la zone « hors territoire » sont divisés par deux : dans le calcul réellement effectué, ces déplacements ont évidemment été divisés par 5. La nouvelle matrice servant d'exemple, nommée $\tilde{\mathbf{D}}'_{tot}$, est présentée dans le Tableau A15-7.

Tableau A15- 7 : Matrice de déplacements totaux en voiture (conducteur) entre les secteurs i et j imputable à un ménage du secteur i, par jour de la semaine, corrigée pour les déplacements hors RMM

Secteur		1	2	3	4	5	6	7a	7b
Urbain-O	1	0,28	0,42	0,36	0,24	0,22	0,14	0,05	0,05
Urbain-E	2	0,29	0,45	0,53	0,13	0,16	0,19	0,04	0,04
Urbain-S	3	0,43	0,50	0,57	0,13	0,13	0,10	0,03	0,03
Périphérique-N	4	0,56	0,48	0,24	0,32	0,22	0,16	0,12	0,12
Périphérique-SO	5	0,44	0,40	0,47	0,18	0,22	0,22	0,07	0,07
Périphérique-SE	6	0,45	0,60	0,65	0,20	0,30	0,25	0,08	0,08
Hors territoire (N)	7a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Hors territoire (S)	7b	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a

Les distances moyennes par jour de la semaine et par ménage d'un secteur *i* pour les déplacements aller retour entre *i* et *j* sont ensuite simplement calculées en multipliant le nombre de déplacements par la distance entre les deux secteurs. Pour connaître la distance totale de transport imputable à chacun des secteurs municipaux, il faut simplement faire la somme de ces distances. Ces distances sont données dans le Tableau A15-8.

Tableau A15- 8 : Distances moyennes par ménage par jour de la semaine entre les secteurs d'origines i et j

Secteur		1	2	3	4	5	6	7a	7b	Tot.
Urbain-O	1	0,6	1,7	1,1	3,4	3,7	3,4	1,1	1,4	16,3
Urbain-E	2	1,5	0,9	2,1	1,7	3,4	3,2	1,0	1,1	14,8
Urbain-S	3	1,3	2,5	1,7	2,4	1,3	1,2	1,2	0,7	12,4
Périphé-rique-N	4	8,4	5,8	4,8	1,9	3,3	2,2	4,1	4,6	35,1
Périphé-rique-SO	5	7,9	9,2	4,3	2,9	1,5	3,3	2,3	1,5	32,8
Périphé-rique-SE	6	11,3	10,8	6,5	3,0	4,2	1,5	1,4	1,6	40,3
Hors territoire N	7a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Hors territoire S	7b	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a

A15.6 Distance moyenne de déplacement par ménage par journée de la semaine et par zone

Les données de distances par secteur municipal sont trop désagrégées pour être utiles : en effet, le modèle utilisé pour calculer les impacts tertiaires ne permet pas de prédire dans quel secteur municipal les développements évités sont situés, mais permet plutôt d'estimer la probabilité que ces développements se trouveront en zone « urbaine » ou en zone « périphérique ». Il est donc nécessaire de calculer une distance de transport moyenne pour les ménages sur ces zones. Pour y arriver, il est supposé ici que la probabilité qu'une résidence évitée dans une zone se trouve dans un secteur donné est directement proportionnelle au nombre de résidences unifamiliales qui ont été construites dans ce secteur pendant la période à l'étude. La distance moyenne par zone est la moyenne des distances des secteurs municipaux se trouvant dans les zones pondérée par ces probabilités.

Des données sur la construction de résidences ont été trouvées dans les Recensements du Canada pour les années 1996 et 2001 par subdivision de recensement (Statistics Canada, 1997, Statistics Canada, 2002).

Dans la plupart des cas, les subdivisions de recensement collent bien aux définitions de secteurs municipaux utilisées dans les matrices OD. Cinq problèmes ont été rencontrés :

- 26 secteurs municipaux de la zone « périphérique » sont constitués de plus d'une subdivision de recensement. Il a donc été nécessaire de calculer le nombre de nouvelles résidences unifamiliales par subdivision de recensement et ensuite de faire la somme pour calculer le nombre de nouvelles résidences unifamiliales par secteur municipal. Le secteur municipal « Carignan, Chambly », comprenant les subdivisions de recensement Carignan et Chambly, est un exemple de cette situation.
- La subdivision de recensement « Montréal » comprend au total 14 secteurs municipaux. La construction de résidences unifamiliale de cette subdivision de recensement a été répartie également entre les 14 secteurs municipaux.

- La subdivision de recensement « Laval » comprend au total 8 secteurs municipaux. La construction de résidences unifamiliales de cette subdivision de recensement a été répartie également entre les 8 secteurs municipaux.
- Sept des secteurs municipaux ont subit des réductions du nombre de résidences unifamiliales. Ces secteurs municipaux ont été exclus de la moyenne pondérée.
- Aucune information n'était disponible pour un des secteurs municipaux (Kanawake). Ce secteur a aussi été exclu de la pondération.

Des données de construction de résidences unifamiliales fictives au niveau des subdivisions sont présentées dans le Tableau A15-9. Le secteur 6 est supposé être composé de deux subdivisions de recensement. Le Tableau A15-10 présente ensuite ces données au niveau des secteurs municipaux.

Tableau A15- 9 : Données sur la construction de résidences unifamiliales au niveau des subdivisions de recensement

Secteur		Résidences unifamiliales (1996)	Résidences unifamiliales (2001)	Différence
Urbain-O	1	1200	1300	100
Urbain-E	2	3000	3400	400
Urbain-S	3	2500	2450	-50
Périphérique-N	4	4000	4500	500
Périphérique-SO	5	4500	5200	700
Périphérique-SE-1	6a	1500	2000	500
Périphérique-SE-2	6b	1750	1700	-50

Tableau A15- 10 : Données sur la construction de résidences unifamiliales au niveau des secteurs municipaux

Secteur		Nouvelles résidences unifamiliales entre 1996 et 2001
Urbain-O	1	100
Urbain-E	2	400
Urbain-S	3	0
Périphérique-N	4	500
Périphérique-SO	5	700
Périphérique-SE	6	450

La somme pondérée est ensuite calculée comme suit :

$$x_{urbain} = \frac{\sum_i nb_i \times x_i}{\sum_i nb_i}$$ pour tous les *i* d'une zone donnée,

avec

nb_i=le nombre de nouvelles résidences unifamiliales construites sur le secteur municipal *i* et

x_i=la distance moyenne parcourue par ménage du secteur municipal *i*.

Ces distances moyennes pondérées par zone sont présentées pour l'exemple dans le Tableau A15-11.

Tableau A15- 11 : Distance par ménage par journée, au niveau des zones

Zone	Secteurs municipaux	Distance total/jour (km)
Urbaine	1,2,3	15,11
Périphérique	4,5,6	35,52

A15.7 Distance moyenne de déplacement par ménage par année par zone

Il est supposé qu'une année comprend 240 jours, estimation du nombre de jours ouvrables pour laquelle ces calculs sont représentatifs. La distance moyenne par ménage par zone est donc 240 fois la distance par journée (Tableau A15-12).

Tableau A15- 12 : Distances moyenne par résidence par année

Zone	Secteurs municipaux	Distance totale/année (km)
Urbaine	1,2,3	3626
Périphérique	4,5,6	8524

A15.8 Résultats

Les distances véritablement calculées pour les zones « urbaines » et « périphériques de la Région Métropolitaine de Montréal sont présentées au Tableau A15-13. Il est supposé que la distance obtenue pour le secteur individuel « Rosemont Petite Patrie » s'applique aux résidences construites sur le site Angus. Les distances moyennes pour

les zones « urbaines » et « périphériques » sont respectivement 127% et 448% de celle du site Angus. Les impacts tertiaires du transport seront donc négatifs (i.e. bon pour l'environnement).

Tableau A15- 13 : Distances de transport des résidents utilisées pour le calcul des impacts tertiaires

Zone	km/résidence/jour	km/résidence/année	% distance Angus
Rosemont-Petite Patrie	7,39	1770	100% (Hypothèse)
Montréal « urbain »	9,37	2250	127%
Montréal « périphérique »	33,11	7950	448%

Annexe 16. Résultats de l'ACV-A, indicateurs de problèmes et de dommages

Le Tableau A16-1 présente les impacts secondaires (indicateurs de problèmes) calculés par ACV-A pour les deux options d'intervention sur la FIU. Le Tableau A16-2 présente ensuite la contribution de ces indicateurs de problèmes aux indicateurs de dommages. Il est à noté que (1) pour les dommages à la qualité des écosystèmes, aucun facteur de conversion n'existe pour transformer les indicateurs d'acidification [kg_{eq} SO_2] et d'eutrophisation [kg_{eq} PO_4^{---}] en dommages [PDF*m^2*yr] et que (2) seule l'indicateur « réchauffement de la planète » contribue à la catégorie de dommages « changements climatiques ».

Tableau A16-1 : Impacts secondaires – Indicateurs de problèmes et de dommages (ACV-A)

Indicateur	Unités	Réhabilitation				Recou-vrement
		Déconta-mination	Gestion des infrastruct.	Remblayage	Total	
Santé humaine						
Substances cancérogènes	[kg_{eq} chloroethylene]	1.1E+3	6.1E+1	2.6E+2	1.5E+3	3.9E+1
Substances non-cancér.	[kg_{eq} chloroethylene]	7.0E+3	1.7E+2	1.7E+3	8.9E+3	2.9E+2
Respiratoire (inorg.)	[kg_{eq} PM2.5]	5.0E+2	4.8E+1	9.9E+1	6.5E+2	1.8E+1
Rayonnement ionisant	[Be_{eq} C-14]	2.3E+3	1.1E+2	1.1E+3	3.5E+3	7.4E+1
Appauv. couche d'O_3	[kg_{eq} CFC-11]	6.1E-2	3.4E-3	9.5E-3	7.4E-2	1.8E-3
Respiratoire (org.)	[kg_{eq} ethylene]	3.5E+2	1.7E+1	6.9E+1	4.4E+2	1.3E+1
Qualité des écosystèmes						
Écotoxicité aquatique	[kg_{eq} triethylene glycol]	1.5E+8	6.8E+6	4.5E+7	2.0E+8	5.6E+6
Écotoxicité terrestre	[kg_{eq} triethylene glycol]	8.0E+6	2.5E+5	1.8E+6	1.0E+7	3.2E+5
Acid./nutrif.terrestre	[kg_{eq} SO_2]	1.3E+4	1.5E+3	2.5E+3	1.7E+4	4.7E+2
Occupation du territoire	[$m^2{}_{eq}$ terres arables org.]	2.5E+4	4.7E+1	9.6E+3	3.5E+4	7.4E+1
Acidification aquatique	[kg_{eq} SO_2]	4.1E+2	3.9E+1	7.8E+1	5.3E+2	1.2E+1
Eutrophisation aquatique	[kg_{eq} PO_4^{---}]	3.0E+1	3.0E+0	6.3E+0	3.9E+1	1.1E+0
Changement climatique						
Réchauff. de la planète	[kg_{eq} CO_2]	2.6E+5	2.7E+4	5.4E+4	3.4E+5	9.9E+3
Ressources						
Énergie non renouvelable	[MJ primaire non renouv.]	5.8E+6	4.1E+5	9.7E+5	7.2E+6	1.7E+5
Extraction de minéraux	[MJ surplus]	2.3E+3	1.7E+2	8.7E+2	3.3E+3	9.7E+1

Tableau A16-2 : Impacts secondaires - contribution des problèmes aux dommages (ACV-A)

Indicateur	Réhabilitation				Recouvrement
	Déconta-mination	Gestion des infrastructures	Remblayage	Total	
Santé humaine					
Substances cancérogènes	0%	0%	1%	0%	0%
Substances non-cancér.	3%	1%	3%	3%	3%
Respiratoire (inorg.)	97%	99%	96%	97%	96%
Rayonnement ionisant	0%	0%	0%	0%	0%
Appauv. couche d'O_3	0%	0%	0%	0%	0%
Respiratoire (org.)	0%	0%	0%	0%	0%
Qualité des écosystèmes					
Écotoxicité aquatique	7%	9%	8%	7%	8%
Écotoxicité terrestre	57%	51%	48%	55%	75%
Acid./nutrification terrestre	12%	39%	9%	12%	15%
Occupation du territoire	24%	1%	35%	26%	2%
Acidification aquatique	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Eutrophisation aquatique	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Changement climatique					
Réchauff. de la planète	100%	100%	100%	100%	100%
Ressources					
Énergie non renouvelable	100%	100%	100%	100%	100%
Extraction de minéraux	0%	0%	0%	0%	0%

Annexe 17. Résultats de l'ACV-C, indicateurs de problèmes et de dommages

Le Tableau A17-1 présente les impacts secondaires (indicateurs de problèmes) calculés par ACV-C pour les deux options d'intervention sur la FIU. Le Tableau A17-2 présente ensuite la contribution de ces indicateurs de problèmes aux indicateurs de dommages. Il est à noté que (1) pour les dommages à la qualité des écosystèmes, aucun facteur de conversion n'existe pour transformer les indicateurs d'acidification [kg_{eq} SO_2] et d'eutrophisation [kg_{eq} PO_4^{---}] en dommages [PDF*m^2*yr] et que (2) seule l'indicateur « réchauffement de la planète » contribue à la catégorie de dommages « changements climatiques ».

Tableaux 17-1 Impacts secondaires - indicateurs de problèmes et des dommages (ACV-C)

Indicateur	Unités	Déconta-mination	Encourus Gestion des infrastruct.	Remblayage	Évités Recou-vrement	Total
Santé humaine						
Substances cancérogènes	[kg_{eq} chloroethylene]	1.1E+3	-2.3E+2	7.0E+2	2.3E+2	1.1E+3
Substances non-cancér.	[kg_{eq} chloroethylene]	7.0E+3	-8.0E+2	4.3E+3	1.4E+3	7.0E+3
Respiratoire (inorg.)	[kg_{eq} PM2.5]	5.0E+2	-1.1E+1	2.4E+2	8.0E+1	5.0E+2
Rayonnement ionisant	[Be_{eq} C-14]	2.3E+3	-4.5E+3	3.9E+3	1.3E+3	2.3E+3
Appauv. couche d'O_3	[kg_{eq} CFC-11]	6.1E-2	2.1E-4	2.2E-2	7.3E-3	6.1E-2
Respiratoire (org.)	[kg_{eq} ethylene]	3.5E+2	-3.5E+0	1.6E+2	5.4E+1	3.5E+2
Qualité des écosystèmes						
Écotoxicité aquatique	[kg_{eq} triethylene glycol]	1.5E+8	-7.7E+7	1.3E+8	4.5E+7	1.5E+8
Écotoxicité terrestre	[kg_{eq} triethylene glycol]	8.0E+6	-5.1E+5	4.5E+6	1.5E+6	8.0E+6
Acid./nutrif.terrestre	[kg_{eq} SO_2]	1.3E+4	2.6E+2	5.9E+3	2.0E+3	1.3E+4
Occupation du territoire	[m^2_{eq} terres arables org.]	2.5E+4	-1.8E+4	3.9E+4	1.3E+4	2.5E+4
Acidification aquatique	[kg_{eq} SO_2]	4.1E+2	-5.7E+1	2.1E+2	6.9E+1	4.1E+2
Eutrophisation aquatique	[kg_{eq} PO_4^{---}]	3.0E+1	-1.5E+0	1.6E+1	5.4E+0	3.0E+1
Changement climatique						
Réchauff. de la planète	[kg_{eq} CO_2]	2.6E+5	-5.9E+3	1.3E+5	4.3E+4	2.6E+5
Ressources						
Énergie non renouvelable	[MJ primaire non renouv.]	5.8E+6	-3.6E+5	2.4E+6	8.0E+5	5.8E+6
Extraction de minéraux	[MJ surplus]	2.3E+3	-1.8E+3	2.7E+3	8.9E+2	2.3E+3

Tableau A17-2 : Impacts secondaires - contribution des problèmes aux dommages (ACV-C)

Indicateur	Encourus			Évités	Total
	Déconta-mination	Gestion des infrastructures	Remblayage	Recouvrement	
Santé humaine					
Substances cancérogènes	0%	4%	1%	1%	0%
Substances non-cancér.	3%	13%	4%	4%	3%
Respiratoire (inorg.)	97%	84%	96%	96%	97%
Rayonnement ionisant	0%	0%	0%	0%	0%
Appauv. couche d'O_3	0%	0%	0%	0%	0%
Respiratoire (org.)	0%	0%	0%	0%	0%
Qualité des écosystèmes					
Écotoxicité aquatique	7%	14%	7%	7%	7%
Écotoxicité terrestre	57%	15%	39%	39%	57%
Acid./nutrification terrestre	12%	1%	7%	7%	12%
Occupation du territoire	24%	70%	47%	47%	24%
Acidification aquatique	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Eutrophisation aquatique	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Changement climatique					
Réchauff. de la planète	100%	100%	100%	100%	100%
Ressources					
Énergie non renouvelable	100%	100%	100%	100%	100%
Extraction de minéraux	0%	0%	0%	0%	0%

Annexe 18. Comparaison des impacts des développements sur différents sites

Le Tableau A18-1 présente les impacts tertiaires (indicateurs de problèmes) calculés par ACV-C pour les trois types de site pour la phase de développement. Le Tableau A18-2 présente ensuite la contribution de ces indicateurs de problèmes aux indicateurs de dommages. Il est à noté que (1) pour les dommages à la qualité des écosystèmes, aucun facteur de conversion n'existe pour transformer les indicateurs d'acidification [kg_{eq} SO_2] et d'eutrophisation [kg_{eq} PO_4^{---}] en dommages [PDF*m^2*yr] et que (2) seule l'indicateur « réchauffement de la planète » contribue à la catégorie de dommages « changements climatiques ».

Tableau A18-1 : Impacts secondaires - indicateurs de problèmes et des dommages (ACV-C)

Indicateur	Unités	Angus	Urbain	Périphérique
Santé humaine				
Substances cancérogènes	[kg_{eq} chloroethylene]	4.6E+2	4.6E+2	1.1E+3
Substances non-cancér.	[kg_{eq} chloroethylene]	3.3E+3	3.3E+3	7.8E+3
Respiratoire (inorg.)	[kg_{eq} PM2.5]	7.8E+1	7.8E+1	1.8E+2
Rayonnement ionisant	[Be_{eq} C-14]	7.7E+2	7.7E+2	1.8E+3
Appauv. couche d'O_3	[kg_{eq} CFC-11]	2.1E-3	2.1E-3	5.0E-3
Respiratoire (org.)	[kg_{eq} ethylene]	2.6E+1	2.6E+1	6.3E+1
Qualité des écosystèmes				
Écotoxicité aquatique	[kg_{eq} triethylene glycol]	8.1E+7	8.1E+7	1.9E+8
Écotoxicité terrestre	[kg_{eq} triethylene glycol]	4.2E+6	4.2E+6	9.9E+6
Acid./nutrif.terrestre	[kg_{eq} SO_2]	1.0E+3	1.0E+3	2.5E+3
Occupation du territoire	[m^2_{eq} terres arables org.]	9.6E+2	9.6E+2	-3.0E+4
Acidification aquatique	[kg_{eq} SO_2]	1.4E+2	1.4E+2	3.3E+2
Eutrophisation aquatique	[kg_{eq} PO_4^{---}]	6.4E+0	6.4E+0	1.5E+1
Changement climatique				
Réchauff. de la planète	[kg_{eq} CO_2]	4.6E+4	4.6E+4	1.1E+5
Ressources				
Énergie non renouvelable	[MJ primaire non renouv.]	6.0E+5	6.0E+5	1.4E+6
Extraction de minéraux	[MJ surplus]	5.6E+2	5.6E+2	1.3E+3

Tableau A18-2 : Impacts tertiaires (développement) - contributions des problèmes aux dommages (ACV-C)

Indicateur	Angus	Urbain	Périphérique
Santé humaine			
Substances cancérogènes	1%	1%	1%
Substances non-cancér.	8%	8%	8%
Respiratoire (inorg.)	91%	91%	91%
Rayonnement ionisant	0%	0%	0%
Appauv. couche d'O_3	0%	0%	0%
Respiratoire (org.)	0%	0%	0%
Qualité des écosystèmes			
Écotoxicité aquatique	10%	10%	8%
Écotoxicité terrestre	84%	84%	64%
Acid./nutrification terrestre	3%	3%	2%
Occupation du territoire	3%	3%	27%
Acidification aquatique	n/d	n/d	n/d
Eutrophisation aquatique	n/d	n/d	n/d
Changement climatique			
Réchauff. de la planète	100%	100%	100%
Ressources			
Énergie non renouvelable	100%	100%	100%
Extraction de minéraux	0%	0%	0%

Annexe 19. Comparaison des impacts de l'occupation de différents sites

Le Tableau A19-1 présente les impacts tertiaires (indicateurs de problèmes) calculés par ACV-C pour les trois types de site pour la phase d'occupation. Le Tableau A19-2 présente ensuite la contribution de ces indicateurs de problèmes aux indicateurs de dommages. Il est à noté que (1) pour les dommages à la qualité des écosystèmes, aucun facteur de conversion n'existe pour transformer les indicateurs d'acidification [kg_{eq} SO_2] et d'eutrophisation [kg_{eq} PO_4^{---}] en dommages [PDF*m^2*yr] et que (2) seule l'indicateur « réchauffement de la planète » contribue à la catégorie de dommages « changements climatiques ».

Tableau A19- 1 : Impacts tertiaires (occupation, 1 an) - indicateurs de problèmes et des dommages (ACV-C)

Indicateur	Unités	Angus	Urbain	Péri-phérique
Santé humaine				
Substances cancérogènes	[kg_{eq} chloroethylene]	2.5E+2	3.1E+2	9.7E+2
Substances non-cancér.	[kg_{eq} chloroethylene]	2.0E+3	2.5E+3	8.3E+3
Respiratoire (inorg.)	[kg_{eq} PM2.5]	7.0E+1	8.3E+1	2.5E+2
Rayonnement ionisant	[Be_{eq} C-14]	1.1E+3	1.3E+3	4.3E+3
Appauv. couche d'O_3	[kg_{eq} CFC-11]	6.3E-3	7.7E-3	2.6E-2
Respiratoire (org.)	[kg_{eq} ethylene]	1.1E+2	1.4E+2	4.8E+2
Qualité des écosystèmes				
Écotoxicité aquatique	[kg_{eq} triethylene glycol]	5.0E+7	6.1E+7	2.0E+8
Écotoxicité terrestre	[kg_{eq} triethylene glycol]	2.9E+6	3.7E+6	1.3E+7
Acid./nutrif.terrestre	[kg_{eq} SO_2]	1.3E+3	1.6E+3	5.5E+3
Occupation du territoire	[$m^2{}_{eq}$ terres arables org.]	1.4E+3	4.6E+3	-4.3E+3
Acidification aquatique	[kg_{eq} SO_2]	1.2E+2	1.5E+2	5.1E+2
Eutrophisation aquatique	[kg_{eq} PO_4^{---}]	6.5E+0	8.0E+0	2.7E+1
Changement climatique				
Réchauff. de la planète	[kg_{eq} CO_2]	6.2E+4	7.4E+4	2.2E+5
Ressources				
Énergie non renouvelable	[MJ primaire non renouv.]	8.1E+5	1.0E+6	3.4E+6
Extraction de minéraux	[MJ surplus]	1.1E+3	1.2E+3	2.6E+3

Tableau A19- 2 : Impacts tertiaires (occupation, 1 an) - contributions des problèmes aux dommages (ACV-C)

Indicateur	Angus	Urbain	Périphérique
Santé humaine			
Substances cancérogènes	1%	1%	1%
Substances non-cancér.	6%	6%	6%
Respiratoire (inorg.)	93%	93%	92%
Rayonnement ionisant	0%	0%	0%
Appauv. couche d'O_3	0%	0%	0%
Respiratoire (org.)	0%	0%	1%
Qualité des écosystèmes			
Écotoxicité aquatique	9%	8%	8%
Écotoxicité terrestre	81%	75%	83%
Acid./nutrification terrestre	5%	4%	5%
Occupation du territoire	5%	13%	4%
Acidification aquatique	n/d	n/d	n/d
Eutrophisation aquatique	n/d	n/d	n/d
Changement climatique			
Réchauff. de la planète	100%	100%	100%
Ressources			
Énergie non renouvelable	100%	100%	100%
Extraction de minéraux	0%	0%	0%

Annexe 20. Impacts tertiaires par scénario d'imputation

Le Tableau A20-1 présente les impacts tertiaires totaux (indicateurs de problèmes) calculés par ACV-C pour les trois scénarios d'imputation. Le Tableau A20-2 présente ensuite la contribution de ces indicateurs de problèmes aux indicateurs de dommages. Il est à noté que (1) pour les dommages à la qualité des écosystèmes, aucun facteur de conversion n'existe pour transformer les indicateurs d'acidification [kg_{eq} SO_2] et d'eutrophisation [kg_{eq} PO_4^{---}] en dommages [PDF*m^2*yr] et que (2) seule l'indicateur « réchauffement de la planète » contribue à la catégorie de dommages « changements climatiques ».

Tableau A20-1 : Impacts tertiaires (totaux) par scénario d'imputation – niveau de problèmes

Indicateur	Unités	Meilleur cas	Plus probable	Pire cas
Santé humaine				
Substances cancérogènes	[kg_{eq} chloroethylene]	-9.5E+5	-9.3E+5	-9.2E+5
Substances non-cancér.	[kg_{eq} chloroethylene]	-3.9E+5	-1.9E+5	-1.5E+5
Respiratoire (inorg.)	[kg_{eq} PM2.5]	-6.7E+3	-1.1E+3	1.3E+2
Rayonnement ionisant	[Be_{eq} C-14]	-1.3E+5	-3.0E+4	-9.1E+3
Appauv. Couche d'O_3	[kg_{eq} CFC-11]	-7.0E-1	-1.1E-1	1.8E-2
Respiratoire (org.)	[kg_{eq} ethylene]	-1.4E+4	-3.1E+3	-6.5E+2
Qualité des écosystèmes				
Écotoxicité aquatique	[kg_{eq} triethylene glycol]	-6.3E+9	-1.8E+9	-7.8E+8
Écotoxicité terrestre	[kg_{eq} triethylene glycol]	-7.4E+8	-4.4E+8	-3.8E+8
Acid./nutrif.terrestre	[kg_{eq} SO_2]	-1.5E+5	-2.3E+4	4.7E+3
Occupation du territoire	[$m^2{}_{eq}$ terres arables org.]	1.1E+6	7.7E+5	7.0E+5
Acidification aquatique	[kg_{eq} SO_2]	-1.5E+4	-3.3E+3	-6.9E+2
Eutrophisation aquatique	[kg_{eq} PO_4^{---}]	-7.7E+2	-1.5E+2	-2.1E+1
Changement climatique				
Réchauff. de la planète	[kg_{eq} CO_2]	-6.2E+6	-1.2E+6	-1.3E+5
Ressources				
Énergie non renouvelable	[MJ primaire non renouv.]	-9.6E+7	-1.8E+7	-5.8E+5
Extraction de minéraux	[MJ surplus]	-5.8E+4	-1.1E+4	-1.2E+3

Tableau A20- 2 : Impacts tertiaires (totaux) par scénario d'imputation – contribution des problèmes aux dommages

Indicateur	Meilleur cas	Plus probable	Pire cas
Santé humaine			
Substances cancérogènes	1%	1%	1%
Substances non-cancér.	7%	7%	7%
Respiratoire (inorg.)	92%	92%	92%
Rayonnement ionisant	0%	0%	0%
Appauv. couche d'O_3	0%	0%	0%
Respiratoire (org.)	1%	1%	1%
Qualité des écosystèmes			
Écotoxicité aquatique	8%	8%	5%
Écotoxicité terrestre	81%	81%	57%
Acid./nutrification terrestre	4%	4%	3%
Occupation du territoire	7%	7%	34%
Acidification aquatique	n/d	n/d	n/d
Eutrophisation aquatique	n/d	n/d	n/d
Changement climatique			
Réchauff. de la planète	100%	100%	100%
Ressources			
Énergie non renouvelable	100%	100%	100%
Extraction de minéraux	0%	0%	0%

Annexe 21. Impacts totaux de l'ACV-C pour la perspective égalitaire

Le Tableau A21-1 présente les impacts totaux (indicateurs de problèmes) calculés par ACV-C pour la perspective égalitaire.

Tableau A21-1 : Impacts totaux du scénario de réhabilitation pour la perspective égalitaire, par scénario d'imputation (ACV-C)

Indicateur	Unités	Meilleur cas	Plus probable	Pire cas
Santé humaine				
Substances cancérogènes	[kg_{eq} chloroethylene]	-9.5E+5	-9.3E+5	-9.2E+5
Substances non-cancér.	[kg_{eq} chloroethylene]	-3.9E+5	-1.9E+5	-1.5E+5
Respiratoire (inorg.)	[kg_{eq} PM2.5]	-6.7E+3	-1.1E+3	1.3E+2
Rayonnement ionisant	[Be_{eq} C-14]	-1.3E+5	-3.0E+4	-9.1E+3
Appauv. couche d'O_3	[kg_{eq} CFC-11]	-7.0E-1	-1.1E-1	1.8E-2
Respiratoire (org.)	[kg_{eq} ethylene]	-1.4E+4	-3.1E+3	-6.5E+2
Qualité des écosystèmes				
Écotoxicité aquatique	[kg_{eq} triethylene glycol]	-6.3E+9	-1.8E+9	-7.8E+8
Écotoxicité terrestre	[kg_{eq} triethylene glycol]	-7.4E+8	-4.4E+8	-3.8E+8
Acid./nutrif.terrestre	[kg_{eq} SO_2]	-1.5E+5	-2.3E+4	4.7E+3
Occupation du territoire	[$m^2{}_{eq}$ terres arables org.]	1.1E+6	7.7E+5	7.0E+5
Acidification aquatique	[kg_{eq} SO_2]	-1.5E+4	-3.3E+3	-6.9E+2
Eutrophisation aquatique	[kg_{eq} PO_4^{---}]	-7.7E+2	-1.5E+2	-2.1E+1
Changement climatique				
Réchauff. de la planète	[kg_{eq} CO_2]	-6.2E+6	-1.2E+6	-1.3E+5
Ressources				
Énergie non renouvelable	[MJ primaire non renouv.]	-9.6E+7	-1.8E+7	-5.8E+5
Extraction de minéraux	[MJ surplus]	-5.8E+4	-1.1E+4	-1.2E+3