



Titre: Impact de l'utilisation des ressources minérales et métalliques dans un contexte cycle de vie : une approche fonctionnelle

Auteur: Vincent De Bruille

Date: 2014

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: De Bruille, V. (2014). Impact de l'utilisation des ressources minérales et métalliques dans un contexte cycle de vie : une approche fonctionnelle [Ph.D. thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/1591/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/1591/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Réjean Samson, Caroline Gaudreault, & Cécile Bulle
Advisors:

Programme: Génie chimique
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

IMPACT DE L'UTILISATION DES RESSOURCES MINÉRALES ET
MÉTALLIQUES DANS UN CONTEXTE CYCLE DE VIE :
UNE APPROCHE FONCTIONNELLE

VINCENT DE BRUILLE

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR
(GÉNIE CHIMIQUE)

DÉCEMBRE 2014

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée:

IMPACT DE L'UTILISATION DES RESSOURCES MINÉRALES ET MÉTALLIQUES
DANS UN CONTEXTE CYCLE DE VIE : UNE APPROCHE FONCTIONNELLE

présentée par : DE BRUILLE Vincent

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 BULLE Cécile, Ph. D., membre et codirectrice de recherche

Mme GAUDREAULT Caroline, Ph. D., membre et codirectrice de recherche

M. TRÉPANIÉ Martin, Ph. D., membre

M. DEWULF Jo, Ph. D., membre

DÉDICACE

À la mémoire de M. Van Velzen – Martinez, à qui je dois ma passion pour la chimie.

REMERCIEMENTS

Ce doctorat représente une étape de ma vie qui fut très enrichissante, autant d'un point de vue professionnel, que personnel. Je tiens à remercier tous ceux qui m'ont accompagné et soutenu, de près ou de loin, tout au long de ces quatre dernières années.

Tout d'abord, je souhaite remercier Réjean pour la confiance qu'il a placée en moi malgré mon profil d'étudiant-athlète qui présente un défi supplémentaire pour la réussite de ce projet doctoral. Merci pour vos conseils d'orientation de la recherche, appuyés sur votre vue d'ensemble, que vous partagiez avec moi lors de nos rencontres et pour votre ouverture à un sujet qui s'éloignait de plus en plus du thème de l'inventaire au fur et à mesure de son avancement.

Un merci particulier à Cécile et Caroline, pour votre suivi tout au long de ces années, m'ayant permis d'affûter l'esprit critique, la rigueur scientifique dont je manquais cruellement avant de commencer ce projet et merci de vos conseils journaliers qui me permettaient de toujours remettre en question mes idées, mes résultats et ma méthode de travail. Un grand merci pour vos conseils honnêtes, intègres, directs qui m'ont permis de faire des progrès notables en matière de rédaction scientifique. Merci pour toutes les heures supplémentaires que vous avez passées à relire mes documents, souvent dans des délais, parfois impossibles, que je vous imposais.

Merci beaucoup Thomas pour tes conseils, ton suivi et tes corrections, ton aide m'a été précieuse pour démarrer ce projet du bon pied. Merci de m'avoir guidé tout au long de l'ascension de cette colline qu'est le doctorat.

Un merci particulier à Olivier Jolliet de m'avoir fait profiter de son expertise mathématique et de modélisation et d'avoir accepté de participer à la rédaction du premier manuscrit présenté dans cette thèse. J'adresse les mêmes remerciements à Sophie Bernard de m'avoir fait profiter de son expertise en économie des ressources et de m'avoir ouvert la porte de son bureau quand j'en ai eu le besoin malgré son emploi du temps hautement chargé.

Merci à Lisa Cecchini pour son aide inestimable lors de la correction de mon anglais et pour sa disponibilité permanente pour, encore et toujours, corriger mes documents.

Merci aux partenaires industriels de la chaire en analyse du cycle de vie pour leur support financier.

Un très grand merci à tous les employés et aux étudiants du CIRAIG, présents et passés, qu'ils aient été à la maîtrise, au doctorat ou en stage, qui ont fait de ces années des années de travail, mais surtout de beaucoup de rigolades, au bureau, à la maisonnée, au cartel, à Berlin et à San Francisco. En particulier, un grand merci à Stéphanie, François, Ariane, Viet, Laure, Leyla et Yohan qui ont peuplé le C314.39 avec moi et dans lequel la bonne humeur était mot d'ordre. Merci aussi à Céline.

Je souhaite également profondément remercier mes parents et mon frère qui, même un peu inquiets de me voir partir à 6000 km de la maison, n'ont jamais montré que de l'enthousiasme et du soutien pour mes choix de démarrer une maîtrise, puis de passer de la maîtrise au doctorat, ici à Montréal.

Et finalement, je voudrais remercier Emilie du fond du cœur de m'avoir toujours prêté une écoute attentive, divulgué des conseils précieux, d'avoir fait preuve de patience et de m'avoir toujours donné tout l'amour nécessaire lors de la réalisation d'un doctorat. Et surtout, merci pour les « Pense comme *Frank Underwood* ! » et la « *dickste Kartoffel der Welt* ».

RÉSUMÉ

Les ressources minérales et métalliques sont utilisées par l'Homme depuis que celui-ci peuple la Terre. Tant que celles-ci lui seront utiles, l'Homme continuera de les utiliser pour diverses fonctions. Les ressources minérales et métalliques étant des ressources majoritairement non renouvelables, la question d'un épuisement de celles-ci, privant ainsi l'Homme de remplir les fonctionnalités pour lesquelles il s'en sert, se pose.

L'analyse du cycle de vie est une méthode holistique qui permet de prendre en compte une multitude d'impacts sur l'environnement, dont l'impact de la dissipation des ressources minérales et métalliques. Pour ce faire, les méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) se basent sur des facteurs de caractérisation. Un facteur de caractérisation représente mathématiquement une chaîne de cause à effet menant à un impact donné. Il existe deux approches pour le calcul de ces facteurs : une approche dite problèmes ou *midpoint*, qui caractérise l'impact tôt dans la chaîne de cause à effet et présente l'avantage d'être généralement plus robuste, et une approche dite dommages ou *endpoint*, qui pousse la modélisation jusqu'au bout de la chaîne de cause à effet de manière à atteindre une plus grande pertinence environnementale, généralement au coût d'une incertitude accrue. Les facteurs de caractérisation existant pour évaluer l'impact de l'utilisation des ressources minérales et métalliques diffèrent d'une méthode d'évaluation des impacts à l'autre, autant au niveau *midpoint* qu'au niveau *endpoint*. Aucun facteurs de caractérisation, aucune chaîne de cause à effet, ne font l'unanimité dans la communauté scientifique pour cette catégorie d'impact et plusieurs pistes d'amélioration des facteurs de caractérisation pour l'évaluation des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques ont été identifiées au cours des 15 dernières années pour combler les lacunes des méthodes existantes. (i) Il est essentiel de clarifier la nature de l'impact de l'épuisement des ressources. En effet, chacune des méthodes existantes quantifie des éléments de nature totalement différente (exergie, temps avant épuisement, énergie additionnelle ou coût additionnel nécessaire pour aller extraire une ressource rendue plus rare, etc.) dont on peut mettre en doute le fait qu'ils quantifient réellement l'ampleur de l'impact de la dissipation des ressources. Étant donné qu'une ressource n'est utilisée que lorsqu'elle est fonctionnelle pour l'Homme, la classification de l'impact de son épuisement comme étant un impact environnemental est en tant que tel discutable. Il est recommandé de clarifier la nature de l'effet

d'un épuisement des ressources minérales et métalliques. (ii) Une ressource n'ayant de valeur que lorsqu'on lui confère une fonction pour laquelle il est utile de l'exploiter, un épuisement de la ressource devrait être traité en se basant sur la valeur fonctionnelle de la ressource pour la société et non sur une valeur intrinsèque physique comme le font les méthodes existantes. Il s'agit donc de traiter l'épuisement des ressources selon une approche dite fonctionnelle. (iii) L'approche fonctionnelle implique de tenir compte du fait qu'une fonction donnée peut être remplie par plusieurs ressources. Ainsi des ressources sont interchangeable pour une même fonction et la substituabilité des ressources devrait être prise en compte dans l'évaluation des impacts de leur dissipation selon une approche fonctionnelle. (iv) Une distinction devrait être faite entre ressource extraite et ressource dissipée pour les utilisateurs. En effet, bien que peu de méthodes présentent des facteurs de caractérisation qui tiennent compte du recyclage et de la réutilisation des ressources, il convient de distinguer entre les stocks extraits et les stocks dissipés. En effet, une ressource extraite, mais qui est utilisée de manière non dissipative, n'est autre chose qu'un stock déplacé. Ainsi, il est recommandé de tenir compte de la réutilisation des ressources et de leur recyclage dans l'évaluation des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques.

Sur la base de ces critiques qui ont émané de la littérature, l'objectif principal de cette recherche est de développer une méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie pour la prise en compte de l'impact de l'épuisement des ressources minérales et métalliques en considérant la fonctionnalité des ressources, en distinguant ressource extraite et ressource dissipée et en considérant l'adaptation des utilisateurs qui sont en compétition pour les fonctionnalités des ressources (grâce à la substituabilité), afin de définir l'effet de l'épuisement des ressources sur les utilisateurs incapables de s'adapter avant l'épuisement.

Afin d'y parvenir, trois sous-objectifs ont découlé de cet objectif principal :

1. Mesurer la compétition entre les utilisateurs d'une même ressource minérale ou métallique en tenant compte de ses fonctionnalités, de sa dissipation (et non de son extraction) et de sa substituabilité par d'autres ressources fonctionnellement équivalentes.
2. Définir l'effet de l'épuisement des ressources minérales et métalliques sur les utilisateurs en compétition afin d'établir un facteur de caractérisation de l'impact pour ces ressources au niveau dommage en tenant compte de la compétition et des conséquences de celle-ci

sur les utilisateurs incapables de s'adapter avant la dissipation des stocks facilement accessibles.

3. Tester l'opérationnalisation du modèle de compétition développé à l'aide d'une étude de cas et vérifier la robustesse des facteurs de compétition lors d'une transition technologique aussi majeure que l'électrification des transports à l'échelle mondiale.

Afin de remplir ces objectifs, il a été nécessaire de créer un cadre méthodologique identifiant l'intégralité de la chaîne de cause à effet menant de l'utilisation d'une ressource à l'effet sur les utilisateurs futurs et d'y identifier des indicateurs pertinents au niveau problème et dommage.

La chaîne de cause à effet a tout d'abord été modélisée jusqu'à un indicateur *midpoint* qui quantifie la compétition qui existe entre les utilisateurs. Le modèle d'évaluation de la compétition se base sur deux facteurs : d'une part, le nombre d'années de disponibilité de la ressource et, d'autre part, l'adaptation potentielle des utilisateurs face à une diminution de la ressource. Le nombre d'années de disponibilité est défini comme le ratio entre les réserves accessibles et le taux de dissipation annuel des ressources. Ainsi l'utilisation du taux de dissipation permet de discriminer entre la ressource extraite et la ressource qui est réellement perdue pour les utilisateurs futurs. Quant à l'adaptation des utilisateurs, elle traduit la capacité qu'ont ceux-ci à substituer leur ressource par une ressource fonctionnellement équivalente pour une fonctionnalité donnée. Ainsi, au fur et à mesure que les ressources sont dissipées, les utilisateurs qui se les partagent sont de moins en moins nombreux. Cette diminution du nombre total d'utilisateurs, et du taux de dissipation *a fortiori*, permet alors d'ajuster le nombre d'années de disponibilité de la ressource et un indicateur dynamique de longévité des réserves, le dDI (*dynamic depletion index*), a été créé. Le facteur de compétition, le MACSI (*MAterial Competition Scarcity Index*), qui est l'indicateur *midpoint*, exprime la fraction des utilisateurs initiaux qui n'auront potentiellement pas été capables de s'adapter le jour où les réserves facilement accessibles seront épuisées en tenant compte de cet indicateur de longévité dynamique.

Une fois l'indicateur *midpoint* obtenu, la chaîne de cause à effet a été modélisée jusqu'à l'obtention de l'effet de l'utilisation des ressources sur leurs utilisateurs. Cet effet permet de dériver le facteur de caractérisation *endpoint*. Au fur et à mesure que la ressource diminue, les utilisateurs cherchent à s'adapter face à la compétition pour les ressources. Trois types d'utilisateurs ont été identifiés : (i) les utilisateurs n'ayant pas de ressources alternatives pouvant

remplacer la ressource initiale dans sa fonctionnalité et qui nécessiteront toujours la ressource initiale et devront se la fournir en utilisant une technologie ultime (*back-up technology*) permettant d'extraire la ressource de gisements plus difficilement accessible à un prix plus élevé, (ii) les utilisateurs n'ayant pas actuellement accès à une ressource alternative pouvant remplacer la ressource initiale dans sa fonctionnalité pour le moment, mais ayant un potentiel d'adaptation et (iii) les utilisateurs ayant accès à une ressource alternative déjà connue pour la fonctionnalité considérée. Le prix d'adaptation pour les utilisateurs de type (ii) et (iii) a été supposé nul dans le modèle proposé, en utilisant l'hypothèse que les utilisateurs ne s'adapteront en moyenne qu'une fois que l'alternative coutera un prix équivalent à la ressource initialement utilisée, en conformité avec la loi de l'offre et de la demande. Pour les utilisateurs de type (i), le prix de la ressource obtenue avec la technologie ultime a été évalué. L'hypothèse sous-jacente du modèle est que chaque kilogramme de ressource additionnel utilisé aujourd'hui oblige la fraction non adaptée des utilisateurs futurs (MACSI) à utiliser la technologie ultime pour extraire une fraction de ce kilogramme dont ils ont besoin. Ainsi le facteur d'effet pour la ressource s'exprime comme la différence de prix d'acquisition pour ces utilisateurs entre aujourd'hui et la date d'épuisement potentiel de la ressource facilement accessible. Par la suite, l'indicateur d'impact *endpoint* de l'utilisation des ressources minérales et métalliques correspond au MACSI multiplié par cette différence de prix. Cet indicateur peut être interprété comme le prix additionnel potentiel que la société devra payer pour accéder à une ressource rendue moins disponible.

La modélisation de l'impact de l'utilisation des ressources minérales et métalliques a permis d'obtenir les facteurs de caractérisation au niveau *midpoint* pour 65 ressources minérales et métalliques. Au niveau *endpoint*, les facteurs de caractérisation ont été obtenus pour 7 ressources utilisées dans les batteries de véhicules électriques. Le principal enjeu de la modélisation au niveau *endpoint* est l'identification des technologies ultimes d'extraction.

Les facteurs de caractérisation développés au niveau *midpoint* sont opérationnels et un classement des ressources selon leur facteur de compétition est obtenu. Il est intégré dans la méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie IMPACT World+.

Pour finir, l'un des enjeux de la méthode est qu'elle se base sur les profils actuels de consommation des ressources pour prédire leur épuisement dans le futur dans un monde où les technologies évoluent à grande vitesse et où les besoins en ressource sont fluctuants. La

robustesse du modèle à une transition technologique majeure a donc été testée. Une perturbation des conditions initiales de modélisation a été introduite afin de vérifier la stabilité des facteurs de caractérisation *midpoint* obtenus. En effet, les MACSI ont été recalculés en supposant que les objectifs d'électrification des transports envisagés dans différentes régions du monde sont atteints et que la flotte des véhicules requise pour atteindre ces objectifs est implantée de manière durable. Ainsi, une introduction de 3,8 et 15 millions de véhicules électriques est supposée aux horizons temporels respectifs de 2020 et 2030. Une espérance de vie de 10.8 années a été considérée pour un véhicule léger. Les quantités de ressources nécessaires pour maintenir de telles flottes ont été analysées et la faisabilité de telles introductions a été vérifiée. Bien que les valeurs de MACSI — et accessoirement de la durée avant l'épuisement des ressources — changent, ces changements restent relativement faibles et n'auraient pas de conséquences sur la prise de décision, car le classement des ressources reste inchangé. Le MACSI semble donc relativement robuste, bien qu'une mise à jour régulière de cet indicateur soit souhaitable et recommandée pour tenir compte des évolutions technologiques et des nouveaux gisements mis au jour. Un tel projet d'électrification des transports à grande envergure est réalisable, il entraîne un déplacement d'impact majeur du changement climatique vers l'épuisement des ressources, mais sans modifier pour autant de manière globale la compétition pour ces dernières. Par contre si l'on envisage une électrification complète de la flotte mondiale, l'enjeu de l'épuisement des ressources devient une problématique majeure avec un potentiel épuisement des gisements facilement accessibles de lithium en 40 ans.

ABSTRACT

Humans have used mineral and metallic resources for millennia. As long as resources are useful to us, we will continue to use them to fulfill many functions. Mineral and metallic resources are mainly non-renewable, and the question of depletion—depriving humans from benefitting from these functions—arises.

Life cycle assessment (LCA) is a decision-making tool that takes multiple potential environmental impacts into account, including the impacts of resource use. To do so, life cycle impact assessment (LCIA) methods are based on characterization factors. A characterization factor is the mathematical translation of a cause-effect chain. Characterization factors can be obtained using two approaches: a midpoint approach, which characterizes the impact earlier in the cause-effect chain and has the advantage of being robust, and an endpoint approach, for which the impact is modeled to the end of the chain, yielding environmentally relevant impact characterization with the drawbacks of uncertainties. The characterization factors required to evaluate the impacts of mineral and metallic resource use differ from one impact evaluation method to another, on both the mid- and endpoint level. There is no unanimous characterization factor for these impacts, and the scientific community has recommended improvements to the characterization factors to fill the gaps of current methods. (i) There is a need to clarify the nature of resource use impacts. Indeed, each method assesses the impacts of resource depletion differently (through exergy considerations, time before depletion, additional energy, costs required to continue extracting a resource that is becoming scarcer, etc.) and may be challenged on its relevance in assessing resource depletion impacts. Since a resource is only used when it is functional to humans, the environmental nature of the impacts of resource depletion is arguable. It is recommended to clarify the nature of the effect of the depletion of mineral and metallic resources. (ii) A resource only has value when it is used within a function for which it is useful to develop it, and a resource should be studied based on its functional value to society and not on its intrinsic value, as is currently the case with impact characterization models. A functional approach is therefore required. (iii) The functional approach implies that multiple resources can fulfill a single functionality. As such, resources are substitutable for a given function, and the substitutability of a resource by another should to be taken into account when using a functional approach to evaluate the impacts of mineral and metallic resources. (iv) Although only a few

LCIA methods consider recycling or reuse, a distinction must be made between resources that are extracted and resources that are dissipated. Indeed, a resource that is extracted but recovered in its end of life is not used in a dissipative way and can be considered as a displaced stock. Therefore, it is recommended to consider recycling and reuse when evaluating the impacts of mineral and metallic resource use.

Based on the literature, the main objective of this research is to develop a life cycle impact evaluation method to assess mineral and metallic resource depletion impacts according to resource functionalities, distinguishing extracted and dissipated resources and considering the adaptation of the users competing for the functionalities of these resources (through substitutability) in order to define the effect of mineral and metallic resource depletion on the users who are unable to adapt before depletion.

To meet the main objective, three sub-objectives were set out:

1. Measure the competition among mineral and metallic resource users considering resource functionality, the resource dissipation rate (rather than extraction rate) and the substitutability of the mineral and metallic resources by functionally equivalent resources.
2. Define the effect of mineral and metallic resource depletion on competing users in order to establish a endpoint characterization factor for the resources that accounts for resource competition and the consequences of dissipating easily accessible stocks on the users who are not able to adapt before depletion.
3. Test the operationalization of the functional competition model through a case study and verify the robustness of the competition factors when a major technological breakthrough, such as the introduction of a global electric vehicle fleet, is implemented.

A methodological framework that accounts for all the indicators relevant to impact assessment was therefore developed.

The causality chain was first modeled to generate a midpoint indicator that quantifies the competition that exists between users. The competition evaluation model is based on two parameters: the number of years of resource availability and the potential adaption of users facing resource depletion. The number of years of availability is a ratio of accessible reserves over the annual dissipation rate of resources. Using the dissipation rate makes it possible to discriminate

between resources that are being extracted and those that are actually lost to future users. Adaptation expresses the users' ability to substitute their resource by a functionally equivalent one. Hence, the longer resources are used, the more the fraction of initial resource users decreases. These decrease in total users, and therefore of the dissipation rate, make it possible to adjust the number of years of resource availability for the remaining users and generate a dynamic depletion index (dDI). The MACSI (material competition scarcity index) competition index, which is a midpoint characterization factor, expresses the fraction of initial users who are potentially unable to substitute their resource by another when the easily accessible reserves have depleted (i.e. when dDI is reached).

Once the midpoint characterization factors were obtained, the causality chain was modeled further to determine the effect of resource use on future users. This effect makes it possible to generate endpoint characterization factors. While the reserves deplete, users try to adapt based on resource competition. Three different types of users were identified: (i) users who do not have access to a substituting resource and who will always require the initial resource provided by an ultimate technology (back-up technology) to extract it at higher price, (ii) users who do not have access to a substituting resource but who could potentially substitute the resource in the future and (iii) users who have access to an alternative resource today. The cost of type (ii) and type (iii) user adaptation is supposed to be null in the proposed model, considering that users will adapt once the resource is substituted at the same cost as the initial resource. This is consistent with the law of supply and demand. For type (i) users, the price of acquiring the resource using a back-up technology was evaluated. The underlying model hypothesis is that, for each kilogram of additional resource used, a fraction of the kilogram required by the unadapted users (MACSI) will be extracted by the back-up technology. The effect factor is therefore expressed in the difference in resource acquisition prices between today's prices and future prices when the back-up technology is required. The endpoint indicator was measured by multiplying the MACSI with the difference in extraction costs. This indicator is the additional price society incurs to access a less easily available resource.

Modelling mineral and metallic resource use impacts led to midpoint characterization factors for 65 minerals and metals. At the endpoint level, characterization factors were generated for seven resources used in electric vehicle batteries. The major challenge of modeling to the endpoint level lies in the determination of back-up extraction technologies.

Midpoint characterization factors are operational, and a ranking of the resources based on their competition factors is provided. These competition factors are integrated into the IMPACT World+ life cycle impact assessment method.

Finally, the fact that the method relies on current resource use profiles to predict future depletion in a world in which technologies evolve at fast pace and resource needs fluctuate constitutes a challenge. The robustness of the model to a major technological breakthrough was tested. A perturbation in the data was introduced to verify the stability of the midpoint characterization factors that were developed. Indeed, the competition factors were recalculated assuming that the various goals of international transport electrification policies were met and sustained. Therefore, an introduction of 3.8 million and 15 million electric vehicles is supposed by 2020 and 2030, respectively. A lifetime expectancy of 10.8 years was supposed for light-duty vehicles. Metal and mineral requirements to maintain these fleets were analyzed, and the impacts of these fleets on metal availability and the competition among users were studied. Although competition factors and the number of years of resource availability change, the variations are relatively low and do not influence decision-making since the resource ranking remains unchanged. The MACSI is therefore quite robust, although regular updates are recommended to take technology developments and the discovery of new reserves into account. Such a large-scale transport electrification project is feasible but it shifts the burden from climate change to resource depletion. However, the burden shift does not generate notable variations in competition. Nevertheless, if the current worldwide light-duty fleet were entirely replaced by electric vehicles, resource depletion would become a major issue with the potential depletion of the world's lithium reserve bases within the next 40 years.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	VI
ABSTRACT	XI
TABLE DES MATIÈRES	XV
LISTE DES TABLEAUX	XIX
LISTE DES FIGURES	XX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXII
LISTE DES ANNEXES	XXIII
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	4
1.1 L'analyse du cycle de vie	4
1.1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude	5
1.1.2 Analyse de l'inventaire du cycle de vie	6
1.1.3 Évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV)	6
1.1.4 Interprétation d'une ACV	7
1.2 Évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) de l'utilisation des ressources naturelles	7
1.3 Méthode de caractérisation des ressources en ACV	9
1.3.1 Méthodes de la catégorie 1	11
1.3.2 Méthodes de la catégorie 2	14
1.3.3 Méthodes de la catégorie 4	17
1.4 Caractérisation des ressources en ACV selon l'approche fonctionnelle	21
1.4.1 Définition de l'approche fonctionnelle	21

1.4.2	L'approche fonctionnelle appliquée à l'eau.....	22
1.5	Les ressources au-delà de l'ACV.....	26
1.5.1	L'analyse de flux de matières (Material flow analysis, MFA).....	26
1.5.2	Analyse des stocks anthropogéniques.....	28
1.5.3	Courbes de disponibilité cumulées (Cumulative availability curves).....	28
1.5.4	Approche par taux d'actualisation des prix	30
1.5.5	Économie des ressources	31
1.5.6	Analyses de criticité des ressources.....	32
1.6	Les enjeux environnementaux de l'électrification des transports.....	32
1.7	Conclusions de la revue de littérature	34
CHAPITRE 2	OBJECTIFS DE RECHERCHE	37
2.1	Besoins de recherches identifiés	37
2.2	Objectifs.....	38
2.2.1	Objectif principal	38
2.2.2	Objectifs spécifiques.....	38
CHAPITRE 3	MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE.....	39
3.1.1	Facteur de compétition comptabilisant les adaptations des utilisateurs.....	40
3.1.2	L'effet et l'impact de l'épuisement des ressources sur les utilisateurs	43
3.1.3	Opérationnalisation de la méthode fonctionnelle par une étude de cas	44
CHAPITRE 4	ARTICLE 1: INTRODUCING A COMPETITION INDEX TO EVALUATE THE LIFE CYCLE IMPACTS OF METALLIC RESOURCE CONSUMPTION BASED ON FUNCTIONALITY AND SUBSTITUTABILITY	46
4.1	Présentation du premier manuscrit.....	46
4.2	Introducing a competition index to evaluate life-cycle impacts of metallic resources consumption based on functionality and substitutability.....	47

4.2.1	Abstract	47
4.2.2	Introduction	48
4.2.3	Methodology	50
4.2.4	Results	59
4.2.5	Conclusion and outlook	65
4.2.6	Acknowledgements	65
CHAPITRE 5 ARTICLE 2: ASSESSING THE IMPACTS OF METALLIC RESOURCE USE THROUGH MONETIZATION IN LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT		67
5.1	Lien entre le premier et le deuxième manuscrit	67
5.2	Présentation du deuxième manuscrit	67
5.3	Assessing the impact of resource use by monetization in Life-Cycle Assessment	68
5.3.1	Abstract	69
5.3.2	Introduction	70
5.3.3	Methodology	74
5.3.4	Results and discussion	80
5.3.5	Conclusion and outlook	88
5.3.6	Acknowledgements	89
CHAPITRE 6 ARTICLE 3: MEETING INTERNATIONAL TRANSPORT ELECTRIFICATION GOALS: THE IMPACTS ON METALLIC RESOURCE COMPETITION		90
6.1	Lien entre le premier et le troisième manuscrit	90
6.2	Présentation du troisième manuscrit	90
6.3	Meeting international transport electrification goals: the impacts on metallic resource competition	91
6.3.1	Abstract	91

6.3.2	Introduction.....	92
6.3.3	Methodology	94
6.3.4	Results and discussion	99
6.3.5	Conclusion and outlook	108
6.3.6	Acknowledgements.....	109
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE		110
7.1	Synthèse de la méthode ÉICV développée	110
7.1.1	Les forces de la méthode fonctionnelle pour évaluer l'épuisement des ressources minérales et métalliques.....	110
7.1.2	Faiblesses de la méthode fonctionnelle pour évaluer l'épuisement des ressources minérales et métalliques.....	112
7.1.3	Contributions de la méthode à l'amélioration de l'ÉICV des ressources minérales et métalliques	115
7.2	Analyse de la criticité des métaux	117
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....		121
BIBLIOGRAPHIE		128
ANNEXES.....		138

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4-1. WRB and WDR for resources needed in electric vehicle batteries	59
Tableau 4-2. Substitutability and adaptation times for lithium's functionalities.....	61
Tableau 4-3. Results of MACSI values following the sensitivity analysis on t_{start} and on the shape of the adaptation curve. The column in red shows the recommended MACSI values following sensitivity analyses.	63
Tableau 5-1. Resource use CFs for electric vehicle battery resources	80
Tableau 6-1. Reserve base, primary production rates, fraction of the resource used in batteries, years of availability and competition index for the resources required to introduce an EV fleet	99
Tableau 6-2. Metal requirements to meet and maintain the targeted Li-ion powered EV fleet by 2020 and 2030 and the corresponding increase in the primary resource production rate....	100
Tableau 6-3. Variation in dDI and MACSI to meet and maintain targeted Li-ion powered EV fleet by 2020 (*) and 2030 (**)	102
Tableau 6-4. Metal requirements to meet and maintain targeted NiMH-powered EV fleet by 2020 and 2030 and the corresponding increase in primary resource production rates	104
Tableau 6-5. Variation in dDI and MACSI to meet and maintain targeted NiMH powered EV fleet by 2020 (*) and 2030 (**)	105
Tableau 6-6. dDI*** and MACSI*** when replacing 100% of the current light-duty vehicle fleet with Li-ion powered batteries	107

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1 : Cadre méthodologique d'une analyse du cycle de vie	5
Figure 1-2 : Modélisation de l'épuisement des ressources naturelles — Chaine de cause à effet. Adaptée de (Wolf et al., 2012).....	10
Figure 1-3: Résumé des méthodes de caractérisation en ACV de l'épuisement des ressources déjà intégrées aux méthodologies ÉICV.	11
Figure 1-4. Pentas montrant les quantités extraites (exprimés en kg) par rapport à la teneur en métal dans le minerai (qualité, exprimée en %). Courbes adaptées de (Chapman & Roberts, 1983)	18
Figure 1-5. Méthode de l'analyse de flux de matières. Adaptée de (Bainbridge, 2009).	27
Figure 1-6 : courbes de disponibilités cumulées pour le lithium. Issues de (Yaksic & Tilton, 2009).	29
Figure 3-1. Représentation schématique de la méthodologie	39
Figure 4-1: MACSI determination using the adaptation curve of a mono-functional resource for which $t_{\text{start}} = 50$ years.	53
Figure 4-2: Determination of the adaptation time t_{adapt} as a function of substitutability	55
Figure 4-3: User adaptation curves for a multifunctional resource with $t_{\text{start}} = 50$ years. The dotted lines represent the adaptation of each resource function and the continuous line represents the cumulative adaptation curve of the resource's three functions.	56
Figure 4-4: Adaptation evolution in time following an S-shaped curve (dotted line), a linear curve (bold line) and an exponential curve (full line) for a mono-functional resource with $t_{\text{start}} = 50$ years and $t_{\text{adapt}} = 150$ years.	58
Figure 4-5: Time scale for the six major commodities used in electric vehicle batteries with a time of depletion dDI	60
Figure 4-6: Systematic comparison of MACSIs (data for 40 resources given by the USGS). Blue triangles indicate linear MACSI versus exponential MACSI and red squares indicate linear MACSI versus S-shape curve MACSI.	62

Figure 5-1. Ranking of LCIA methods (adapted from ILCD Handbook 2010)	70
Figure 5-2. CFs of the proposed method compared to the CFs of other LCIA methods. All CFs are expressed in kg Ni _{eq}	82
Figure 5-3. Resource CFs compared to the CFs for cadmium showing the sensitivity of the resource ranking to the initial modeling hypothesis	84
Figure 5-4. Comparison of the impact of mineral and metal resource use of four electric vehicle battery types using the model developed in this study and the results obtained using EcoIndicator99, CML, ReCiPe and EPS	86
Figure 5-5. Case study sensitivity analysis on discounting rates and the choice of extraction costs ratio for cadmium and rare earths	87
Figure 6-1. Global market shares of EVs (2011-2014) (GreenCarReports, 2014)	95
Figure 6-2: Variation in the user adaptation curve, MACSI and dDI with increasing lithium demand to meet policymaking goals in 2020 (MACSI* and dDI*) and 2030 (MACSI** and dDI**) for transport electrification. The full black line represents the base case scenario and the dotted lines represent the 2020 EV fleet target (red) and the 2030 EV fleet target (blue).	101

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV	Analyse du cycle de vie
AFM	Analyse de flux de matières
CF	Characterization factor
DCE	Demande cumulative d'énergie
dDI	Dynamic depletion index
DEP	Demande d'énergie primaire
ÉICV	Évaluation des impacts du cycle de vie
EV	Electric vehicles
GES	Gaz à effet de serre
MACSI	Material Competition Scarcity Index
MFA	Material flow analysis
PI _{BT}	Price Increase with back-up technology
sDI	Static depletion index
USGS	US Geological Survey
VÉ	Véhicules électriques

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Informations complémentaires au chapitre 3.....	138
Annexe B – Informations complémentaires au chapitre 5.....	142

INTRODUCTION

Ce projet doctoral vise le développement et l'application d'une méthode d'analyse du cycle de vie pour caractériser les impacts sur l'environnement liés à l'utilisation des ressources minérales et métalliques avec étude de cas sur les enjeux spécifiques aux véhicules électriques.

Le secteur des transports contribue à entre 5 % et 28 % des émissions de gaz à effet de serre (GES) totales pour les dix pays les plus émetteurs (ShiftProject, 2014). Au Québec, le secteur automobile est même responsable de 45 % des émissions de gaz à effet de serre, gaz responsables des changements climatiques (Hydro-Québec, 2013). Il existe une corrélation directe entre l'utilisation des ressources fossiles et de l'émission des gaz à effet de serre (Ellingsen, 2013). Afin de diminuer ces émissions, les solutions envisagées par la Stratégie Énergétique du Québec pour 2006-2015 visent une amélioration de l'utilisation de ressources alternatives (MRN, 2006). L'électrification de la flotte automobile du Québec est l'une de ces alternatives possibles à l'utilisation des ressources fossiles. Au-delà du Québec, ce sont les autres pays dits développés qui intègrent des politiques nationales d'électrification des transports (EnvironmentCanada., 2013; ShiftProject, 2014; USEPA, 2014).

Dépendamment du bouquet énergétique des pays introduisant les véhicules électriques, ces véhicules présentent de grands potentiels de diminution des émissions de GES. Grâce à l'abondance de l'eau au Québec et à la présence de dénivelés permettant une importante production d'hydroélectricité produisant peu de GES, le Québec pourrait bénéficier d'une importante réduction des GES grâce à l'électrification de sa flotte automobile. En 2011, le gouvernement du Québec a mis sur pied un plan d'action visant à remplacer 18 % des véhicules à combustion en circulation par des véhicules électriques d'ici 2030 afin de réduire les émissions de gaz à effet de serre de 3,5 millions de tonnes (MDDEFP, 2011). Outre le Québec, les politiques d'électrification nationales et mondiales visent à introduire 3,8 millions de véhicules électriques d'ici 2020 et 15 millions de véhicules électriques d'ici 2030 (Becker & Sidhu, 2009; Ingram, 2013). Cette diminution des gaz à effet de serre est encouragée par le fait que l'utilisation de véhicules électriques est à caractère « zéro émission », impliquant qu'aucune émission n'est enregistrée durant la phase d'utilisation du véhicule (Citroën, 2011).

Cependant, bien que les émissions de gaz à effet de serre soient diminuées, certaines conséquences environnementales inattendues liées à ces changements technologiques peuvent

apparaître. La question d'un déplacement de problématique environnementale des émissions de gaz à effet de serre des véhicules conventionnels vers d'autres problématiques environnementales — comme l'épuisement des ressources minérales et métalliques nécessaires à la fabrication des batteries et des moteurs des véhicules électriques — se pose (Andersson & Rade, 1999). En effet, les véhicules électriques requièrent une grande quantité de ressources pour la fabrication des batteries et la production d'électricité nécessaire à leur recharge (Andersson & Rade, 2001).

Afin de vérifier si des impacts sur l'environnement ne sont pas déplacés par l'introduction de véhicules électriques, il est indispensable de considérer tout le cycle de vie de la voiture selon une approche systémique comme l'analyse du cycle de vie (ACV), permettant de considérer toutes les catégories d'impacts. L'analyse du cycle de vie est un outil qui permet de mieux appréhender les déplacements de problèmes environnementaux des changements climatiques vers l'épuisement des ressources naturelles en englobant tout le cycle de vie des véhicules sans se limiter à leur étape d'utilisation.

L'analyse du cycle de vie permet de quantifier les impacts environnementaux potentiels d'un procédé, d'un service ou d'un produit tout au long de son cycle de vie (Jolliet, Saadé, & Crettaz, 2005). L'ACV est un outil d'aide à la décision qui appuie de plus en plus les choix des différentes instances dans une dimension environnementale. Régie par des normes ISO (ISO, 2006a, 2006b) et soutenue par la SETAC¹ et le PNUE², cette approche permet de caractériser les impacts potentiels sur l'environnement. Ceux-ci comprennent le réchauffement climatique, l'acidification des eaux ou des terres, l'épuisement des ressources naturelles, etc.

Les ressources naturelles peuvent être séparées en deux catégories, les ressources renouvelables et non renouvelables. Une ressource non renouvelable est une ressource naturelle qui peut être complètement épuisée à la suite des extractions et de l'exploitation par l'homme, tandis qu'une ressource renouvelable est une ressource naturelle dont les réserves sont inépuisables, dans la mesure où elle se renouvelle à un rythme moins élevé qu'elle est extraite (Environnement., 2013).

¹ Société de Chimie et Toxicité Environnementale, www.setac.org

² Programme des Nations Unies pour l'environnement, <http://www.unep.org>
 Programme des Nations Unies pour l'environnement, <http://www.unep.org>

Les ressources non renouvelables se trouvent au cœur de la problématique des véhicules électriques, car le fonctionnement des batteries de véhicules électriques requiert une grande quantité de ressources minérales ou métalliques non renouvelables.

Bien que l'ACV soit de plus en plus robuste pour la prise en compte des impacts sur les changements climatiques, elle a des lacunes reconnues en matière d'impacts liés à l'épuisement des ressources naturelles (Wolf, Pant, Chomkhamr, Sala, & Pennington, 2012). Il est généralement accepté qu'il serait important de mieux caractériser cet impact en utilisant une approche basée sur la dissipation de la fonctionnalité des ressources pour s'assurer de ne pas passer à côté d'une problématique environnementale majeure. En effet, la diminution des impacts sur le changement climatique obtenu par l'électrification des transports pourrait être en partie contrebalancée par une augmentation des impacts liés à l'épuisement des ressources.

Après une revue de la littérature, démontrant les faiblesses des méthodes ÉICV actuelles et les apports de méthodes hors-ACV, les objectifs de la recherche proposée seront énoncés. La recherche a pour principal objectif de développer une approche novatrice pour la prise en compte de la dissipation des ressources en ACV sur la base d'une approche fonctionnelle (c.-à-d. en quantifiant la perte des services rendus par les ressources lors de leur dissipation). La méthode de caractérisation ainsi développée est illustrée à l'aide de deux articles scientifiques, faisant office de dans deux chapitres distincts de cette thèse. Un troisième article, présenté ici, présente l'opérationnalisation de la méthode dans une étude de cas permettant de mieux appréhender les déplacements d'impacts potentiels liés à l'électrification du parc de véhicules mondial. Par la suite, les conclusions quant aux forces et faibles de la méthode proposées ainsi que les pistes d'améliorations possibles de celles-ci sont énoncée dans une discussion. Finalement la conclusion résumera les contributions scientifiques de ces travaux de recherche.

CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE

La revue de littérature est structurée de la manière suivante. Une première section énonce les grands principes de l'analyse du cycle de vie (ACV), qui est un outil de caractérisation des impacts qui permet une approche systémique permettant de mieux appréhender ce type de déplacement d'impacts. Cependant, l'ACV présente des limites concernant l'évaluation des impacts associés à l'épuisement des ressources minérales et métalliques qui sont énoncées dans une deuxième section. Cette section résume aussi les améliorations imaginées pour améliorer cette évaluation des impacts. Dans une troisième section de la revue de littérature, les indicateurs ressources utilisés dans les méthodes existantes d'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) sont ensuite revus de manière critique à la lumière des principes de ces améliorations. Dans une quatrième section, les principes de l'approche fonctionnelle en ACV sont proposés et une piste d'identification d'amélioration des méthodes actuelles est proposée. Dans une cinquième section, la recherche pertinente hors ACV en matière d'épuisement des ressources est analysée afin d'étudier l'ensemble des indicateurs existants et des hypothèses qui les sous-tendent et de vérifier si certains d'entre eux pourraient contribuer à une prise en compte améliorée de l'épuisement des ressources en ACV (par le biais de l'ÉICV). Pour finir, une sixième section aborde les enjeux environnementaux reliés à l'électrification des transports à grande échelle, notamment le potentiel de déplacement de problèmes du changement climatique vers l'épuisement des ressources.

1.1 L'analyse du cycle de vie

L'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil tout à fait indiqué pour mieux appréhender les déplacements de l'impact d'une catégorie à une autre. L'ACV constitue à la fois une méthodologie d'analyse environnementale et un outil d'aide à la décision qui permet de comparer plusieurs produits ou services ayant la même fonction (Baumann & Tillman, 2004; Jolliet et al., 2005). La méthodologie consiste en quatre phases. La première sert à définir la portée de l'étude (c.-à-d. ses objectifs et son champ d'étude), la seconde à dresser un inventaire de toutes les ressources entrantes et les émissions sortantes d'un système de produit ou de service au long de son cycle de vie (extraction des matières premières, transformations, transports, utilisation et fin de vie). Lors de la troisième phase, ces résultats d'inventaires sont convertis en impacts

environnementaux potentiels à l'aide d'une méthodologie d'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV, phase de modélisation des impacts). La quatrième et ultime phase de l'ACV consiste à interpréter les résultats de la modélisation des impacts.

La série de normes ISO14040 définit l'ACV comme « méthode destinée à comprendre [les impacts environnementaux] » (ISO, 2006a, 2006b) ; elle encadre également l'utilisation de l'ACV pour les usagers et les praticiens. Une des forces de cet outil se distingue par la vision dite « holistique » : en abordant à la fois tout le cycle de vie de l'objet à l'étude et en évaluant les différents impacts potentiels selon plusieurs indicateurs environnementaux. Ainsi, l'ACV permet de mieux comprendre les déplacements de problèmes d'une catégorie d'impact à l'autre, d'une étape du cycle de vie à l'autre, dans l'espace ou dans le temps. Les quatre phases de l'ACV évoquées précédemment sont interreliées (Figure 1-1).

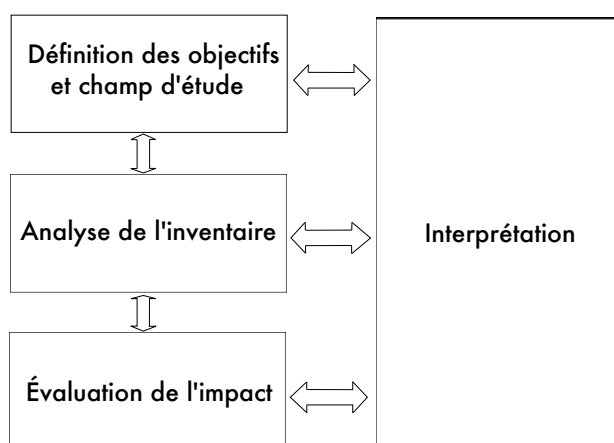


Figure 1-1 : Cadre méthodologique d'une analyse du cycle de vie

1.1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Toute étude ACV débute par une étape de définition des objectifs et du champ de l'étude, qui précise la raison d'être de l'analyse, la problématique soulevée ainsi que le public auquel elle se destine. Les étapes subséquentes en dépendent directement.

La fonction du produit ou service étudié permet de définir une unité fonctionnelle. Il s'agit de quantifier la fonction qui sert de référence pour toute l'étude. Pour une analyse comparative, l'unité fonctionnelle sert de base de comparaison entre les scénarios (Jolliet et al., 2005). Une fois l'unité fonctionnelle définie, le système de produit à l'étude en découle.

1.1.2 Analyse de l'inventaire du cycle de vie

La phase suivante d'une ACV consiste à établir l'inventaire de tous les flux entrants et sortants du système durant les étapes du cycle de vie. Si toutes les étapes sont considérées, l'ACV sera dit « du berceau au tombeau » par opposition aux ACV « du berceau à la barrière » [de l'usine], lorsque les phases d'utilisation et de fin de vie sont exclues. Cette dernière est utile pour évaluer les produits intermédiaires qui ne sont pas destinés au consommateur. Les données d'inventaire peuvent provenir des industriels et des fournisseurs mêmes (données primaires) ou de bases de données spécialisées (données secondaires) telles qu'*ecoinvent* (Ecoinvent, 2010). D'autres sources de données et des approximations peuvent être utilisées (statistiques nationales, données de la littérature...). La qualité des données va directement influencer sur l'incertitude des résultats de l'ACV (Mila iCanals, 2011).

1.1.3 Évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV)

La phase d'évaluation des impacts consiste à convertir les résultats de l'inventaire du système de produits en impacts potentiels sur l'environnement à l'aide de facteurs de caractérisation, voir Éq. (1.1) :

$$\text{Impact potentiel} = \text{flux élémentaire de l'inventaire} \times \text{facteur de caractérisation} \quad \text{Éq. (1.1)}$$

L'impact potentiel des interventions et des émissions vers l'environnement est modélisé en suivant les chaînes de causes à effets. Ces chaînes illustrent les mécanismes environnementaux en jeu menant à l'impact. Différents niveaux intermédiaires de ces mécanismes, de ces modélisations, existent. Les impacts en début de chaîne sont des impacts orientés « problème » (*midpoint*) tandis que les impacts en fin de modélisation sont appelés les impacts orientés « dommage » (*endpoint*) sur différentes aires de protection comme la santé humaine ou la qualité des écosystèmes (de Haes et al., 2002).

La modélisation jusqu'aux *endpoints* est considérée comme plus incertaine (impliquant davantage d'hypothèses de modélisation), mais a une plus grande pertinence environnementale et un nombre d'aires de protection limité (on en compte souvent trois : la santé humaine, la qualité des écosystèmes et les ressources naturelles) ce qui en rend la prise de décision plus aisée par rapport aux nombreux *midpoints*, dont la modélisation est cependant considérée plus robuste.

Ce projet touche la catégorie « ressources naturelles » et s'attarde aux ressources minérales et métalliques. Ce que devrait contenir une évaluation des impacts du cycle de vie de l'utilisation des ressources naturelles est énoncé à la section 1.2.

1.1.4 Interprétation d'une ACV

La dernière phase d'une ACV consiste à en interpréter les résultats en tenant compte des choix faits dans les trois phases précédentes.

L'ACV est un processus itératif et lors de chacune des quatre phases des éléments pertinents à approfondir sont identifiés au niveau des autres phases jusqu'à l'atteinte du niveau de qualité et de détails requis. C'est en analysant la contribution des substances aux impacts environnementaux par étape du cycle de vie ou par catégorie d'impact que l'on peut se rendre compte qu'il est nécessaire d'avoir une meilleure donnée d'inventaire.

1.2 Évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) de l'utilisation des ressources naturelles

Les facteurs de caractérisation permettant d'obtenir les impacts de l'utilisation de ressources naturelles diffèrent d'une méthode de caractérisation à l'autre. Ces méthodes ne sont pas consensuelles dans la communauté scientifique et aucune modélisation aux *endpoints* n'est jugée assez mature et complète pour être recommandée par le groupe d'experts qui a rédigé le *ILCD Handbook*, un ouvrage de référence recommandant les meilleures pratiques en ÉICV (réalisé sous l'égide de la Communauté européenne) (Wolf et al., 2012). Selon cet ouvrage de référence, une amélioration fondamentale pour la catégorie ressource serait de considérer les ressources selon la fonctionnalité qu'elles peuvent amener aux utilisateurs. En effet, une ressource n'a de valeur que lorsqu'on lui confère une fonction pour laquelle il est utile de l'exploiter (Halvorsen & Smith T., 1986; Schulze, 1974).

La théorie de l'approche fonctionnelle a été ébauchée par Stewart et Weidema (Stewart & Weidema, 2005). Cette théorie propose de considérer une ressource non plus pour sa nature, mais pour la/les fonctionnalité(s) qu'elle(s) apporte(nt) à ses utilisateurs (Stewart & Weidema, 2005). De plus, en 2001, Goedkoop et al. soulignaient déjà (sans l'appliquer) la nécessité de considérer les substitutions possibles entre des ressources fonctionnellement équivalentes dans la

caractérisation des impacts de l'utilisation des ressources naturelles (Goedkoop, Margni, & de Schryver, 2001). En effet, certains utilisateurs peuvent remplacer la ressource de base par une ressource fonctionnellement équivalente, sans perte de performances. Par ailleurs, les autres utilisateurs s'adapteront aussi face à l'augmentation des coûts lorsque la ressource se dissipe (Foster & Rosenzweig, 2010).

En parallèle, van Oers et al. (Van Oers, De Koning, Guinee, & Huppes, 2002) soulèvent une deuxième problématique en plus de la considération fonctionnelle. En effet, ils font appel à la notion de dissipation de la ressource. Une ressource n'est épuisée que si elle est dissipée. Ce n'est pas l'extraction de la ressource qui cause un épuisement, comme considéré jusque-là de manière implicite dans les modèles ÉICV, mais la dissipation de celle-ci durant son cycle de vie. Une ressource est dissipée lorsqu'elle ne peut être récupérée par des méthodes conventionnelles d'extraction. Par exemple, le cobalt renforçant l'acier est présent en trop faible quantité pour en être extrait en fin de vie. Une ressource qui serait entièrement recouverte ne serait jamais épuisée, les stocks de cette ressource ne seraient que déplacés (Schneider, Berger, & Finkbeiner, 2011). Une ressource qui n'est que déplacée sans être dissipée reste disponible pour utilisations futures (Vieira, Storm, & Goedkoop, 2011).

Une méthode améliorée d'évaluation des impacts du cycle de vie liés à l'utilisation des ressources minérales et métalliques doit donc partir sur une base fonctionnelle, en considérant les substitutions possibles de la part des utilisateurs, tout en considérant le recyclage afin de distinguer ressources extraites et ressources dissipées.

Cependant, ce que doit représenter un indicateur d'épuisement des ressources en ÉICV (et en ACV *à fortiori*) n'est pas clair. Le ILCD Handbook part de la prémisse qu'un indicateur d'épuisement des ressources doit représenter des impacts environnementaux (Wolf et al., 2012). Mais les impacts de l'utilisation des ressources, de leur dissipation, sont-ils réellement des impacts environnementaux ? Le fait de priver des utilisateurs d'une ressource pour remplir une fonctionnalité désirée n'est-il pas un impact socio-économique (Atkinson, 2002; Muffels & Fouarge, 2004) ? Lorsque la disponibilité de la ressource diminue, les utilisateurs entrent en compétition pour la ressource restante, ils doivent s'adapter aux conséquences de la diminution des ressources par divers mécanismes économiques ou technologiques (Neumayer, 2000). La chaîne de cause à effet implique des mécanismes autres que les mécanismes physiques,

chimiques ou biologiques, qui sont ceux pris en compte dans la modélisation environnementale des impacts du cycle de vie selon la norme ISO 14040. Afin de bien cerner tous les mécanismes d'impact en jeu, une méthode de caractérisation de l'épuisement des ressources devrait prendre en compte les conséquences de cet épuisement sur les utilisateurs et leur réaction face à celui-ci (Yellishetty, Mudd, & Ranjith, 2011). La problématique des conséquences économiques de l'épuisement des ressources sur leurs utilisateurs doit être considérée.

En adoptant la prémisse selon laquelle, pour caractériser adéquatement l'impact relié à l'utilisation des ressources, il faut être en mesure de connaître et de quantifier :

1. la fonctionnalité des ressources,
2. les mécanismes d'adaptation des utilisateurs faisant face à la compétition due à l'épuisement, incluant notamment la substitution des ressources par d'autres ressources fonctionnellement équivalentes,
3. la distinction entre ressource extraite et ressource dissipée
4. et l'effet sur les utilisateurs des ressources de la dissipation de celles-ci.

La section qui suit passe en revue les méthodes qui existent en analyse du cycle de vie pour caractériser l'impact de l'utilisation des ressources. Cette revue est faite en gardant en point de mire les enjeux de la fonctionnalité des ressources et de l'adaptation des utilisateurs à cette dissipation, de la distinction entre extraction et dissipation et de l'effet causé par la dissipation sur les utilisateurs.

1.3 Méthode de caractérisation des ressources en ACV

Il existe diverses méthodes qui permettent de caractériser les impacts liés à l'utilisation des ressources naturelles en ACV, par le biais de l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV). Elles sont regroupées dans le ILCD Handbook en quatre catégories différentes, le numéro de catégorie augmentant avec l'avancement dans la chaîne de cause à effet. La Figure 1-2 ci-dessous donne un aperçu des catégories et de leur place dans la chaîne de cause à effet de l'épuisement des ressources naturelles.

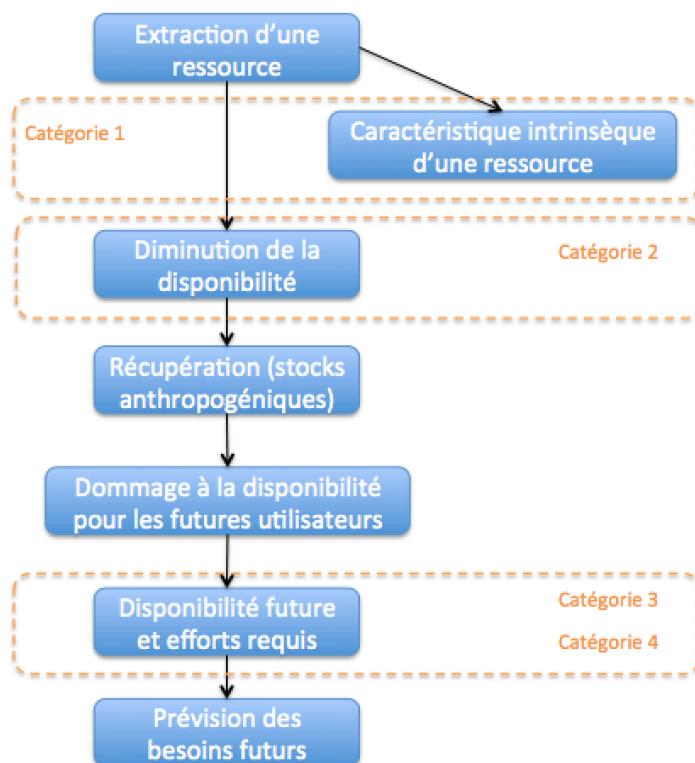


Figure 1-2 : Modélisation de l'épuisement des ressources naturelles — Chaîne de cause à effet.

Adaptée de (Wolf et al., 2012)

Chaque catégorie d'indicateur est présentée et discutée plus amplement dans les sections suivantes, mais elles peuvent être résumées comme suit :

- Les indicateurs de catégorie 1 se trouvent tôt dans la chaîne de cause à effet et se basent sur des propriétés inhérentes aux ressources. Ces méthodes sont considérées robustes, mais leur pertinence avec l'aire de protection « ressources naturelles » est remise en question (Dewulf, 2007; Wolf et al., 2012).
- Les indicateurs de catégorie 2 quantifient la rareté de la ressource et ont une plus grande pertinence environnementale. Cependant, la définition de la rareté de la ressource et des stocks de ressources disponibles n'est pas unanime dans les méthodes de catégorie 2, qui sont par ailleurs considérées comme plus incertaines que celles de la catégorie 1.
- Les méthodes des catégories 3 et 4 quantifient l'impact de l'épuisement de la ressource sur l'aire de protection ressource (endpoints) afin de couvrir l'entièreté de la chaîne de cause à effet. Elles traduisent l'effort supplémentaire nécessaire pour extraire la ressource

marginale. Les méthodes de la catégorie 3 ne traitent que de l'eau et ne seront pas détaillées dans ce document.

Les différentes méthodes appliquées en ACV, par le biais de méthodologies ÉICV, sont classées par catégorie à la Figure 1-3 ci-dessous.

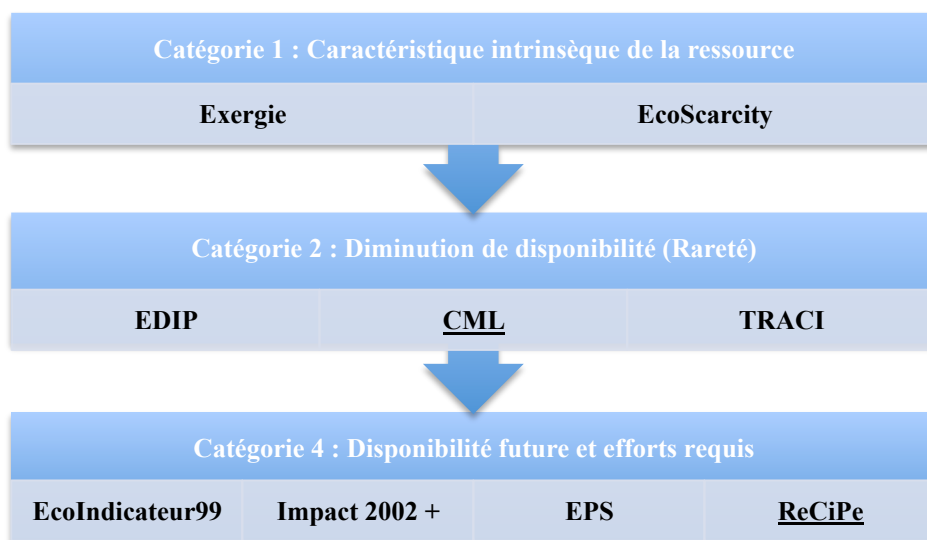


Figure 1-3: Résumé des méthodes de caractérisation en ACV de l'épuisement des ressources déjà intégrées aux méthodologies ÉICV.

Les méthodes soulignées sont les méthodes recommandées par le *ILCD Handbook* pour la catégorie à laquelle elles sont rattachées (ReCiPe est recommandée bien que considérée comme « intérimaire » pour la catégorie 4). Sur base des Figure 1-2 et Figure 1-3 il est possible de regarder chacune des méthodes en détail selon leur positionnement dans le mécanisme environnemental.

1.3.1 Méthodes de la catégorie 1

1.3.1.1 Analyse de l'énergie

L'analyse de l'énergie est une méthode de caractérisation des ressources naturelles de la catégorie 1 et se base sur les quantités d'énergies contenues dans les matériaux. L'analyse de l'énergie a été opérationnalisée en ACV par les concepts de demande cumulative d'énergie (DCE) et demande d'énergie primaire (DEP) (Hischier, 2009; PEInternational, 2012). Cette méthode a été développée pour exprimer l'impact de l'utilisation des ressources avec une unité

facilement interprétable (i.e. MJ). L'impact est exprimé par la somme des énergies contenues dans les matériaux extraits durant le cycle de vie. Le recyclage peut être considéré lors de l'analyse de l'énergie, car la méthode permet de distinguer la ressource extraite de la ressource dissipée par l'analyse de l'énergie contenue dans les ressources extraites et recyclées.

En appliquant un tel indicateur, un score d'impact plus élevé pour un produit A donné par rapport à un produit B signifie en quelque sorte « L'énergie primaire contenue dans les minerais et métaux utilisés dans le cycle de vie du produit A est plus élevée que celle contenue dans les minerais utilisés dans le produit B ».

Bien que le recyclage puisse être traité par cette méthode et que les facteurs sont robustes, aucune indication n'est donnée quant à la fonctionnalité des ressources ou à leur épuisement. En effet, l'énergie contenue dans le matériau reste la même que ce soit le premier kilogramme ou le dernier kilogramme disponible qui est extrait. À fortiori, aucune indication n'est donc disponible quant à l'adaptation des utilisateurs des ressources lors de l'épuisement. De plus, aucun effet sur les utilisateurs suite à un épuisement ne peut être dérivé de l'analyse de l'énergie.

1.3.1.2 Analyse de l'exergie

L'analyse de l'exergie est une méthode de caractérisation des ressources naturelles de la catégorie 1 et se base sur le concept de *l'exergie*. L'exergie s'inspire du deuxième principe de la thermodynamique qui stipule que l'entropie d'un système croît pour des transformations irréversibles. L'exergie est la portion de l'énergie de la ressource qui peut être convertie en travail sous les conditions opératoires. L'exergie ne peut donc que diminuer au fil de la (ou des) transformation(s). C'est ainsi que se dissocient les concepts d'énergie et d'exergie, l'un étant conservé durant la transformation, l'autre ne pouvant que diminuer et ultimement atteindre une valeur nulle à l'équilibre. L'exergie peut être perçue comme un potentiel énergétique exploitable contenu dans les matériaux.

L'analyse de l'exergie considère la consommation d'exergie durant tout le cycle de vie du produit ou du procédé. C'est un indicateur de l'efficacité d'un processus ou d'un procédé. Dans ce sens, l'analyse de l'exergie est une évaluation des impacts du cycle de vie se rapportant à la consommation des ressources naturelles (Dewulf, 2007). Celle-ci bénéficie des bases de données utilisées en ACV, notamment *ecoinvent* et les exergies de différentes origines sont agrégées et pondérées sur l'ensemble du cycle de vie. Des données d'exergie sont données pour les minerais,

basées sur les données thermochimiques actuelles (De Meester). Les données d'exergie de différentes ressources ont été résumées par Dewulf et al. (Dewulf, 2007).

En appliquant un tel indicateur, un score d'impact plus élevé pour un produit A donné par rapport à un produit B signifie en quelque sorte « L'exergie contenue dans les minerais et métaux utilisés dans le cycle de vie du produit A est plus élevée que celle contenue dans les minerais et métaux utilisés dans le produit B ».

L'analyse de l'exergie donne des facteurs de caractérisation robustes et précis (De Meester; Dewulf, 2007), cependant l'exergie ne renvoie que des facteurs de caractérisation pour un minerai, sans calculer l'exergie de chaque métal contenu dans le minerai. Sa pertinence en tant qu'indicateur de l'épuisement des ressources est critiquable, car il ne donne aucune information quant à l'épuisement de la ressource : même si le dernier gramme de métal est extrait, le facteur de caractérisation demeurera inchangé (Wolf et al., 2012). Par ailleurs, les facteurs de caractérisation ne reflètent ni la fonctionnalité des ressources minérales et métalliques analysées ni le niveau d'épuisement de la ressource. En ce qui concerne la fonctionnalité, les ressources sont considérées en tant que substance contenant une énergie potentiellement exploitable et aucune indication n'est faite quant à la fonctionnalité qui peut être remplie par ce contenu énergétique, par l'exergie présente dans les ressources minérales et métalliques. L'exergie est donc un indicateur pertinent de fonctionnalité de la ressource pour les ressources ayant une fonction purement énergétique (par exemple pour un minerai de charbon), par contre elle ne permet pas de saisir les autres fonctionnalités. De plus, la fonctionnalité n'étant pas prise en compte, l'adaptation des utilisateurs ne peut être traitée par cette méthode. Le recyclage, quant à lui, peut être considéré d'un point de vue de l'efficacité énergétique du processus de recyclage, mais ne permet pas de distinguer les quantités de ressources qui sont dissipées par rapport à celles qui sont extraites. Pour finir, aucun facteur d'effet sur les utilisateurs de la ressource n'est défini par la méthode de l'analyse de l'exergie.

Bien que la méthode d'exergie soit une méthode performante, le fait de ne refléter ni la rareté de la ressource minérale ou métallique, ni la fonctionnalité des ressources traitées, ni les quantités récupérées par le recyclage, ni l'effet sur les utilisateurs en fait une méthode peu conseillée pour la prise en compte de l'épuisement de ces ressources en évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV).

1.3.1.3 La méthode « Swiss Ecoscarcity »

Cette troisième méthode de catégorie 1 présente l'évaluation des impacts comme une distance par rapport à un objectif prédéfini. L'idée sous-jacente réside dans le postulat que l'impact est défini comme la différence entre les données mesurées et les réglementations environnementales en vigueur. Les facteurs ont été définis pour la Suisse et mis à jour par Frischknecht et al. (Frischknecht, Steiner, & Jungbluth, 2009), mais sont adaptables à d'autres régions (Miyazaki, 2006).

En appliquant un tel indicateur, un score d'impact plus élevé pour un produit A donné par rapport à un produit B signifierait en quelque sorte « Pour les minerais et métaux utilisés dans le cycle de vie du produit A, les distances aux seuils réglementaires, en terme de quantité d'extraction, pondérées par les quantités des différentes ressources impliquées dans le cycle de vie du produit sont plus faibles que dans le cas du produit B ».

Les facteurs obtenus sont robustes, car la récolte de données primaires est possible, cependant aucune attention n'est portée sur les ressources minérales ou métalliques outre le gravier. Par ailleurs, même en incluant d'autres ressources, aucune indication n'est faite quant à la quantité de ressources restantes, à leur dissipation, ou à leurs fonctionnalités. Le recyclage peut être considéré par la méthode « Swiss Ecoscarcity » seulement si les réglementations environnementales en vigueur permettent de fixer des objectifs de recyclage des matériaux. Comme aucune indication n'est faite sur la fonctionnalité ou l'adaptation des utilisateurs, l'effet sur ceux-ci ne peut pas non plus être mesuré par cette méthode de catégorie 1. On peut se poser également la question de l'additivité des scores d'impacts exprimés en terme de distance à la valeur cible et du sens physique d'un tel indicateur d'impact.

1.3.2 Méthodes de la catégorie 2

1.3.2.1 La méthode CML

D'un point de vue conceptuel, la méthode CML considère un rapport entre utilisations et réserves des ressources. La méthode CML se base sur toutes les réserves existantes (accessibles ou non) et le taux de consommation mondial de la ressource. Le rapport entre utilisations et réserves est donné par le potentiel de déplétion abiotique, noté ADP pour *Abiotic Depletion Potential*. L'ADP

est donné par le ratio du taux d'extraction divisé par le carré de la quantité des réserves, par rapport à ce même ratio pour l'antimoine, la substance de référence :

$$ADP = \frac{\text{taux d'extraction de la ressource}}{\text{réserves existantes de la ressource}^2} \times \frac{\text{réserves existantes l'antimoine}^2}{\text{taux d'extraction d'antimoine}} \quad \text{Eq (1.2)}$$

Le fait d'utiliser la quantité des réserves au carré par rapport à la quantité des réserves est justifié par le fait qu'un ratio de production sur réserves pourrait ne pas donner d'indications quant à la taille des réserves et donc quant à l'épuisement global. La méthode considère ainsi qu'il est plus « grave » de prélever une fraction d'une petite réserve que la même fraction d'une plus grande réserve.

En appliquant un tel indicateur, un score d'impact plus élevé pour un produit A donné par rapport à un produit B signifie en quelque sorte « Le cycle de vie du produit A contribue plus à l'« épuisement global » de l'ensemble des ressources (toute fonctionnalité confondue) par rapport à celui du produit B, du fait de :

- soit une plus grande quantité de ressources utilisées,
- soit des ressources utilisées qui s'épuiseront plus tôt,
- soit des ressources utilisées dont le stock total est plus faible,
- soit une combinaison de ces trois paramètres qui conduit à un score plus élevé ».

En incluant la production annuelle mondiale dans son facteur de caractérisation, CML propose une méthode qui considère l'importance de la ressource pour les utilisateurs. La méthode CML présente ainsi les avantages de capturer la notion de rareté des ressources et de couvrir la plupart des ressources décrites comme cruciales pour l'Union européenne par le groupe de travail de la commission européenne (CE, 2010). Cependant les données sur les réserves utilisées par CML sont critiquées (Müller-Wenk, 1998), car telles qu'utilisées par CML les quantités de réserves contiennent aussi les réserves qui ne sont pas accessibles pour exploitation. L'impact de l'utilisation des ressources est ainsi sous-estimé. Certains auteurs ont d'ailleurs proposé d'utiliser la méthode CML avec une définition des stocks qu'ils jugent plus adéquate pour l'estimation de l'impact de l'utilisation des ressources (Van Oers et al., 2002)

Une autre limite de la méthode CML réside dans le fait qu'il n'y a aucune indication quant à la fonctionnalité que les ressources peuvent apporter aux utilisateurs. En effet, en additionnant des

kilogrammes d'antimoine équivalents, un épuisement général des ressources est considéré, comme si les ressources amenaient la même fonction. Par ailleurs, les calculs des facteurs de caractérisations se basent sur les quantités de ressources extraites sans faire la distinction entre la part de cette ressource extraite qui sera dissipée pour les utilisateurs et celle qui sera recyclée ou réutilisée par les utilisateurs futurs. Comme CML ne traite pas de la fonctionnalité des ressources, il est impossible de se pencher sur l'adaptation des utilisateurs face à l'épuisement de celles-ci. En suivant le même raisonnement, il n'est pas possible de mesurer l'effet sur les utilisateurs de l'utilisation des ressources.

Malgré ces limites, CML est la méthode de catégorie 2 recommandée par le *ILCD Handbook*, mais avec des améliorations nécessaires, prioritairement sur une analyse de la nature des réserves prises en compte et sur la fonctionnalité des ressources traitées.

1.3.2.2 Les méthodes EDIP

Les méthodes EDIP sont deux méthodes de catégorie 2. EDIP97 fut développé par Hauschild en 1998 et se base sur les quantités de ressources disponibles aux utilisateurs. Le fait que l'on ne donne pas dans cette méthode plus de poids aux ressources dont les stocks sont plus petits en valeur absolue est critiquable. Bien qu'une mise à jour de la méthode ait été faite il y a dix ans de EDIP2003, elle n'apporte pas d'améliorations qualitatives à la catégorie des ressources naturelles, seules les données ont été mise à jour. Les facteurs de caractérisation sont également normalisés différemment et s'expriment en terme de réserve-personne, à savoir la quantité de ressources accessibles pour une population mondiale moyenne (Hauschild et al., 2008). Cette quantité est estimée à l'aide du ratio entre ce qui a été extrait au courant de l'année 2004 et la population mondiale en l'année 2004.

En appliquant un tel indicateur, un score d'impact plus élevé pour un produit A donné par rapport à un produit B signifie en quelque sorte « Dans le cycle de vie du produit A l'utilisation des ressources représente une fraction plus élevée des ressources qu'aurait le droit d'épuiser une personne (en terme de quantité et toutes fonctionnalités confondues et considérées comme équivalentes) que dans le produit B, soit du fait d'une plus grande utilisation de ressources, soit du fait de l'utilisation de ressources qui s'épuiseront plus tôt ».

La définition des stocks telle que donnée par EDIP permet de distinguer ressources disponibles et ressources réellement accessibles. Cependant, les critiques d'EDIP2003 sont similaires à celles

concernant CML. Comme CML, EDIP2003 n'offre aucune indication sur la fonctionnalité des ressources qui sont considérées et ne permet pas de dissocier entre ressources extraites et dissipées. La même considération de mono-fonctionnalité de toutes les ressources entre elles peut être critiquée pour EDIP2003. Par ailleurs, cette mono-fonctionnalité ne permet pas de discriminer entre les utilisateurs et leurs moyens d'adaptation face à l'épuisement de la ressource. De plus, aucun effet n'est enregistré sur les utilisateurs qui font face à la diminution des réserves.

1.3.3 Méthodes de la catégorie 4

1.3.3.1 La méthode ÉcoIndicator99

EcoIndicator99 modélise l'épuisement des ressources naturelles jusqu'à l'aire de protection et la disponibilité future de la ressource (Goedkoop et al., 2001).

Elle se base sur la notion de surplus d'énergie pour analyser les impacts de l'utilisation des ressources. Le surplus d'énergie est la différence d'énergie nécessaire pour extraire la ressource aujourd'hui et l'énergie nécessaire pour extraire la ressource quelque part dans le futur. Son unité est le « MJ de surplus ». Le « quelque part dans le futur » est défini arbitrairement étant le point dans le futur où l'humanité aura extrait 5 fois ce qui avait été extrait historiquement jusqu'en 1995. La prédiction des tendances futures dépend donc de ce point arbitraire du futur (qui se trouve à une date différente et à un état d'épuisement différent pour chacune des ressources considérées).

EcoIndicator99 propose de se baser sur les modèles de Chapman et Roberts (Chapman & Roberts, 1983), pour évaluer les dommages sur les ressources (Chapman & Roberts, 1983; Goedkoop et al., 2001). Ces modèles se basent sur la notion de qualité des minerais. Plus un minerai contient de métal, plus il sera considéré de bonne qualité. La qualité dépend donc uniquement de la teneur en métal du minerai. Or, selon les modèles de Chapman et Roberts, le logarithme de la quantité extraite est proportionnel au logarithme de la qualité du minerai. C'est ce que montre Figure 1-4.

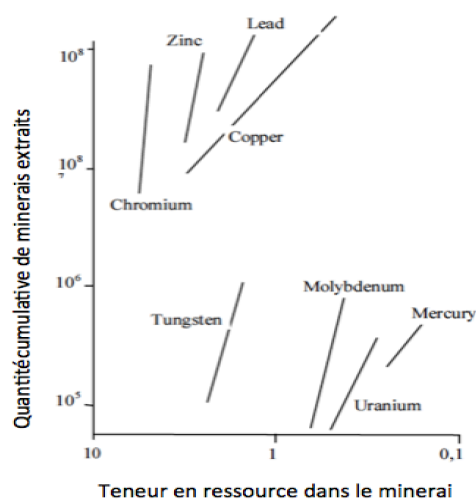


Figure 1-4. Pentas montrant les quantités extraites (exprimées en kg) par rapport à la teneur en métal dans le minerai (qualité, exprimée en %). Courbes adaptées de (Chapman & Roberts, 1983)

Ainsi, plus on extrait de minerai, plus la qualité de celui-ci diminue. Toujours selon les modèles de Chapman et Roberts, l'énergie nécessaire pour extraire, polir et purifier le minerai augmente avec la diminution de qualité du minerai et finalement, les facteurs de caractérisation de l'impact selon EcoIndicator99 sont obtenus par la pente reliant la teneur en métal dans le minerai et la quantité cumulative de minerai extrait tel qu'illustré dans la Figure 1-4.

En appliquant un tel indicateur, un score d'impact plus élevé pour un produit A donné par rapport à un produit B signifie en quelque sorte « Le surplus d'énergie qu'il faudra mettre en œuvre pour extraire les ressources rendues plus rares à cause de celles utilisées dans le cycle de vie du produit A (au moment où l'humanité aura utilisé 5 fois les quantités déjà utilisées en 1995) est plus grand que dans le cas du produit B ».

EcoIndicator99 permet donc de mesurer l'effet sur les utilisateurs par l'intermédiaire des efforts énergétiques additionnels à fournir pour continuer d'utiliser la ressource. Cependant, un premier inconvénient de la méthode EcoIndicator99 est qu'elle ne permet de prendre en compte ni la fonctionnalité des ressources, ni la substituabilité d'une ressource rendue difficilement accessible par une ressource alternative de la part des utilisateurs. Les adaptations des utilisateurs ne sont pas prises en compte par EcoIndicator99. Par ailleurs, aucun stock anthropogénique (c'est-à-dire en cours d'utilisation par l'Homme) n'est considéré. Par leur recyclage, leur réutilisation, il est possible de créditer, au moins en partie, ces stocks anthropogéniques aux stocks de matières

premières. Par ailleurs, EcoIndicator99 ne permet pas de discriminer entre les ressources extraites qui seront dissipées et celles qui seront récupérées par recyclage ou réutilisation.

La méthode est d'ailleurs incomplète, car elle ne considère que l'énergie additionnelle requise par une seule technologie d'extraction et qu'elle néglige les autres considérations énergétiques liées à une variation de technologies pouvant être plus énergivores (Ekvall & Weidema, 2004).

1.3.3.2 La méthode Impact 2002+

La méthode Impact2002+ est identique à d'EcoIndicator99 pour les ressources minérales (indicateur en MJ surplus). Un point critiquable additionnel de la méthode Impact 2002+ par rapport à ces deux méthodes précédentes est le fait que la catégorie *endpoint* « ressources naturelles » fait l'objet d'une agrégation avec une pondération implicite. En effet, les dommages des catégories « ressources minérales et métalliques » et « ressources non renouvelables » sont additionnés alors qu'il s'agit d'une énergie de surplus d'extraction pour les ressources minérales et métalliques et d'un contenu énergétique primaire pour les ressources non renouvelables. Leur unité est le « MJ » avec une pondération implicite de 1 MJ primaire = 1 MJ surplus = 1 MJ.

1.3.3.3 La méthode EPS

La méthode EPS évalue les impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques comme le prêt-à-payer pour restaurer l'impact infligé à toutes les générations qui auraient bénéficié de la ressource dissipée (Steen, 1999). Il s'agit donc d'une méthode qui évalue les impacts de l'utilisation des ressources sur la base des conséquences pour les utilisateurs futurs. Ainsi plus on dissipe la ressource, plus les générations futures devront être prêtes à payer pour restaurer le bien-être perdu lié à l'utilisation de ces ressources.

Les facteurs de caractérisation ont été développés pour la plupart des ressources minérales et métalliques et le prêt-à-payer des utilisateurs présents et futurs est estimé à partir de coûts directs de production et d'externalité telle que les émissions liées au cycle de vie de la ressource utilisée.

En appliquant un tel indicateur, un score d'impact plus élevé pour un produit A donné par rapport à un produit B signifie en quelque sorte « La somme d'argent qu'il faudra être prêt à payer pour continuer à extraire les ressources rendues plus chères à cause de celles utilisées dans le cycle de

vie du produit A (par les couts de production et les externalités) est plus grande que dans le cas du produit B ».

EPS permet donc de mesurer l'effet sur les utilisateurs lié à l'utilisation aujourd'hui de la ressource. Cependant, EPS ne permet pas de discriminer entre les diverses fonctions des ressources, pour lesquelles les prêt-à-payer des utilisateurs peuvent différer. De plus, EPS ne tient pas compte du recyclage des stocks anthropogéniques. Or, le besoin financier pour continuer à s'approvisionner en ressources peut être modifié par l'accès aux ressources via le recyclage. EPS ne permet donc pas de discriminer entre les ressources extraites qui seront dissipées et celles qui seront récupérées par recyclage ou réutilisation. Pour finir, la substituabilité des ressources – et donc l'adaptation des utilisateurs — et la compétition pour les ressources ne sont pas prises en compte avec EPS.

1.3.3.4 La méthode ReCiPe

La méthode utilisée dans les calculs d'impacts avec ReCiPe utilise le cout additionnel imposé à la société lié à l'extraction de la ressource pour caractériser l'impact de l'utilisation des ressources. L'unité de dommage pour l'aire de protection « ressources naturelles » est le dollar. Pour son évaluation monétaire, ReCiPe considère l'état actuel des technologies, mais en corrige les couts par l'utilisation d'un taux d'actualisation. Ce taux d'actualisation est fixé à 3 % par an.

L'impact s'exprime par le cout additionnel qu'il faut payer à cause de l'extraction de la ressource. ReCiPe fait d'ailleurs la distinction entre métal et minéral. On extrait les ressources depuis un minéral contenant plusieurs métaux. Ainsi, la méthode propose de prendre en compte l'épuisement des minerais plutôt que celui de chaque métal séparément. Un matériau est considéré en tant que ressource utile lorsqu'une valeur ajoutée économique en est retirée une fois que le minéral la contenant est extrait (Goedkoop & de Schryver, 2008).

En appliquant un tel indicateur, un score d'impact plus élevé pour un produit A donné par rapport à un produit B signifie en quelque sorte « Le cout additionnel que devra supporter la société pour extraire des minerais moins concentrés à cause de l'utilisation des ressources aujourd'hui dans le cycle de vie du produit A est plus grand que dans le cas du produit B ».

Comme EcoIndicateur99, ReCiPe exprime un effet de l'utilisation de la ressource sur les utilisateurs. Cet effet est monétaire dans le cas de ReCiPe. Cependant, l'effet mesuré sur les

utilisateurs mérite approfondissement, car les impacts sont basés sur l'augmentation des coûts d'extraction sans que les conséquences de cette augmentation sur les utilisateurs – alternatives technologiques ou ressources différentes pour remplir la même fonctionnalité — ne soient traitées. Par ailleurs, ReCiPe ne traite pas de la distinction entre la ressource et ses fonctionnalités. En considérant les fonctionnalités des ressources, les adaptations des utilisateurs face à l'épuisement pourraient être traitées afin d'approfondir le facteur d'effet. Ce n'est cependant pas le cas et les adaptations des utilisateurs ne sont pas non plus traitées par ReCiPe. De plus, les stocks qui seraient récupérés par recyclage et réutilisation ne sont pas considérés au niveau de l'évaluation des stocks disponibles. Finalement, ReCiPe ne comprend des facteurs de caractérisation que pour 17 ressources et il est difficile de compléter la méthode au vu de la complexité de sa modélisation (Klinglmair, Sala, & Brandao, 2014).

Malgré ses limites, la méthode ReCiPe est recommandée comme méthode de catégorie 3 pour la caractérisation de l'épuisement des ressources naturelles (Wolf et al., 2012). Ce choix est cependant un choix qualifié de « intérimaire ». Les auteurs du ILCD Handbook jugent ReCiPe comme immature pour représenter la causalité de l'épuisement des ressources naturelles et demeure la moins mauvaise alternative actuelle, sans pour autant donner satisfaction (Wolf et al., 2012)

1.4 Caractérisation des ressources en ACV selon l'approche fonctionnelle

La section précédente montre les forces, mais aussi les faiblesses des différentes méthodes de caractérisation des impacts de l'utilisation des ressources naturelles en ACV, illustrant les manquements des méthodes ACV sur la prise en compte de la fonctionnalité des ressources, de la réaction des utilisateurs face à l'épuisement de la ressource ainsi que le recyclage des ressources et de l'effet sur les utilisateurs de l'épuisement de celles-ci.

1.4.1 Définition de l'approche fonctionnelle

L'approche fonctionnelle pour caractériser l'épuisement des ressources minérales et métalliques a été ébauchée pour la première fois par Stewart et Weidema (Stewart & Weidema, 2005). L'idée centrale de cette méthodologie est que l'extraction d'une certaine quantité de ressources —

minérale et métallique dans notre cas – ne diminue pas la qualité de la ressource, mais que la consommation de celle-ci peut endommager la ressource de telle manière à ce que sa qualité ne satisfasse plus toutes les fonctionnalités auxquelles la ressource répond. Cette diminution de la qualité de la ressource augmente la compétition entre les utilisateurs. Stewart et Weidema (Stewart & Weidema, 2005) stipulent que suite à cette augmentation de compétition, les utilisateurs font face à une augmentation des coûts d'acquisition de la ressource ou à une obligation de changer de technologie ou de ressource pour continuer à bénéficier de sa fonctionnalité. Il est donc possible de monétiser l'effet de l'épuisement de la ressource sur les utilisateurs (Stewart & Weidema, 2005). Dans la plupart des cas, cette augmentation de la compétition forcera les utilisateurs à payer une somme d'argent différente pour conserver la fonctionnalité de la ressource qui s'épuise. Cette augmentation atteint cependant un plafond, lorsque la technologie ultime, dite de *back-up*, est atteinte (Stewart & Weidema, 2005). Une extraction à partir de cette technologie ultime extrait cette ressource présente en suffisamment grandes quantités pour être considérée comme infinie à l'échelle humaine. C'est la technologie ultime à laquelle les utilisateurs auront recours quand les réserves conventionnelles seront épuisées (Heal, 1976).

En considérant une ressource comme perdant de la qualité au cours de son utilisation et non durant son extraction, les auteurs conseillent aussi de faire la distinction entre la ressource extraite et la ressource dissipée, cette dernière étant la cause de l'augmentation de la compétition.

1.4.2 L'approche fonctionnelle appliquée à l'eau

Les développements pour la ressource eau sont les plus récents en terme de prise en compte de la fonctionnalité de la ressource (Boulay, Bulle, Bayart, Deschenes, & Margni, 2011). La méthode développée par Boulay se base sur le fait que les eaux de haute qualité sont plus rares que les eaux de moindre qualité, mais que ces eaux de haute qualité sont acceptables pour les fonctions nécessitant des eaux de moindre qualité. Ainsi les fonctions qui sont remplies par l'eau dépendent de la qualité de celle-ci. Les utilisateurs ayant recours à l'eau subissent un manque lorsque la quantité de ressource de qualité minimale pour leur fonctionnalité est dissipée. L'équation du calcul du facteur de caractérisation (CF) pour l'évaluation de l'impact de l'utilisation de l'eau sur la santé humaine des utilisateurs est donnée par Éq. (1.3) :

$$FC = \alpha \cdot U(1 - AC) \cdot EF \quad \text{Éq. (1.3)}$$

Où α exprime la compétition liée aux contraintes de disponibilité de la ressource. U est le pourcentage d'utilisateurs affectés par le changement de disponibilité de l'eau et AC est sa capacité d'adaptation face à une diminution de la disponibilité de l'eau. La capacité d'adaptation AC , l'utilisateur U et le facteur α sont adimensionnels. EF est l'effet qu'aura la privation de l'eau sur la santé humaine et est exprimé en DALY/m³.

L'approche fonctionnelle définie pour l'eau se base sur trois paramètres : la compétition, l'adaptation des utilisateurs et l'effet d'un épuisement de ressource sur ces utilisateurs. La compétition tient compte de la fonctionnalité des ressources. L'approche fonctionnelle développée pour l'eau semble adopter la prémisse selon laquelle, pour caractériser adéquatement l'impact relié à l'utilisation des ressources il faut traiter de la fonctionnalité de la ressource, de son recyclage, de la capacité d'adaptation des utilisateurs face à l'épuisement et de l'effet sur l'épuisement de la ressource. Les trois paramètres sont discutés dans les paragraphes qui suivent.

1.4.2.1 Facteur de compétition

Le facteur de compétition pour la ressource (α) est nécessaire pour dissocier les ressources ayant un même facteur d'effet. Cette nécessité peut être illustrée en considérant deux ressources dont la différence entre coûts d'acquisition futurs et actuels est presque identique. Prenons de manière purement qualitative, le zinc et le sel. Si l'abondance du sel dans le monde fait en sorte que son extraction aujourd'hui n'aura pas d'influence sur les autres utilisateurs, il n'en est pas de même pour le zinc qui est une ressource plus rare. L'extraction d'un kilogramme additionnel de zinc aujourd'hui privera, au moins en partie, certains futurs utilisateurs. L'impact de l'utilisation du zinc ne peut donc pas être le même que celui du sel. Un facteur de compétition devra permettre de mettre en perspective l'importance de la compétition sur l'évaluation des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques.

Dans le cas de l'eau, les facteurs de compétition traduisent le nombre d'utilisateurs du même bassin versant que l'utilisation dissipative de l'eau prive : si le taux de dissipation totale dans le bassin versant est élevée par rapport au taux de renouvellement de l'eau, chaque m³ d'eau additionnel est « pris » à un autre utilisateur. Ainsi, une compétition de 0 % exprime le fait que dans ce bassin versant le taux de renouvellement de l'eau est suffisamment élevé par rapport au taux de dissipation pour qu'aucune compétition n'existe entre les utilisateurs, tandis qu'une compétition de 100 % exprime que l'eau dans ce bassin versant est dissipée à un taux élevé par

rapport au taux de renouvellement, de sorte que la totalité de l'eau additionnelle dissipée est « prise » aux utilisateurs en compétition.

Bien qu'adaptée à l'eau, la définition du facteur de compétition présente un inconvénient majeur quand il s'agit de traiter les ressources minérales et métalliques. Il se base sur la notion de qualité de l'eau, en supposant qu'une eau de qualité supérieure pourra toujours remplir la fonctionnalité d'une eau de qualité inférieure. Le facteur de compétition dépend de la quantité d'eau disponible dans la qualité requise pour une fonctionnalité. Ceci n'est pas applicable au cas des ressources minérales et métalliques, pour lesquelles il n'existe pas une telle notion de la qualité de la ressource. En effet, la qualité de la ressource se rapporte à la teneur en ressource dans le minerai, mais n'influence pas les fonctionnalités de la ressource. Ainsi la notion de « stocks par fonctionnalité » n'existe pas dans le cas des ressources minérales et métalliques.

Bien que l'indice de compétition soit nécessaire pour caractériser l'impact de l'utilisation des ressources, aucun indicateur n'existe pour la compétition sur les ressources minérales et métalliques. Un indicateur de compétition pour les ressources minérales et métalliques doit être défini pour tenir compte de chaque fonctionnalité d'une ressource donnée, afin de montrer à quel point les utilisateurs des différentes fonctionnalités génèrent une compétition unique pour la même ressource malgré les diverses fonctions recherchées.

1.4.2.2 Capacité d'adaptation des utilisateurs

Le deuxième terme de l'équation du facteur de caractérisation représente les capacités des utilisateurs des ressources à s'adapter à un épuisement de celles-ci. Dans les travaux sur la ressource eau, l'hypothèse a été émise que les capacités d'adaptation sont reliées au PIB du pays dans lequel se trouvent les utilisateurs (Boulay et al., 2011). En effet, le marché de l'eau est un marché national et un secteur public (UNESCO, 2003; World Bank, 2008). Plus le pays sera riche (c.-à-d. un PIB élevé), plus le pays sera capable de s'adapter à un épuisement de la ressource via divers mécanismes (technologie alternative, importation de l'eau, etc.).

Cependant, dans le cas des ressources minérales et métalliques, il n'est plus possible de raisonner de la sorte, car le marché mondial est privatisé pour la plupart des ressources minérales et métalliques. Les achats des ressources ont lieu sur un marché privé, international et il s'agit d'estimer la capacité d'adaptation des utilisateurs selon le secteur d'utilisation de la ressource.

Pour connaître le secteur dans lequel une ressource sera utilisée, une analyse de la fonctionnalité que procure la ressource est nécessaire.

Par ailleurs, la capacité d'adaptation des utilisateurs dépend de la substituabilité de la ressource qu'ils utilisent pour leur fonction. Les rapports de l'*US Geological Survey* (USGS) traitent qualitativement de la substituabilité de chaque ressource par des ressources alternatives, dépendamment des applications envisagées (USGS, 2012). Le rapport de la commission européenne quantifie cette capacité à remplacer la ressource par un indicateur de substituabilité (CE, 2010). La faisabilité du remplacement dépend des fonctionnalités et les données quant aux ressources alternatives peuvent être compilées à partir de la littérature pour certaines applications du cadmium (E. Brooman, 1993; Gaydos, 2008), du nickel (E. W. Brooman, 2001; Cairns, 1985, 1986), du cobalt (Mohammadpour, Abachi, & Pourazarang, 2012) et du lithium (Yaksic & Tilton, 2009).

1.4.2.3 Facteur d'effet

Le facteur d'effet pour l'eau relie l'utilisation de l'eau à un effet sur la santé humaine à cause de la diminution de la disponibilité de celle-ci. L'épuisement des ressources n'a pas de conséquences directes sur la santé humaine. Le facteur d'effet développé pour l'eau ne s'applique donc pas pour la prise en compte de l'effet de l'épuisement des ressources minérales et métalliques.

Pour le facteur d'effet EF pour les ressources minérales et métalliques, il est possible de dériver un indicateur monétaire pour l'épuisement des ressources (Stewart & Weidema, 2005). Cet indicateur monétaire peut être vu comme la différence de coût financier entre les coûts actuels d'acquisition des ressources remplissant une certaine fonctionnalité et les coûts futurs d'acquisition de ressources remplissant cette même fonctionnalité. Ainsi, plus une acquisition de cette ressource est bon marché actuellement et chère dans le futur, plus l'impact de l'utilisation de cette ressource sera grand. En d'autres mots, l'extraction d'une ressource facilement accessible a le plus d'impact parce que cette ressource extraite est de grande qualité (Behrens, 2007; Eggert, 2011; Marvasti, 2000).

La définition des coûts d'acquisition n'est cependant pas claire. Stewart et Weidema (2005) ne prennent pas parti dans la définition de ces coûts d'acquisition. Ceux-ci peuvent être des coûts d'extraction de la ressource (Heal, 1976; Hunt & Coombs, 2008; Yaksic & Tilton, 2009), des

prix de vente sur les marchés régionaux ou mondiaux (Agbeyegbe, 1993; Ahrens & V.R., 1997; Berck & Roberts, 1996; Howie, 2001) ou un amalgame des deux (Reynolds, 1999; Stollery, 1983). Par ailleurs, la définition de technologie ultime pour calculer les couts d'acquisition dans le futur de Stewart et Weidema (Stewart & Weidema, 2005) n'est pas claire. La technologie ultime est-elle réellement donnée par une technologie d'extraction de la ressource ou peut-il s'agir d'un moment dans le futur à partir duquel la ressource est entièrement substituée par une autre ressource qui remplit la même fonctionnalité ?

Bien que l'approche de Stewart et Weidema (Stewart & Weidema, 2005) offre une perspective pour la caractérisation des impacts de l'utilisation des ressources naturelles selon leur fonctionnalité par une unité monétaire, plusieurs interrogations restent en suspens. Certaines méthodes qui traitent de l'utilisation des ressources existent en dehors de l'ACV et offrent des perspectives intéressantes pour répondre à ces interrogations dans l'optique d'opérationnaliser l'approche fonctionnelle de Stewart et Weidema (Stewart & Weidema, 2005). Elles sont présentées dans la section qui suit.

1.5 Les ressources au-delà de l'ACV

Outre les méthodes qui permettent de caractériser les ressources naturelles en ÉICV, il existe d'autres méthodes qui ne sont pas appliquées dans un cadre ÉICV. Un aperçu de ces différentes méthodes qui vont au-delà de l'ACV est donné ci-dessous.

1.5.1 L'analyse de flux de matières (Material flow analysis, MFA)

Le MFA est une méthode qui permet d'évaluer l'efficacité de l'utilisation des ressources naturelles (Scale, 2003). À l'aide d'une telle analyse, il devient possible d'optimiser les flux de matières et d'énergies d'un système en se basant sur des bilans de masses.

La Figure 1-5 illustre le concept d'analyse de flux de matières :

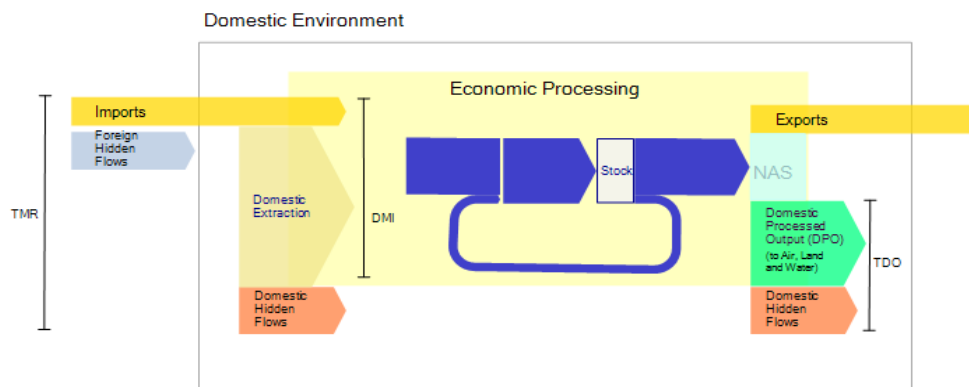


Figure 1-5. Méthode de l'analyse de flux de matières. Adaptée de (Bainbridge, 2009).

L'analyse de flux de matières montre des similarités avec l'ACV. En effet, la MFA commence par une analyse du système qui s'apparente à un inventaire du cycle de vie puis en se basant sur cet inventaire, il est possible de déterminer où les plus grandes pertes ont lieu et quels sont les processus les moins efficaces en terme d'utilisation des ressources dans la chaîne de valeur d'un matériau (Finnveden & Moberg, 2005). L'analyse de flux de matières a un avantage principal : comme l'impact potentiel de chaque matériau est défini, les matériaux polluants, mais indispensables vont être identifiés et pourront jouir d'une attention particulière en terme de recyclage et/ou réutilisation. Par ailleurs, le flux de matière permet de savoir quelle proportion des matières extraites est recyclée et/ou réutilisée.

Par ailleurs, une analyse de flux de matières permet aux industries de réduire leur quantité de déchets, leurs risques et donc leurs coûts. Des bénéfices non négligeables peuvent ainsi être obtenus en diminuant les pertes de matériaux. Une analyse de flux de matières permet donc d'augmenter l'efficacité d'une économie tout en diminuant l'utilisation de produits néfastes. De plus, une analyse de flux de matières permet de discriminer entre ressources extraites et ressources économiquement accessibles aux utilisateurs. En effet, si les frontières du système sont définies en tant que frontières géographiques, les exportations d'un pays producteur d'une ressource peuvent être suivies et les quantités disponibles pour les utilisateurs provenant des autres pays peuvent être obtenues.

1.5.2 Analyse des stocks anthropogéniques

L'analyse des stocks anthropogéniques (c.-à-d. les stocks en phase d'utilisation) prend en compte les stocks disponibles des ressources en incluant toutes les ressources qui sont potentiellement réutilisables parce que déjà en circulation (Schneider et al., 2011). L'analyse des stocks anthropogéniques offre une nouvelle perspective des stocks que l'on peut considérer en ACV. Les données requises pour évaluer les stocks anthropogéniques sont obtenues à l'aide des analyses de flux de matières (MFA). Cependant, elles ne sont disponibles que pour un nombre restreint de ressources. L'analyse de stocks anthropogéniques permet de considérer les quantités de ressources qui sont rendues disponibles après avoir été présentes dans un produit pouvant servir à d'autres fonctionnalités par la suite.

À part dans l'analyse de l'exergie, aucune méthode ÉICV ne considère le recyclage dans la modélisation des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques et la définition des stocks est critiquable. Par ailleurs, aucune méthode ne tient compte de l'aspect dynamique de ces stocks.

1.5.3 Courbes de disponibilité cumulées (Cumulative availability curves)

La courbe de disponibilité cumulée indique la quantité d'un minerai qui peut être récupérée sous les conditions technologiques actuelles depuis une ressource existante (Yaksic & Tilton, 2009). Contrairement aux autres indicateurs sur les ressources naturelles, la méthode basée sur la courbe de disponibilité cumulée ne considère pas les ressources naturelles ou les réserves comme des entités fixes. Elle prend en compte les évolutions des technologies ainsi que les découvertes de nouveaux stocks de ressources. Cette méthode d'indicateur se base sur le prix, reflétant ainsi jusqu'à quel point, il est économiquement rentable d'extraire une ressource. La courbe de disponibilité cumulée prédit l'évolution à long terme du coût d'acquisition des ressources naturelles. La Figure 1-6 montre une courbe de disponibilité cumulée pour le lithium.

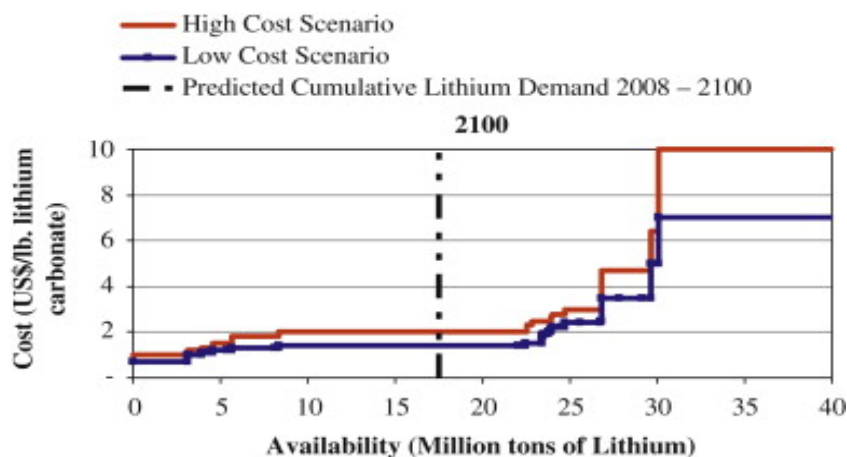


Figure 1-6 : courbes de disponibilités cumulées pour le lithium. Issues de (Yaksic & Tilton, 2009).

Plusieurs facteurs influencent la forme de la courbe : la vitesse de l'évolution mondiale de la demande en ressource naturelle, les innovations technologiques et les découvertes de nouveaux gisements de matières premières. Les facteurs agissent différemment sur l'allure de la courbe. Les innovations font descendre la courbe sur les graphes au fur et à mesure que le temps avance, car elles entraînent une diminution des coûts d'extraction. La disparition des ressources, quant à elle, fait augmenter les coûts d'extraction et donc remonter la courbe au fur et à mesure que le temps avance.

Au-delà de 30 millions de tonnes de lithium, Yaksic et al. (Yaksic & Tilton, 2009) proposent une stabilisation des coûts d'extraction. Ceci est explicable par le fait qu'on atteint la technologie ultime d'extraction du lithium. Cette technologie ultime a un coût fixe et on retrouve cette information horizontalement sur la Figure 1-6 : 10 et 7 dollars (sur les courbes pessimistes et optimistes respectivement). Afin d'en définir les coûts, la technologie ultime, dite de *back-up*, doit être identifiée. C'est la technologie ultime à laquelle feront appel les utilisateurs de la ressource qui s'épuise. Dans le cas du lithium, Heal (Heal, 1976) et Yaksic et al. (Yaksic & Tilton, 2009) considèrent que les ressources abiotiques minérales et métalliques sont présentes en grandes quantités dans les océans et les eaux de mer.

S'il est possible d'obtenir les courbes de disponibilité cumulée pour toutes les ressources minérales et métalliques, une utilisation en ACV de ces courbes est possible. En effet, ces courbes répondent aux besoins identifiés par Stewart et Weidema (Stewart & Weidema, 2005) dans l'expression de la différence entre les coûts actuels d'acquisition des ressources et les coûts

futurs d'acquisition des ressources. Ces couts d'acquisition sont alors des couts d'extraction de la ressource. Un inconvénient subsiste : bien que l'allure des courbes de disponibilité cumulée donne un aperçu des tendances à l'épuisement, des efforts sont nécessaires dans la réduction des incertitudes afin de pouvoir appliquer la méthode de la courbe de disponibilité cumulée à toutes les ressources.

1.5.4 Approche par taux d'actualisation des prix

Les courbes de disponibilité permettent de répondre à la question soulevée précédemment concernant la nature des couts d'acquisition des ressources. Cette approche se base sur les couts d'extraction de la ressource, dont la pertinence est discutée à cause de leur présence en tout début de la chaîne d'approvisionnement (Levhari & Pindyck, 1981; Sterman, 2002). Une autre approche pour quantifier le facteur d'effet est de se placer au moment de l'épuisement des stocks considérés et de définir une actualisation des prix (Hotelling, 1931; Solow, 1974; Standeart, van Overbeke, & de Caemel, 2012). Cette méthode se base sur le principe de l'actualisation de la monnaie qui stipule qu'un dollar aujourd'hui vaut plus qu'un dollar demain (Hotelling, 1931). Ainsi, le prix sur le marché des ressources augmente selon la loi d'Hotelling (1931) (Hotelling, 1931) à un taux égal au taux d'actualisation jusqu'à rupture des stocks. Avec le taux d'actualisation, il est possible d'obtenir le prix des ressources au moment de la rupture des stocks pour les utilisateurs nécessitant encore la ressource. La variation des couts d'acquisition proposée par Stewart et Weidema (Stewart & Weidema, 2005) se résumerait à la différence entre le prix actuel et le prix ultime dans le but de monétiser l'effet sur les utilisateurs de l'épuisement de la ressource.

Un facteur de correction est à apporter aux taux d'actualisation rencontrés dans la littérature (Standeart et al., 2012) afin d'implémenter cette méthode de taux d'actualisation en ACV par le biais de l'ÉICV. En effet, les taux d'actualisation d'individus sont plus élevés que les taux d'actualisation de la société en général (Standeart et al., 2012). Les modèles présentés dans la littérature sont donc biaisés par les idiosyncrasies de modélisateurs. Par cette correction proposée, il est possible d'exprimer la consommation des ressources par les prix corrigés du marché pour prendre en compte cet écart entre perceptions personnelles de modélisateurs et l'actualisation réellement perçue par la société. Cependant, la prise en compte de taxes et de la compétition peut

influencer cette correction et la méthode de correction nécessite approfondissement (Standeart et al., 2012).

1.5.5 Économie des ressources

Plusieurs autres auteurs traitent des ressources d'un point de vue économique, permettant d'apporter des pistes de solutions aux manquements des méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie actuelles. Leurs apports sont résumés dans cette section.

Cités précédemment, les rapports de l'USGS et de la commission européenne présentent des données sur la substituabilité des ressources selon leur fonctionnalité. Les rapports de l'USGS font état des stocks et des quantités de ressources extraites tous les ans dans le monde et font état du recyclage des ressources minérales et métalliques aux États-Unis (USGS, 2012). Le rapport de la commission européenne fait état d'une liste de 14 éléments dont l'approvisionnement est critique en Europe, étant donné leur faible substituabilité (CE, 2010). La faible substituabilité n'est cependant pas la seule cause de l'approvisionnement critique et plusieurs auteurs, repris ci-dessous, se penchent sur cette problématique. Ils stipulent que les stocks et les productions mondiales ne sont pas suffisants pour quantifier l'aspect critique de l'utilisation des ressources, mais les contraintes politiques et économiques doivent entrer en compte lors de l'évaluation des impacts de l'utilisation des ressources :

- Le « *Resource Efficiency Knowledge Transfer Network* » (Morley & D., 2008) a produit un rapport dans lequel il classe 69 métaux et minéraux comme étant critiques. En plus de paramètres tel la consommation ou le potentiel de réchauffement climatique, la substituabilité des ressources y est adressée
- Plus généralement, le rapport du département de l'environnement britannique passe en revue les enjeux économiques de ressources pour les grands secteurs économiques mondiaux (DEFRA, 2012). Les enjeux sont concentrés sur l'accès à la ressource et les stratégies d'adaptation face à l'épuisement des ressources minérales et métalliques dans le monde.
- Un indicateur sur le potentiel de rareté économique (i.e. *supply risk*), qui définit à quel point l'approvisionnement de la ressource est difficile à cause de contraintes politiques et économiques, a récemment été développé stipulant que les aspects politiques et

économiques influençant le risque d'approvisionnement pour les utilisateurs des ressources sont négligés en analyse du cycle de vie (Schneider et al., 2013). Certaines ressources qui sont jugées non critiques en terme de disponibilité montrent une criticité par rapport à leur accessibilité pour les utilisateurs. Ces ressources sont d'ailleurs énumérées dans le rapport de la Commission Européenne sur la criticité des matériaux (CE, 2010).

- Certains auteurs ont émis la possibilité d'amalgamer les aspects de disponibilité géologique et d'accessibilité économique dans un indicateur unique et passent en revue les possibilités présentes dans la littérature pour le faire (Adibi, 2014; Graedel, 2012; Schneider et al., 2013)

1.5.6 Analyses de criticité des ressources

Dans un manuscrit dont je suis le co-auteur (Sonnemann, 2014), nous avons analysé les lacunes des modèles de caractérisation de l'épuisement des ressources à la lumière des critères généralement utilisés lors de l'évaluation de la criticité des ressources.

Il ressort de cette revue critique de la littérature une grande complémentarité entre les deux approches : non seulement l'analyse de cycle de vie permettrait une meilleure prise en compte des enjeux environnementaux pour le moment mal cernés dans les analyses de criticité des ressources, mais l'analyse de cycle de vie aurait à gagner en s'inspirant de certains indicateurs pris en compte dans les analyses de criticité qui permettent de quantifier la substitutabilité et l'importance relative des différentes ressources pour la société, ainsi que certains enjeux économiques et géopolitiques au-delà des données purement géologiques.

1.6 Les enjeux environnementaux de l'électrification des transports

Réduire les émissions de gaz à effet de serre est un but international, mais l'atteinte de cet objectif est compliquée par l'augmentation incessante de la consommation de carburant pétrolier par les véhicules. Le nombre de véhicules dans le monde sera doublé d'ici 2035 (LeBeau, 2012). Une demande grandissante pour le pétrole et l'essence est ainsi prédite, donnant lieu aux inquiétudes concernant les émissions de GES et les changements climatiques (Ellingsen, 2013). Afin de contrer cette augmentation de GES, les pouvoirs décisionnels tentent de sensibiliser le

public à l'achat de véhicules hybrides ou électriques. Dépendamment de la nature du bouquet énergétique utilisé pour recharger les batteries des véhicules électriques, ces véhicules montrent un potentiel de réduction des émissions de GES (Notter, 2010; Samaras & Meisterling, 2008).

Au Québec, les objectifs émis par le Plan d'Action pour les Véhicules Électriques du gouvernement du Québec (MDDEFP, 2011) sont de remplacer 18 % des véhicules à combustion sur les routes du Québec par des véhicules électriques. Il s'agit d'instaurer 300.000 véhicules électriques d'ici 2020 et 1,2 million de véhicules électriques d'ici 2030. Le Québec présente un bouquet électrique composé à 95 % d'hydroélectricité (MERN, 2014) et le potentiel de réduction de GES par l'ajout de véhicules électriques y est fort. Bien que d'autres pays n'aient pas un bouquet électrique basé sur l'hydroélectricité, la réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) passe aussi par l'électrification des transports et si les buts des politiques sont atteints, 3,8 millions et 15 millions de véhicules électriques sont attendus sur les routes de ces pays d'ici 2020 et 2030 respectivement (Becker & Sidhu, 2009; Ingram, 2013).

Il existe différents types de batteries sur le marché, tous se basant sur différentes ressources naturelles. Actuellement, les batteries nickel-métal-hydrure (NiMH) et les batteries au nickel-cadmium (NiCd) sont les plus courantes (Axsen, Burke, & Kurani, 2008), mais les batteries lithium-ion (Li-ion) montrent des améliorations considérables et devraient dominer le marché des batteries pour véhicules électriques dans le futur (Majeau-Bettez, Hawkins, & Strømman, 2011), leurs performances étant dues à un électrolyte non aqueux, éliminant la réaction parasite de décomposition de l'eau (Schwarz & Gindroz, 2005).

Si les objectifs mondiaux de 3,8 millions de véhicules électriques en 2020 sont respectés, on peut estimer que la consommation annuelle des ressources métalliques nécessaires pour la fabrication des batteries augmentera de manière significative. Les batteries des véhicules électriques consomment de grandes quantités de ressources pour leur fabrication et une telle augmentation du nombre de véhicules électriques, donc du nombre de batteries, peut être une problématique sérieuse en matière d'utilisation des ressources minérales (Amara, 2009; Lomborg, 2013). Il est pertinent de s'interroger sur un potentiel déplacement de problème environnemental du réchauffement global vers l'épuisement des ressources.

Andersson et al ont étudié l'effet d'échelle sur l'introduction de batteries de véhicules électriques et le nombre de batteries qu'il était possible de produire dépassait largement les besoins pour

renouveler la flotte mondiale de véhicules légers (Andersson & Rade, 1999, 2001). Les études d'Andersson et al considèrent que la totalité des ressources disponibles est utilisée à des fins de production de batteries et la compétition avec les autres utilisations des ressources n'est pas traitée. L'adaptation des utilisateurs face à la grande demande de ressource pour une application donnée n'est pas considérée par ces études. En revanche, bien que le recyclage soit considéré, les études d'Andersson sont basées sur des technologies de batteries qui sont obsolètes, lorsque comparées avec les études récentes (Ellingsen, 2013; Majeau-Bettez et al., 2011).

1.7 Conclusions de la revue de littérature

Au terme de cette revue de littérature, les enjeux de l'électrification des transports ont été passés en revue. Pour éviter le déplacement des problèmes du réchauffement climatique vers d'autres catégories d'impacts (toxicité, écotoxicité, épuisement des ressources naturelles nécessaires à ces batteries) l'utilisation d'une méthode holistique de caractérisation des impacts telle que l'analyse du cycle de vie est nécessaire.

Bien que la modélisation de la catégorie d'impact de l'utilisation des ressources naturelles se soit améliorée depuis les débuts de l'ACV, aucune méthode ne fait encore consensus. Seules les méthodes de catégorie 4 EcoIndicateur99, Impact 2002+ et ReCiPe aboutissent à des facteurs de caractérisation pour l'impact sur l'aire de protection des ressources naturelles, mais plusieurs lacunes de ces méthodes sont à déplorer. Les méthodes existantes en ACV et ailleurs ne considèrent pas les ressources selon leur fonctionnalité. La dimension du recyclage et de la réutilisation n'est pas systématiquement traitée pour le moment en analyse du cycle de vie. Or, une ressource ne sera épuisée pour les utilisateurs que lorsque tous les stocks seront dissipés, incluant les stocks de ressources actuellement en utilisation et potentiellement recyclables. Si la ressource est entièrement recouverte en fin de vie, on peut considérer que le stock n'est pas diminué, il est simplement déplacé. De plus, ces méthodes ne permettent pas de prendre en compte l'interchangeabilité des ressources lorsqu'un utilisateur peut substituer sa ressource par une ressource alternative remplissant la même fonctionnalité pour s'adapter à l'épuisement. Cette adaptation des utilisateurs peut aller au-delà de la substitution de la ressource et nécessite une attention particulière. De plus, l'effet de l'épuisement de la ressource n'est pas toujours traité dans les méthodes ACV.

Les trois pistes principales d'améliorations envisageables pour les méthodes existantes sont donc la considération d'une ressource selon sa fonctionnalité, l'intégration de la distinction entre ressource extraite et ressource dissipée et intégrer l'adaptation des utilisateurs afin de mesurer la compétition entre les utilisateurs due à un épuisement des ressources, tout en définissant les effets sur les utilisateurs de l'épuisement des ressources.

Bien qu'une approche par fonctionnalité des ressources soit prometteuse, elle n'est pas opérationnelle. Les modèles de compétition résultant de l'approche fonctionnelle ne sont définis que pour la ressource eau et une définition de la compétition pour les ressources minérales et métalliques est nécessaire. Quant à l'intégration de la notion de dissipation, l'approche fonctionnelle ne permet pas d'y répondre dans l'état de l'art actuel. Elle traite un épuisement de la ressource lorsque celle-ci est extraite et ne considère pas le recyclage et la réutilisation des ressources. Par ailleurs, l'approche fonctionnelle ne prend pas en compte la substituabilité des ressources, ni l'adaptation des utilisateurs face à l'épuisement de celles-ci. Ceci nuit à la dimension fonctionnelle de la caractérisation des impacts étant donné qu'une ressource peut en substituer une autre qui s'épuise et influencer l'impact de l'utilisation des ressources minérales et métalliques. Il est donc nécessaire d'introduire la notion d'adaptation des utilisateurs afin d'évaluer la compétition due à l'épuisement des fonctionnalités des ressources minérales et métalliques.

De plus, le facteur d'effet proposé par Stewart et Weidema pour la monétisation des impacts de l'épuisement des ressources minérales et métalliques fait état d'une différence de coûts d'acquisition actuels et de coûts d'acquisition futurs, mais une clarification est nécessaire sur ce que doivent représenter ces coûts. Ceux-ci peuvent être des coûts d'extraction, des prix, ou un intermédiaire entre les deux. Indépendamment de leur nature, plusieurs méthodes existent dans la littérature hors analyse du cycle de vie pour définir le facteur d'effet comme étant la différence de coûts d'acquisition entre aujourd'hui et lors que les stocks facilement accessibles seront épuisés.

Par l'intégration de la notion de dissipation des ressources et de leur substituabilité et en déterminant la nature des coûts d'acquisition, il est possible d'opérationnaliser l'approche fonctionnelle. Ceci permet potentiellement la prise en compte de la dissipation de la fonctionnalité des ressources en analyse du cycle de vie. Cependant, une validation à grande

échelle de l'opérationnalisation de l'approche fonctionnelle pour la compétition est nécessaire.
Ceci permet de mesurer la stabilité de l'approche fonctionnelle devant des ruptures majeures technologiques, par exemple l'introduction d'une grande flotte de véhicules électriques dans les prochaines années pour répondre aux politiques mondiales d'électrification des transports.

CHAPITRE 2 OBJECTIFS DE RECHERCHE

Aucune méthode traitant de l'épuisement des ressources naturelles minérales et métalliques utilisée en ACV n'est considérée assez mature et complète par le *ILCD Handbook* (2010) pour modéliser un impact sur l'aire de protection « ressources naturelles ».

2.1 Besoins de recherches identifiés

Les besoins de recherches identifiés suite à la revue de littérature pour répondre aux interrogations posées à la section 1.2, se situent au niveau de l'amélioration des méthodes utilisées actuellement. La définition des « stocks » et des « taux d'utilisation » doit être développée pour utiliser les forces de la modélisation CML et EDIP au niveau *endpoints* de l'impact. Pour ce faire, il est nécessaire de distinguer entre la fraction des stocks qui seront dissipés et la fraction des stocks qui seront réutilisés lorsqu'une ressource est extraite. De plus, la fonction de la ressource, non plus sa nature, doit être considérée. L'approche fonctionnelle, proposée par le *ILCD Handbook* et plusieurs auteurs identifiés à la section 1.2, semble être la piste d'amélioration à envisager. L'approche fonctionnelle permettrait aussi d'étendre la recherche vers les adaptations des utilisateurs et vers les effets de l'utilisation des ressources sur tous les utilisateurs des ressources.

Les besoins de recherche se situent donc au niveau du développement d'une nouvelle méthode de caractérisation des impacts se basant sur la fonctionnalité des ressources, l'adaptation de la part de ces utilisateurs, la distinction entre ressource extraite et dissipée afin d'introduire l'effet de l'épuisement des ressources sur tous ses utilisateurs.

Les méthodes traitant des ressources au-delà de l'ACV, quant à elles, présentent l'avantage de répondre en partie aux manquements des méthodes ACV identifiés à la section 1.3. Cependant, pour considérer une ressource selon sa fonctionnalité, en intégrant la distinction entre ressource extraite et ressource dissipée et l'adaptation des utilisateurs face à une compétition due à l'épuisement des ressources, aucune réponse faisant consensus n'est encore apportée par les méthodes passées en revue dans le chapitre précédent, à la section 1.4.

2.2 Objectifs

Basés sur la conclusion de la revue de littérature énoncée précédemment, les objectifs suivants sont proposés.

2.2.1 Objectif principal

L'objectif principal de cette recherche est de développer une méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie pour la prise en compte de l'impact de l'épuisement des ressources minérales et métalliques en considérant la fonctionnalité des ressources, la distinction entre ressource extraite et ressource dissipée et l'adaptation des utilisateurs qui sont en compétition pour les fonctionnalités des ressources, afin de définir l'effet de l'épuisement des ressources sur ces utilisateurs.

2.2.2 Objectifs spécifiques

Trois objectifs spécifiques découlent de l'objectif principal.

1. Mesurer la compétition entre les utilisateurs de la ressource en tenant compte de leur fonctionnalité. La compétition s'exprime par un facteur de compétition qui est calculé à partir des ressources dissipées et non extraites et dépendra de la capacité des utilisateurs à substituer les ressources minérales et métalliques par d'autres ressources fonctionnellement équivalentes.
2. Définir l'effet de l'épuisement des ressources minérales et métalliques sur les utilisateurs afin d'établir un facteur de caractérisation de l'impact pour ces ressources. L'effet tient compte de la fonctionnalité des ressources et de la différence en coûts d'acquisition de la ressource entre une acquisition faite aujourd'hui et une acquisition faite lorsque les stocks facilement accessibles sont épuisés.
3. Tester l'opérationnalisation de la méthode fonctionnelle développée pour le modèle de compétition selon une étude de cas qui permet de mesurer la stabilité des facteurs de compétition, obtenus lors du premier sous-objectif, lorsqu'un grand nombre de véhicules électriques sont introduits sur les routes mondiales.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE

L'approche générale pour répondre aux objectifs de la recherche est présentée à la Figure 3-1.

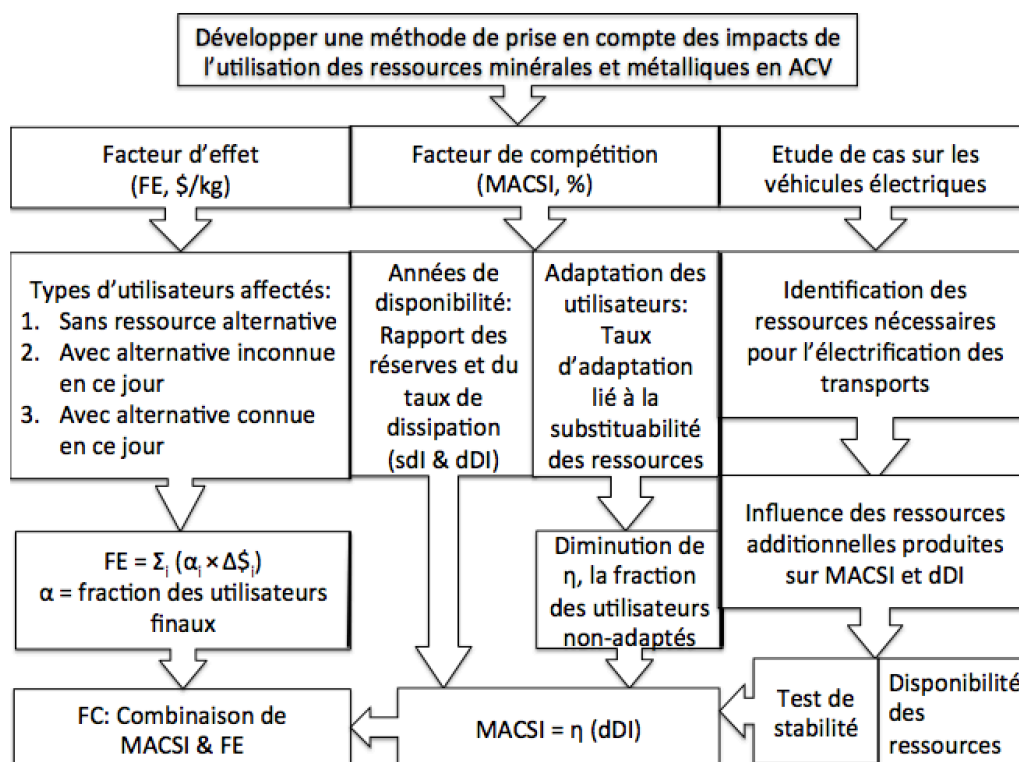


Figure 3-1. Représentation schématique de la méthodologie

La problématique a été définie suite à l'identification des besoins de recherche établis concernant la prise en compte de l'impact de l'utilisation des ressources en analyse du cycle de vie. Le mot ressource est utilisé au sens large, les besoins étant identifiés autant pour l'utilisation des terres, de l'eau, des ressources fossiles et des ressources minérales et métalliques. En parallèle, les plans d'électrification des transports, au Québec et dans le monde, révélaient la nécessité d'approfondir les recherches concernant l'efficacité des batteries de véhicules électriques, afin de les rendre concurrentiels, tant sur un point environnemental qu'économique, face aux véhicules à combustion. L'amalgame des deux besoins de recherche a mené à la définition du présent sujet de recherche : combler les lacunes de la prise en compte de l'impact de l'utilisation des ressources identifiées dans la littérature en développant une méthode de prise en compte des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques en l'appliquant à une étude de cas sur les ressources utilisées dans les batteries de véhicules électriques.

Afin de combler les lacunes de la prise en compte des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques en ACV, une analyse détaillée de la littérature a permis d'identifier les caractéristiques requises pour développer une méthode plus robuste que celles en cours d'utilisation. Ces caractéristiques sont :

1. la fonctionnalité des ressources,
2. les mécanismes d'adaptation des utilisateurs faisant face à la compétition due à l'épuisement, incluant la substitution des ressources par d'autres ressources fonctionnellement équivalentes,
3. la distinction entre ressource extraite et ressource dissipée
4. et l'effet sur les utilisateurs des ressources de l'épuisement de celles-ci.

Une approche fonctionnelle permet de développer une méthode qui ne traite plus les ressources pour leur nature, mais qui considère chaque fonctionnalité de la ressource à part entière. La fonctionnalité des ressources est une caractéristique intrinsèque qui doit transparaître dans tous les aspects de la méthode proposée. Quant à la méthodologie qui a mené à inclure les autres caractéristiques dans cette méthode, elle est présentée dans les sections qui suivent.

3.1.1 Facteur de compétition comptabilisant les adaptations des utilisateurs

Le facteur de compétition permet de distinguer deux ressources pour lesquelles le facteur d'effet serait identique. En effet, deux ressources ayant une différence de prix identique, mais l'une étant abondante et l'autre rare n'auront pas le même effet sur les utilisateurs lorsque leur disponibilité diminue. Ceci est dû au fait que chaque quantité de ressources plus rares viendrait à manquer à une plus grande fraction des utilisateurs que la ressource abondante, pour laquelle les utilisateurs peuvent se tourner vers d'autres réserves, d'autres stocks. Le facteur de compétition permet donc de pondérer la différence de coûts d'extraction selon la demande pour une ressource.

La compétition est exprimée par le MACSI (*Material Competition Scarcity Index*), qui varie entre 0 % et 100 %, exprimant la fraction d'utilisateurs de départ qui nécessitent encore un accès à la ressource lorsque sa réserve facilement accessible est épuisée. Afin de déterminer la fraction des utilisateurs qui ne s'adaptent pas, le modèle de compétition évalue la vitesse de dissipation des stocks facilement accessibles et le taux d'adaptation des différents utilisateurs de la ressource.

Le modèle se base ainsi sur les réserves mondiales, le taux mondial de dissipation de la ressource et la dynamique d'adaptation des utilisateurs. Le taux de dissipation de la ressource permet d'inclure les stocks issus du recyclage et de considérer les stocks anthropogéniques afin de distinguer ressource extraite et ressource dissipée.

3.1.1.1 Nombre d'années de disponibilité de la ressource

Le nombre d'années de disponibilité de la ressource, ou *static depletion index* (sDI), permet de regrouper les réserves mondiales et le taux mondial de dissipation de la ressource. En effet, ce nombre d'années est donné par le rapport entre les deux grandeurs, voir Eq (3.1).

$$sDI = \frac{\text{stocks de ressources}}{\text{taux de dissipation}} \quad \text{Éq. (3.1)}$$

Les stocks et le taux de dissipation des ressources doivent alors être définis.

La définition des stocks choisis est ce que le USGS définit comme étant les *reserve base* (USGS, 2012). Ces réserves considèrent les réserves accessibles actuellement et les réserves qui ont un potentiel de devenir économiquement rentables dans un avenir proche, soit sur un espace de temps s'apparentant à la durée de vie de l'exploitation d'un gisement. Ceci permet de considérer tous les stocks accessibles facilement aux utilisateurs en compétition.

Le taux de dissipation des ressources est défini comme étant la combinaison des ressources rendues non fonctionnelles en fin de vie et des ressources présentement en circulation en tant que stocks anthropogéniques. Le taux de dissipation est alors donné par la production primaire de ressources à laquelle on soustrait les quantités de ressources récupérées par le recyclage depuis les stocks anthropogéniques. Ces données sont disponibles dans les rapports annuels de l'USGS (USGS, 2012).

L'inconvénient du nombre d'années de disponibilité tel que défini par sDI est qu'il n'inclut pas la dynamique d'adaptation des utilisateurs. En effet, lorsque les utilisateurs s'adaptent en remplaçant la ressource par une autre ressource fonctionnellement équivalente, ils arrêtent de consommer la ressource initiale, la rendant plus disponible pour les autres utilisateurs. Le nombre d'années de disponibilité est corrigé pour tenir compte des stocks rendus disponibles par les utilisateurs s'étant adaptés à l'aide d'une autre ressource. Le nombre d'années de disponibilité s'exprime plus justement à l'aide d'un indice dynamique, appelé *dynamic depletion index* (dDI).

Une dernière amélioration méthodologique qui est apportée au calcul du nombre d'années de disponibilité est la considération du moment à partir duquel les utilisateurs se rendent compte que la ressource s'épuise et qu'ils ont intérêt à s'adapter face à cet épuisement. Il est en effet, peu probable que les utilisateurs des ressources ayant un nombre d'années de disponibilité de 1000 ans commencent à s'adapter dès à présent. Il a été supposé que l'adaptation des utilisateurs commence 150 ans avant l'épuisement de la ressource.

3.1.1.2 Temps d'adaptation des utilisateurs

L'adaptation est caractérisée comme étant la réaction des utilisateurs face à l'épuisement de la ressource. Le postulat de départ est que seule l'adaptation par remplacement de la ressource diminue les utilisateurs de la ressource. Ainsi au fur et à mesure que les utilisateurs s'adaptent, la fraction des utilisateurs non adaptés diminue. La dynamique de remplacement des ressources par une ressource fonctionnellement équivalente dépend de la substituabilité des ressources dans la fonctionnalité étudiée. En effet, certaines fonctionnalités se prêtent mieux à la substitution de la ressource que d'autres. La ressource de base peut aussi s'avérer indispensable pour certaines fonctionnalités pour laquelle aucune autre ressource ne peut remplir la fonction.

Les temps d'adaptation des utilisateurs sont liés à la substituabilité des ressources. Plus une ressource est facilement substituable, plus le temps d'adaptation sera court. La substituabilité de la plupart des ressources étant donnée par le USGS ou le rapport de la Commission Européenne (CE, 2010; USGS, 2012), il a été possible d'évaluer le temps d'adaptation des utilisateurs selon la substituabilité de la ressource dans sa fonctionnalité selon les expériences du passé (Carpenter, 2007; CE, 2010).

L'évolution de la fraction d'utilisateurs adaptés dans le temps est considérée comme linéaire, bien que comparée avec des évolutions exponentielles et sigmoïdales. Ainsi, si 80 % des utilisateurs s'adaptent en 100 ans, on considère que la fraction des utilisateurs non adaptés diminue linéairement de 0,8 % par an.

3.1.1.3 Dérivation du facteur de compétition

Lorsque les temps d'adaptation sont connus pour chacune des fonctionnalités, le cumul des utilisateurs non adaptés a été établi. L'évolution linéaire des utilisateurs non adaptés peut ainsi

être dérivée et la compétition pour la ressource sera obtenue par la fraction d'utilisateurs non adaptés lorsque dDI est atteint. Ainsi,

$$MACSI = \eta (dDI) \quad \text{Éq. (3.2)}$$

Où MACSI (%) le facteur de compétition, η (%) la fraction d'utilisateurs non adaptés et dDI le moment pour lequel les ressources facilement accessibles sont épuisées. En raisonnant de même pour toutes les ressources reprises par le USGS, il est possible de dériver les facteurs de compétition pour celles-ci.

3.1.2 L'effet et l'impact de l'épuisement des ressources sur les utilisateurs

L'effet mesuré sur les utilisateurs des ressources est la différence de prix d'acquisition de la ressource aujourd'hui et dans le futur, selon la fonctionnalité qu'elle remplit. Lorsque les prix d'acquisition augmentent, les utilisateurs réagissent de trois manières, enregistrant un facteur effet différent pour chacun :

1. Les utilisateurs n'ayant pas de ressource alternative pouvant remplacer la ressource initiale dans sa fonctionnalité et qui nécessiteront toujours la ressource initiale devront se la fournir en utilisant une technologie ultime (*back-up technology*) permettant d'extraire la ressource de gisements accessibles plus difficilement à un prix plus élevé.
2. Les utilisateurs n'ayant pas actuellement accès à une ressource alternative pouvant remplacer la ressource initiale dans sa fonctionnalité pour le moment, mais ayant un potentiel d'adaptation.
3. Les utilisateurs ont accès à une ressource alternative déjà connue pour la fonctionnalité considérée. Ils remplacent leur ressource initiale par la ressource fonctionnellement équivalente dès que cette ressource de remplacement devient moins chère que la ressource initiale.

Le prix d'adaptation pour les utilisateurs de type 2 et 3 a été supposé nul dans le modèle proposé, en utilisant l'hypothèse que les utilisateurs ne s'adapteront en moyenne qu'une fois que l'alternative coutera un prix équivalent à la ressource initialement utilisée, en conformité avec la loi de l'offre et de la demande. Pour mesurer le facteur d'effet sur les utilisateurs de type 1, le prix de la ressource obtenue avec la technologie ultime a été évalué. Ainsi le facteur d'effet

s'exprime comme la différence de prix pour les utilisateurs entre le prix actuel et le prix à la date de l'épuisement potentiel de la ressource facilement accessible. L'hypothèse sous-jacente du modèle est que si 1 kg de ressource additionnel est utilisé aujourd'hui, ça oblige la fraction non adaptée des utilisateurs futurs (MACSI) qui auraient eu besoin de ce kg à utiliser la technologie ultime pour extraire une fraction du kg dont ils ont besoin.

Afin de mesurer l'impact de l'épuisement des ressources, le facteur d'effet financier et le facteur de compétition sont multipliés. Le facteur de caractérisation de l'impact est donné par Éq. (3.3).

$$FC = MACSI \times PI_{BT}$$

Où FC (\$/kg) est le facteur de caractérisation, MACSI (%) la fraction des utilisateurs non adaptés en dDI, PI_{BT} (\$/kg) l'augmentation des prix de la ressource pour les utilisateurs de type 1 ($PI = price\ increase$). Cette augmentation des prix est par ailleurs actualisée.

3.1.3 Opérationnalisation de la méthode fonctionnelle par une étude de cas

Pour vérifier la pertinence de la méthode développée, celle-ci doit être opérationnelle en ACV. Afin de vérifier cette opérationnalisation, une étude de cas a été imaginée pour tester la stabilité des facteurs de compétition établis précédemment. L'idée de départ pour l'étude de cas est de vérifier que les ressources requises pour produire les batteries des véhicules électriques sont disponibles en quantités suffisantes pour introduire un grand nombre de véhicules électriques. Le nombre de véhicules électriques à introduire émane des plans d'électrification des transports publiés de par le monde dans les dernières années. L'analyse de l'incertitude permet aussi de vérifier l'opérationnalisation de la méthode en ACV, cependant l'incertitude n'est pas traitée dans ce sujet de recherche. Des recommandations sont faites pour les inclure dans les travaux futurs permettant de compléter la méthode développée.

D'une part, après identification du nombre de véhicules électriques à introduire, les quantités additionnelles de ressources nécessaires à la fabrication des batteries pour ces véhicules sont identifiées à l'aide des inventaires disponibles dans la littérature (Majeau-Bettez et al., 2011). D'une part, les quantités additionnelles de ressources nécessaires pour valider les plans d'électrification mondiaux font baisser le nombre d'années de disponibilité de la ressource (dDI), car le taux de dissipation de la ressource augmente. D'autre part, ces quantités de ressources additionnelles sont entièrement octroyées à l'utilisation finale de type « batterie ». Ainsi, les

pourcentages d'utilisation des ressources selon les utilisations finales changent. Ceci a pour conséquence de faire varier le facteur de compétition, MACSI, car le taux d'adaptation des utilisateurs change avec le changement de fraction d'utilisations finales et la diminution de la fraction des utilisateurs non adaptés varie. Le MACSI varie aussi avec la diminution du nombre d'années de disponibilité des ressources, car les utilisateurs ont moins de temps pour s'adapter si les réserves facilement accessibles sont épuisées plus tôt.

Le but de cette étude de cas est double. D'une part, la variation du nombre d'années de disponibilité des ressources ainsi que la variation des fractions d'utilisateurs finaux font en sorte que le facteur de compétition peut varier. Il est donc possible de vérifier la stabilité de ce dernier face à une rupture technologique majeure. Une stabilité des résultats de l'étude de cas démontre la stabilité du facteur de compétition. D'autre part, il est possible de vérifier la disponibilité des stocks requis pour l'électrification des transports afin de valider la faisabilité d'une introduction de véhicules électriques à grande échelle dans le monde.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: INTRODUCING A COMPETITION INDEX TO EVALUATE THE LIFE CYCLE IMPACTS OF METALLIC RESOURCE CONSUMPTION BASED ON FUNCTIONALITY AND SUBSTITUTABILITY

Cette section s'articule autour du manuscrit soumis au journal « Resources Conservation and Recycling » : « Introducing a competition index to evaluate the life cycle impacts of metallic resource consumption based on functionality and substitutability ».

4.1 Présentation du premier manuscrit

Le premier manuscrit élabore une méthode permettant de calculer la compétition entre les utilisateurs qui émane de l'épuisement des ressources. Cette compétition, traduite par un facteur adimensionnel de compétition, le MACSI (*Material Competition Scarcity Index*), permet d'évaluer la fraction des utilisateurs de la ressource qui auront encore besoin de celle-ci afin de satisfaire une de ces fonctionnalités lorsque les réserves facilement accessibles seront épuisées. En d'autres mots, cette fraction peut être interprétée comme la fraction de la ressource extraite qui viendra à manquer aux utilisateurs futurs.

Le facteur de compétition est basé sur la fonctionnalité des ressources, la capacité des utilisateurs à substituer la ressource par une ressource fonctionnellement équivalente et sur le nombre d'années de disponibilité de la ressource. Ce nombre d'années de disponibilité traduit à quel moment dans le futur surviendra l'épuisement des ressources qu'il est facile d'extraire.

La sensibilité des facteurs de compétition aux choix méthodologiques a été testée dans ce manuscrit, permettant de recommander les hypothèses de modélisation adéquates afin de quantifier la compétition le plus justement possible.

Bien que le domaine d'application des facteurs de compétition ne se limite pas à l'ACV, il est possible de considérer ces facteurs de compétition comme un indicateur d'impact au *midpoint*. Ainsi, cet impact problème s'exprime en terme de pourcentage d'utilisateurs n'ayant pas eu les moyens de s'adapter quand les ressources facilement accessibles sont entièrement dissipées. Ce pourcentage peut aussi être interprété comme le pourcentage du kilogramme de ressource dissipé aujourd'hui qui va manquer à ces utilisateurs futurs.

4.2 Introducing a competition index to evaluate life-cycle impacts of metallic resources consumption based on functionality and substitutability

Vincent De Bruille¹, Cécile Bulle¹, Olivier Jolliet², Thomas Dandres¹, Caroline Gaudreault^{3,1} and Réjean Samson¹

¹CIRAIG, Department of Chemical Engineering, P.O. Box 6079, Polytechnique Montréal (Qc), H3C3A7

²University of Michigan, School of Public Health, Dpt. of Environmental Health Sciences, Ann Arbor, Michigan, USA

³National Council for Air & Stream Improvement, P.O. Box 1036, Station B, Montréal (Qc) H3B 3K5

Date de soumission: 22 octobre 2014.

E-mail contact: vincent.de-bruille@polymtl.ca - Telephone contact: 514-839-0221

4.2.1 Abstract

This paper puts forward a competition index—the material scarcity index or MACSI—to characterize the life cycle impacts of resource dissipation based on functionality, user adaptability to the depletion and resource substitutability for future users. The proposed index assumes that 1) competition is correlated with resource availability and 2) competition decreases with increased resource substitutability. Resource depletion is only considered an issue when the functionality dissipation rate is higher than the user adaptability rate. A sensitivity analysis was undertaken to analyse various user adaptation pattern scenarios on which the recommendations are based. The proposed index was applied to seven metals used in electric vehicle batteries (aluminum, cadmium, cobalt, lithium, manganese, nickel and zinc). The competition factors vary from 0% of deprived users who will not be able to adapt to deprivation in the case of aluminum (an abundant and easily substitutable resource) to 90% of deprived users in the case of manganese. The index's robustness was tested with help of sensitivity analyses showing that 1) competition increases when the start of adaptation is delayed: the MACSI reaches 64% for aluminum when user adaptation is delayed to 50 years before depletion and 2) the MACSI decreases when competition

is assessed by an exponential model instead of a linear model, limited at 17% for cadmium versus 55% when linearly modelled.

4.2.2 Introduction

The purpose of this paper is to assess mineral and metallic resource depletion with help of a competition index. In order to assess depletion, the resources' overall availability must be taken into account, while the competition for the resources that may be used in different functionalities implies adaptation by users. This adaptation should be integrated into a competition index.

In recent years, demographic evolution and economic growth have resulted in accelerated resource demand. Global resource extraction increased from 40 billion tons in 1980 to 58 billion tons in 2005—a growth rate of 45% (Lutter & Giljum, 2012). Resource criticality is a potential issue when introducing an electric vehicle fleet since the vehicles require significant amounts of metallic resources for battery manufacturing (CE, 2010). Metallic resource depletion potential and resource competition must be assessed as a consequence of resource demand stemming from the shift from conventional combustion engines vehicles to electric vehicles (Achzet, Zepf, Meissner, & Reller, 2009; Andersson & Rade, 2001; Battery University, 2013). Resource depletion has been a major topic of debate, and a robust approach to quantify the related impacts on the environment has yet to be developed.

Life cycle assessment (LCA) is a tool that analyzes the life cycle environmental performance of product systems through a comprehensive set of environmental indicators. It was proposed that, in LCA, the impact of resource depletion should represent the loss in resource functionality for future users (Stewart & Weidema, 2005; Van Oers et al., 2002). It was also proposed that, in that context, a resource depletion indicator should account for recycling and resource recovery (Stewart & Weidema, 2005; Vieira et al., 2011) and for substitution possibilities among resources for a given functionality (Goedkoop et al., 2001). A resource that would be entirely recovered in end of life would never deplete, since its stocks will only be displaced and remain available for users (Schneider et al., 2011). Nevertheless, life cycle impact assessment (LCIA) methods do not take into account functionalities, recycling or reuse, and others do not link resource depletion to stocks. LCIA methods fall into four categories, each with a different degree of sophistication for resource depletion impact assessment modeling (Wolf et al., 2012). Category 1 methods use an inherent property of the material such as entropy or exergy as a basis for the characterization

(Dewulf, 2007), which is a measure of the efficiency of an extraction, but do not consider resource stocks or functionalities. Category 2 methods use resource scarcity as a basis for the characterization, considering stocks available to humans. The methods do not assess different end-use functionalities. The stocks are considered static and do not account for recycling or reuse. It is therefore important to clarify which stocks are considered (Hauschild et al., 2008). Category 3 methods focus only on water and will be discussed later and category 4 methods cover the entire depletion mechanism and therefore attempt to estimate future availability for users and the efforts required. EcoIndicator 99 considers the resource impact as the increase in the energy needed for extraction (Goedkoop et al., 2001) but fails to take resource recycling or reuse into account and does not distinguish users (de Haes et al., 2002; MMSD, 2001). ReCiPe also falls within this category as it assesses resource depletion based on the price to further extract the resource (Goedkoop et al., 2013). Although ReCiPe offers the most complete method yet, the users' reactions to the increase in extraction costs are not considered, and the competition that occurs among the various users is not assessed. ReCiPe has the same limitations as Ecoindicator 99 regarding recycling and reuse and users distinction.

User competition is dependent on user reaction, since adaptation will occur. Resource substitution, which will decrease the fraction of users still in competition, constitutes a means of adaption. A method considering resource functionality and substitutability was proposed by Bayart et al. and Boulay et al. for water use in LCA (category 3) (Bayart et al., 2010; Boulay et al., 2011). This method is not directly applicable to mineral resource depletion because water users are considered to be country specific and dependent on local water availability, while mineral resource users are grouped based on resource use and not geographic location. In addition, water is a renewable resource, which is not the case for most mineral resources. However it would be interesting to develop an approach for metal resources that would be coherent with this functionality based approach.

Seeing as resource depletion remains a major topic of debate and holistic approaches such as LCA make it possible to assess the impact for resource depletion, a functionality- and substitutability-driven (LCIA) method is required for an in-depth assessment of resource depletion impacts. The purpose of this paper is to propose this in-depth assessment with a competition index that takes into account resource functionality, substitutability and recycling

and which is then applied to the main resources used in electric vehicle batteries (i.e. lithium, cobalt, manganese, nickel, cadmium, zinc and aluminum).

4.2.3 Methodology

4.2.3.1 Proposed index: the material scarcity index (MACSI)

This paper puts forward the material scarcity index (MACSI) to assess the impacts of resource dissipation. The MACSI varies between 0% and 100% and is based on competition among resource users. It may be interpreted as the fraction of users that will not adapt to resource dissipation by substituting one resource for another once reserves are depleted. To determine the fraction of users that will not adapt (the fraction of non-adapted users once a readily available resource is totally dissipated), a competition model that estimates the rate of resource dissipation based on stocks and the rate of user adaptation must be determined. The competition model proposed in this paper therefore accounts for worldwide resource reserves, worldwide dissipation rates and user adaptation dynamics. Worldwide dissipation rates make it possible to consider recycling and reuse, while user adaptation dynamics account for the ease of substitutability of the resources for each of their different functionalities. Each of these elements are discussed below.

4.2.3.1.1 *Worldwide reserve bases*

Different worldwide reserve values are available in the literature. The USGS (Schneider et al., 2011; USGS, 2012) proposes several definitions for reserves: *identified resources* are “resource whose location, grade, quality, and quantity are known or can be estimated from specific geologic evidence”. This value overestimates the stock that is—and will eventually become—available to users because inferred resources in identified but unexplored deposits are included, leading to estimation beyond geological evidence. *Economic reserves* are reserves for which “profitable extraction or production under defined investment assumptions has been established”. These reserves underestimate the stocks because they only depict the actual situation of profitable extraction while the profitable reserve is known to increase during a mine’s lifetime (Schneider et al., 2011; USGS, 2012). The *reserve base* is “part of an identified resource that may encompass the parts of the resources that have a reasonable potential for becoming economically available with planning horizons beyond those that assume proven technology and current economics.” The reserve base is more representative of the total geological stock available to competing users

that considers all the easily accessible resource. The reserve base values are the values selected to depict worldwide reserve bases (WRB) in the proposed method.

4.2.3.1.2 *Worldwide dissipation rate*

Another factor in resource availability is the dissipation rate. Because the data required to directly estimate resource dissipation are not readily available, the proposed method relied on proxy information. It was assumed that resource dissipation is the combination of resources lost in end of life and those in use as an anthropogenic stock (Schneider et al., 2011). In order to assess the dissipation of a resource rather than its extraction, the dissipation rate is determined by subtracting the yearly rate of resource recovery from the anthropogenic stocks through recycling from the yearly primary production rates—data that are available in USGS reports (USGS, 2012), as depicted in equation (1).

$$WDR = WPR - WRR \quad (1)$$

Where WDR is the worldwide dissipation rate, WPR the worldwide production rate and WRR, the worldwide recycling rate.

4.2.3.1.3 *Number of years of availability*

The capacity of users to adapt to resource depletion is their ability to substitute one resource for another for a given functionality. A user that does not adapt requires a back-up technology to extract the same resource at a higher cost once the reserve base is totally dissipated. The back-up technology is the most recent technology to extract a resource before depletion (Stewart & Weidema, 2005). The number of years of availability before the complete dissipation of the reserve base occurring at the current dissipation rate and without any users adaptation may be expressed by the static depletion index (sDI), equation (2):

$$sDI = \frac{WRB}{WDR} \quad (2)$$

To avoid volatility due to sudden variations in yearly values of worldwide reserves and dissipation rate, and to account for global trends more than to extreme values, the proposed method uses the average reserve bases and dissipation rates over 10 years. Considering the user's adaptation dynamic can have an influence on the number of years of availability. As shown in equations (3) to (5), a dynamic depletion index (dDI) - representing the numbers of years of

availability before the entire dissipation of the reserve base occurs accounting for the users adaptation - can be calculated by accounting for variations in dissipation rates when users adapt. The moment when users start to adapt is described by t_{start} , while t_0 is the present moment.

$$WRB(t_0) = \int_{t_0}^{dDi} (WDR(t)) \cdot dt \quad (3)$$

$$WRB(t_0) = \int_{t_0}^{t_{start}} (WDR(t_0) \cdot dt) + \int_{t_{start}}^{dDi} (WDR(t_0) \cdot (\eta(t)) \cdot dt) \quad (4)$$

Where WRB is the worldwide reserve base, WDR is the world dissipation rate and $\eta(t)$ is the fraction of unadapted users at the moment t .

$$WRB(t_0) = WDR(t_0) \cdot \int_{t_0}^{dDi} (\eta(t)) \cdot dt \quad (5)$$

And where the fraction of unadapted users is given globally by equation (6):

$$\eta(t) = \left(1 - \frac{t}{t_{adapt}}\right) \quad (6)$$

The adaptation dynamic is considered as a preliminary approximation as following a linear increase as described by equations (6), which can be derived by parts as shown in equations (7) to (9):

$$\eta(t) = 1 \text{ when } t < t_{start} \quad (7)$$

$$\eta(t) = 1 - [(t - t_{start}) / t_{adapt}] \text{ when } t_{start} < t < t_{start} + t_{adapt} \quad (8)$$

$$\eta(t) = 0 \text{ when } t > t_{start} + t_{adapt} \quad (9)$$

The parameter t_{adapt} represents the adaptation time. It can be interpreted as the number of years after which competition reaches 0, as all competing users were able to find an alternative to the deprived resource. The more easily a resource is substituted, the faster users will adapt to its depletion and the faster the competition will decrease, meaning that t_{adapt} will be smaller. Hence combining equations (5) and (6), we obtain equation (10):

$$WRB(t_0) = WDR(t_0) \cdot (t_{start} - t_0) + WDR(t_0) \cdot \int_{t_{start}}^{dDi} \left(1 - \frac{t}{t_{adapt}}\right) \cdot dt \quad (10)$$

with equation (2) dDI is derived:

$$dDi = t_{adapt} \cdot \left(1 - \left(\sqrt{1 - 2 \cdot \left(\frac{sDi + \gamma}{t_{adapt}}\right)}\right)\right) \quad (11)$$

$$\text{Where } \gamma = t_0 - \frac{t_{start}^2}{2 \cdot t_{adapt}}$$

It is therefore considered that resources are dissipated yearly until the reserve base is reached. Simultaneously, the dissipation rate is also declining, as users adapt by replacing their resource by a functionally equivalent alternative year after year. For resources for which $2 \cdot \left(\frac{sDi + \gamma}{t_{adapt}} \right) \geq t_{adapt}$, dDI will be infinite, meaning that complete depletion of the reserve base is never reached due to a high enough adaptation rate.

4.2.3.1.4 Adaptation times

4.2.3.1.4.1 Monofunctional resources

As mentioned above, the MACSI depends on how users will adapt in time, which dictates the shape of the adaptation curve. Current resource consumption values used to assess future impacts are a debatable basis. Nevertheless, these values are the only ones available and may be updated regularly to maintain the rigour of the competition modeling. Once the number of years of availability before the complete dissipation of the reserve base (dDI) is obtained, it is compared to the number of years needed by all the competing users to adapt to deprivation using an adaptation curve. Resource competition can be assessed once the adaptation time is obtained (Figure 4-1):

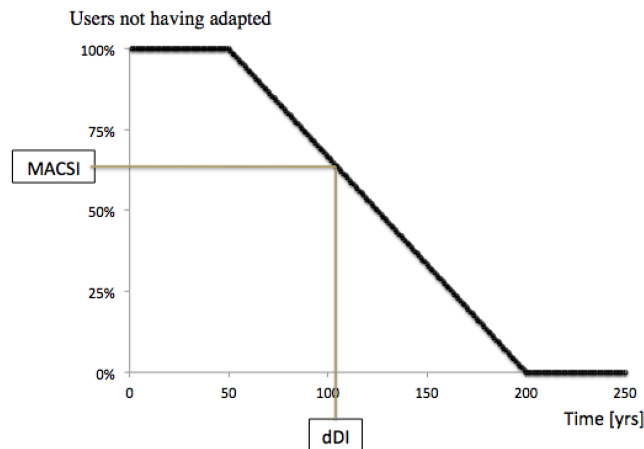


Figure 4-1: MACSI determination using the adaptation curve of a mono-functional resource for which $t_{start} = 50$ years.

The MACSI is defined as the fraction of users for which adaptation time is greater than reserve base depletion time, meaning that the users will still need the resource when it is no longer available as reserve base, so that a back-up technology may be used to obtain less readily available resources at a higher price.

The number of years of availability, the adaptation time and the MACSI for a monofunctional resource may be linked using equation (12):

$$\text{MACSI} = \left(1 - \frac{\text{dDI} - t_{\text{start}}}{t_{\text{adapt}}}\right) \cdot 100\% = \left(\sqrt{1 - 2 \cdot \left(\frac{s\text{DI} + \gamma}{t_{\text{adapt}}}\right)} + \frac{t_{\text{start}}}{t_{\text{adapt}}}\right) \cdot 100\% \quad (12)$$

The MACSI may also be defined as the number of kg that must be extracted by a back-up technology for each kg currently used. Figure 4-1 shows how the MACSI is determined using the linear adaptation curve for a monofunctional resource.

4.2.3.1.4.2 Multifunctional resources

The adaptation curve in Figure 4-1 is for a monofunctional resource. Every function that a resource fulfills has its own adaptation curve. Multiple adaptation times must be considered for the same resource if it serves several functions, making it possible to consider the different user adaptations to a decrease in availability based on the resource's function.

The different adaptation times are estimated based on σ_i , the substitutability of the resource in its specific functionality i . Substitutability values are available in the European Commission's report on critical resources in Europe (CE, 2010). The higher adaptation time corresponds to the non-substitutable resources with a $\sigma_i = 1$, such as phosphorous in its agricultural functionality. A substitutability of $\sigma_i = 0.7$ means that a resource is substitutable at high cost and with performance loss. In this situation, efficiently replacing a resource for all users is considered as taking up to an adaptation time $t_{\text{adapt}} = 240$ years (CE, 2010). A substitutability of $\sigma_i = 0.3$ corresponds to a functionality that is substitutable at low cost (CE, 2010). To fully replace such an easily substitutable resource, Carpenter (Carpenter, 2007) considers that an adaptation time around $t_{\text{adapt}} = 35$ years is necessary. Finally, with a $\sigma_i = 0$, a function is fulfilled by a resource for which alternatives are already available, meaning that it would be possible to fully adapt within a $t_{\text{adapt}} = 5$ years, according to expert judgement.

Based on these adaptation kinetic estimations from the literature and the complementary assumptions described in the previous section for $\sigma_i = 0$, $\sigma_i = 0,7$ and $\sigma_i = 0,3$, it is possible to create a curve linking substitutability σ_i and adaptation times t_{adapt} (see Figure 4-2). The curve follows equation (13) with a correlation coefficient $R^2 = 1$ and generates all characteristic times when substitutability is given.

$$t_{adapt,i} = 5,74e^{5,35\sigma_i} \quad (13)$$

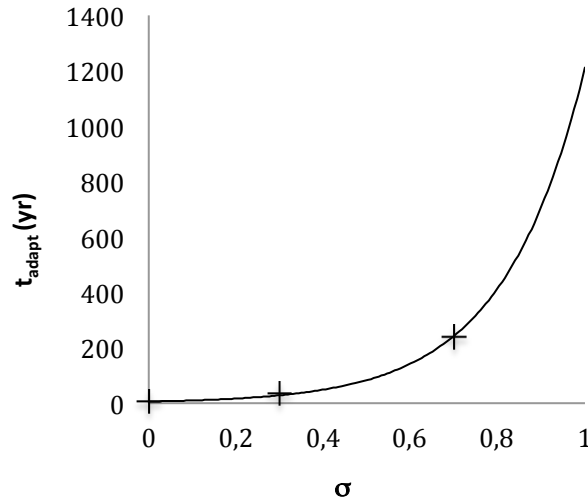


Figure 4-2: Determination of the adaptation time t_{adapt} as a function of substitutability

The MACSI for a resource's multiple functionalities can be calculated using equation (14), where a_i represents the current end-use percentage of each function fulfilled by the resource and $t_{adapt,i}$ their respective adaptation times.

$$MACSI = \sum_i a_i \cdot \left(1 - \frac{dDI - t_{start}}{t_{adapt,i}}\right) \cdot 100\% \quad (14)$$

In this paper, it was deemed that adaptation happens simultaneously for all functionalities since all end-use sectors continuously search for alternatives. Therefore, a decrease in competition is due to all users simultaneously. Figure 4-3 illustrates how the fraction of non-adapted users evolves in time for multifunctional resources:

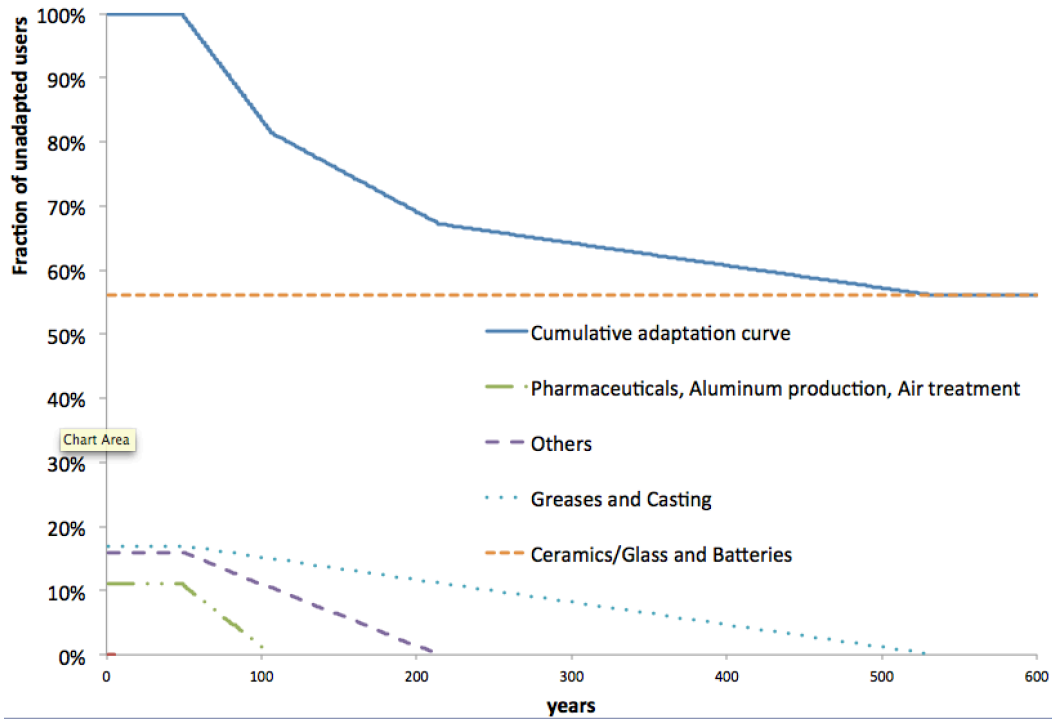


Figure 4-3: User adaptation curves for a multifunctional resource with $t_{\text{start}} = 50$ years. The dotted lines represent the adaptation of each resource function and the continuous line represents the cumulative adaptation curve of the resource's three functions.

4.2.3.2 Application of the methodology to metals needed for electric vehicle batteries

The proposed method was applied to resources used to manufacture electric vehicle batteries in order to determine those that are most at risk in terms of depletion. Based on the literature (Achzet et al., 2009; Andersson & Rade, 2001; Battery University, 2013), the resources selected to illustrate the method are used in the most common electric vehicle batteries: Li-ion and nickel-metal hydride (NiMH) (Hawkins, 2012), for which detailed inventories are available in (Ellingsen, 2013; Hawkins, 2012; Majeau-Bettez et al., 2011).

4.2.3.3 Sensitivity analysis

Sensitivity analyses were carried out on two important modeling assumptions, which are quite arbitrary given the lack of data to better assess both of them: 1) t_{adapt} , the moment when users start adapting and 2) the shape of the adaptation curve. This sensitivity analysis will allow estimate the sensitivity of the model to those modeling choices given the impossibility to refine them.

4.2.3.3.1 Onset of user adaption

The proposed method affirms that a decrease in resource availability drives users to adapt. It is deemed that user adaptation starts now (i.e. $t_{\text{start}} = t_0$), which is debatable since users of a resource with extensive availability (high sDI) will not see the need to react today (W. Li, 2011). For resources whose reserve bases will deplete in the short- and medium-terms, adaptation occurs. This is the case for gold (dDI = 45 years), zinc (dDI = 65 years), iron (dDI = 94 years) and cadmium (dDI = 122 years) (CSL, 2010; Cui & Ding, 2010; Dougherty & Olsen, 2014) and for rare earths (dDI > 1000 years), which have high dDI but whose global consumption is expected to rise drastically in the next decade (Cho, 2012). A sensitivity analysis was carried out on time t_{start} when adaptation starts, with (1) $t_{\text{start}} = \text{dDI} - 50$ years, (2) $t_{\text{start}} = \text{dDI} - 100$ years and (3) $t_0 = \text{dDI} - 150$ years. The results were compared to the base case for which $t_{\text{start}} = 0$.

4.2.3.3.2 Shape of the adaptation curve

The decrease in the fraction of unadapted users is given in equations (6) to (9) for a linear decrease. This choice of linearity was compared with exponential and sigmoidal decreases. An exponential decrease renders the reality of the notion of the half-life of a resource, which is often included in degradation dynamics. A sigmoidal decrease makes it possible to consider a resistance to change during the first years of adaptation (Dent & S., 1999) followed by a decrease in non-adapted users as soon as technology matures—a situation that may better represent the actual adaptation behaviour of change recipients? (Ford, Ford L.W., & D'Amelio, 2008), including resource users.

On one hand, the decreasing exponential is ruled by equation (15), a standard decreasing exponential of a half-life time, for a multifunctional resource:

$$\text{MACSI} = \exp \left(\frac{-(\text{dDI} - t_{\text{start}})}{\sum_i a_i \cdot \tau_i} \right) \quad (15)$$

The parameter τ_i represents a characteristic time of adaptation for a functionality i . It can be interpreted as the number of years over which competition becomes weak because most competing users were able to find an alternative to the deprived resource. Indeed, when the remaining number of years of availability exceeds the τ_i value, the fraction of unadapted users drops below 37%, meaning that 2/3 of competing users are predicted to find an alternative to the depleted resource before $t = \tau_i$. Based on the same t_{adapt} estimations from the literature

(Carpenter, 2007; CE, 2010) used previously for the linear adaptation curve,, it is possible to link substitutability σ_i and adaptation characteristic time τ . The curve follows equation (16) with a correlation coefficient $R^2 = 1$ and generates characteristic times when a substitutability is given.

$$\tau_i = 1,12e^{5,4\sigma_i} \quad (16)$$

On the other hand, the sigmoidal, or S-shaped, adaptation curve was parameterized to have 100% of unadapted users at $t = 0$ and 1% of unadapted users at $t = t_{\text{adapt}}$. However, the exact shape of the S-curve remains an arbitrary choice and may be more or less steep. As a first approximation, equation (17) was used because it is a generic equation of a descending S-curve:

$$\text{MACSI} = \frac{1}{1 + \text{EXP}\left(-\frac{(dDI - t_{\text{start}}) - \tau_i \cdot \ln\left(\frac{0,01}{0,99}\right)}{\sum_i a_i \cdot \tau_i}\right)} \quad (17)$$

For S-shaped curves, the characteristic times τ_i are derived as such that for $t = t_{\text{adapt}}$, only 1% of the users remain non-adapted. The S-shaped curve may better represent the adaptation behaviour of resource users, but this is only true if the present time is $t = 0$ in Figure 4-4. However, the adaptation for certain resources is already occurring, and the current time may be after $t = 0$ years. However, it is impossible to determine the current zone of the adaptation curve, and the choice of shape for the model is still arbitrary. Figure 4-4 shows the comparison of the S-shaped, linear and exponential relationships of competition for a monofunctional resource with $t_{\text{start}} = 50$ years.

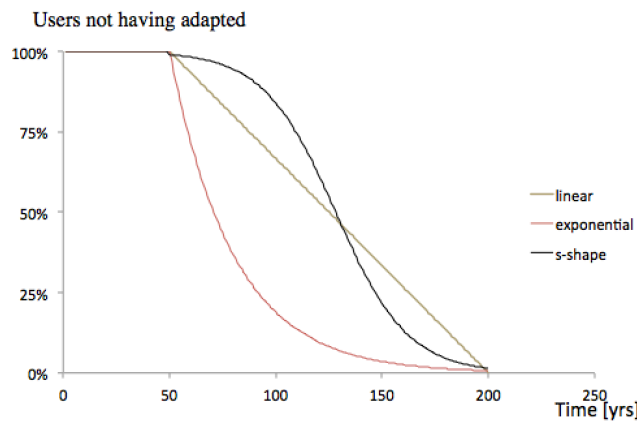


Figure 4-4: Adaptation evolution in time following an S-shaped curve (dotted line), a linear curve (bold line) and an exponential curve (full line) for a mono-functional resource with $t_{\text{start}} = 50$ years and $t_{\text{adapt}} = 150$ years.

4.2.4 Results

Results are given for the resources required to manufacture the most common electric vehicle batteries: lithium, cobalt, manganese, nickel, cadmium, zinc and aluminum.

4.2.4.1 Base case results

Results for the base case scenario are presented here. As a reminder, the base case scenario is the scenario for which the adaptation curve is linear with adaptation starting today at t_0 and for which the availability is given by dDI.

4.2.4.1.1 Worldwide reserve bases and dissipation rates

Worldwide reserves and dissipation rates are given by the USGS and shown in Tableau 4-1 below.

Tableau 4-1. WRB and WDR for resources needed in electric vehicle batteries

Resources	WRB [kg] (USGS, 2012)	Worldwide Production [kg/yr] (USGS, 2012)	Recycling Rate [kg/yr] (USGS, 2012)	WDR [kg/yr]
Aluminum	3,47E+13	1,99E+11	5,31E+10	1,46E+11
Cadmium	1,60E+09	2,00E+07	2,99E+06	1,70E+07
Cobalt	1,30E+10	7,48E+07	1,83E+07	5,65E+07
Lithium	1,58E+10	2,49E+07	2,49E+05	2,46E+07
Manganese	5,15E+12	1,23E+10	1,23E+08	1,21E+10
Nickel	1,45E+11	1,61E+09	7,03E+08	9,10E+08
Zinc	4,69E+11	1,10E+10	2,06E+09	8,97E+09

4.2.4.1.2 Number of years of availability – dDI

The number of years of availability, dDI, was compiled for the aforementioned resources. The results are illustrated in Figure 4-5.

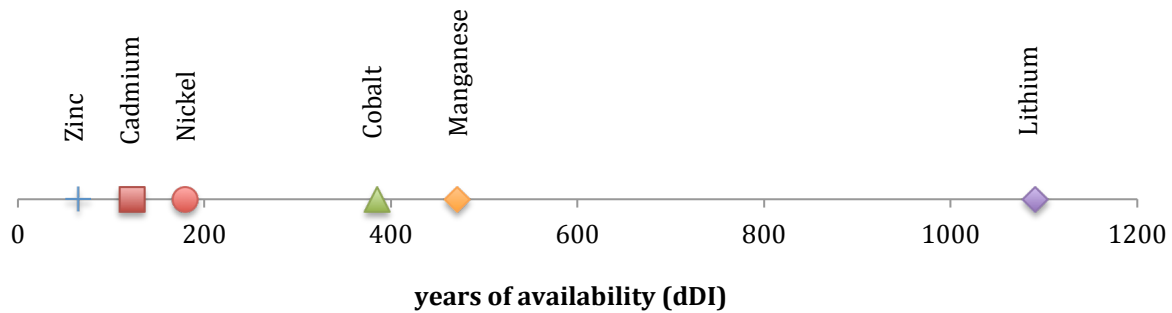


Figure 4-5: Time scale for the six major commodities used in electric vehicle batteries with a time of depletion dDI

Aluminum does not appear in Figure 4-5. Its dDI is infinite because all users are able to substitute aluminum by a functionally equivalent resource for each functionality before back-up technology is required. Zinc appears to be the resource with the least longevity: production volumes are high as compared to reserve base availability. Lithium is the most readily available resource since it has large reserve bases as compared to production volumes, even though its recycling rate is low. The situation is identical for manganese. Cobalt, cadmium and nickel present higher recycling rates and are therefore more available than zinc, although production volumes are closer to reserve base availability than previous resources.

4.2.4.1.3 Time for users to adapt and calculated MACSI

Adaptation times t_{adapt} for various lithium functionalities calculated with equation (13) are given in Tableau 4-2 as examples. The MACSI for lithium was therefore determined to be 56%, meaning that 56% of its users have no means of adaptation (i.e. $\sigma = 1$) and will eventually require a back-up technology. In other words, for 1 ton of lithium extracted today, future users will be deprived of 560 kg when lithium's reserve base is depleted. The competition factors were calculated in the same way for the other resources used in electric vehicle batteries. The results for the six commodities are 0 % for aluminum, 41% for cobalt, 55% for cadmium, 61% for zinc 80% for nickel and 90% for manganese.

Tableau 4-2. Substitutability and adaptation times for lithium's functionalities

Resource	Applications (USGS, 2012)	End-Use Percentages (USGS, 2012)	Substitutability (CE, 2010)	t_{adapt} [yrs]
Lithium	Pharmaceuticals	5%	0.3	29
	Aluminum production	2%	0.3	29
	Air treatment	4%	0.3	29
	Others	16%	0.5	83
	Greases	12%	0.7	243
	Casting	5%	0.7	243
	Ceramic/Glass	29%	1	No adaptation
	Batteries	27%	1	No adaptation

4.2.4.2 Sensitivity analysis

The results of the sensitivity analysis in Tableau 4-3 show that the MACSI is sensitive to the choice on the onset of user adaption and the later adaptation starts the higher is the impact. For resources for which there is high substitutability (e.g. $\sigma \neq 1$, aluminum), the results are the most sensitive. For the resources with low substitutability, the results do not vary (cadmium, manganese, zinc). It is crucial to improve the research in order to acquire precise data should there be a delay between today and the onset of adaption. This sensitive modeling choice of the resource users behavior is still arbitrary; it is crucial to improve research in order to better understand the adaptation mechanisms. Considering that adaptation occurs only 50 years before sDI gives the more different results both in absolute value and in term of ranking, but it would be a very conservative assumption as it can be observed that efforts are already made in order to adapt to cadmium deprivation, which sDI is of 122 years. Adaptation starting 150 years before

sDI seems them a more reasonable estimate, and when doing such an assumption, results are quite similar to the base case in which it is considered that adaptation starts at t_0 .

MACSI is influenced not only by the stock and the consumption rate, but also by the substitutability of the resource. A low MACSI can be the consequence of high substitutability (aluminum and cobalt) while high MACSI are due to low substitutability (manganese and nickel). This allows consideration of the criticality of a resource to its users for which there is little or no substitution available. This effect is emphasized by the choice for t_{start} as can be seen with this sensitivity analysis. The influence of t_{adapt} is most important for resources that are easily substitutable (aluminum and cobalt). For aluminum, should users begin to adapt today, there will be no users requiring the back-up technology, while if adaptation starts 50 years before sDI, 64 % of the users would require back-up technology.

The sensitivity analysis of the shape of the adaptation curve shows that an S-shaped curve, when compared with the linear adaptation curve, gives lower MACSI for resources for which the adaptation time is close to the number of years of availability and higher MACSI for resources for which the number of years of availability is low, providing insight into the urgency of adaptation for these resources. Both the linear and S-shaped curve approaches yield higher MACSI values than the decreasing exponential adaptation curve. The results of the sensitivity analysis (presented in Figure 4-6) show that the choice of the shape of the adaptation curve influences MACSI calculation.

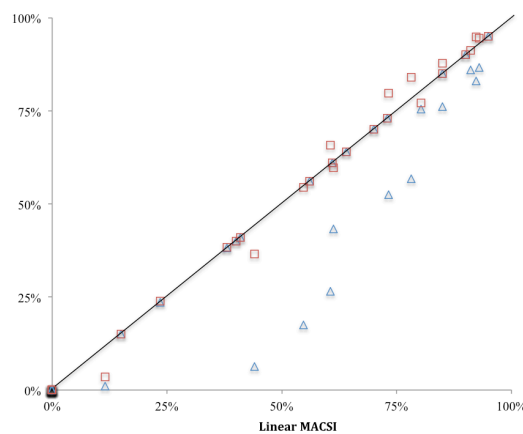


Figure 4-6: Systematic comparison of MACSIs (data for 40 resources given by the USGS). Blue triangles indicate linear MACSI versus exponential MACSI and red squares indicate linear MACSI versus S-shape curve MACSI.

While the exact ranking of the resources is not always strictly respected when the shape of the adaptation curve varies from linear to exponential, the ranking is respected for linear versus s-shaped curved modeling. The nature of the exponential curve tends to underestimate the impact for resource depletion when in the concavity zone of the curve, as illustrated in the exponential modeling in Figure 4-4. Still, resources that are non-problematic for a linear adaptation curve are non-problematic for the exponential and S-shaped curves. Therefore, the final results of the proposed methods will only be moderated by exponential modeling, and the results are mildly sensitive to the choice of adaptation curve, since problematic resources are at least problematic on any given adaptation curve (vice-versa for non-problematic resources).

Tableau 4-3. Results of MACSI values following the sensitivity analysis on t_{start} and on the shape of the adaptation curve. The column in red shows the recommended MACSI values following sensitivity analyses.

	Base Case $T_{\text{start}} = 0$ with linear curve	1. Start of adaptation $t_{\text{start}} = \text{sDI} - X$ years (using linear curve)			2. Adaptation curve shape (using $t_{\text{start}} = 0$)	
		X = 50	X = 100	X = 150	Exponential	S-curve
Aluminum	0 %	64 %	11 %	0 %	0 %	0 %
Cadmium	55 %	55 %	55 %	55 %	17 %	55 %
Cobalt	41 %	87 %	72 %	52 %	41 %	41 %
Lithium	56 %	74 %	64 %	58 %	56 %	56 %
Manganese	90 %	90 %	90 %	90 %	90 %	90 %
Nickel	80 %	93 %	86 %	81 %	76 %	77 %
Zinc	61 %	61 %	61 %	61 %	27 %	66 %

MACSI is influenced by the substitutability of the resource. A low MACSI can be the consequence of high substitutability (aluminum and cobalt) while high MACSI are due to low

substitutability (manganese and nickel). This makes it possible to consider the criticality of a resource to its users when there is little or no substitution available. This effect is emphasized by the waiting time before adaptation, as observed in the first sensitivity analysis. The influence on the waiting time before adaptation is most important for resources that are easily substitutable (aluminum and cobalt). For aluminum, should users begin to adapt today, there will be no users requiring a back-up technology. If there is a waiting time until sDI approaches, 64% of users will require a back-up technology.

In life cycle assessment, the absolute values of MACSI are less important than the resource ranking when it is used as a midpoint impact indicator. In order to use MACSI as a midpoint indicator in life cycle assessment, Figure 4-7 shows the extent to which MACSI varies when calculated with the various modeling assumptions presented above.

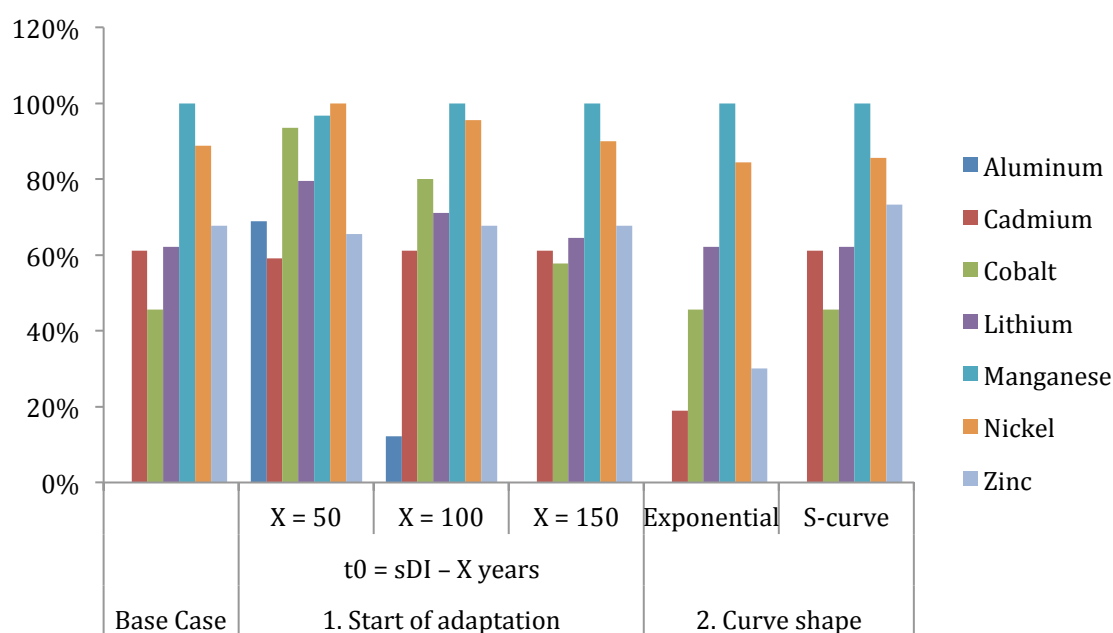


Figure 4-7: Ranking of the resources with the various modeling assumptions

In life cycle assessment, these variations in ranking show that further works are required to specify which adaptation onset and adaptation curve hypotheses best fit. Also, when intended to model resource use impact from midpoint to endpoint, the variation in midpoint factor will have an effect on the endpoint indicator, highlighting the need for further works to identify the modeling assumptions that are the closest to reality.

4.2.5 Conclusion and outlook

The new competition assessment method for abiotic resources aims to integrate functionality loss, competition among users, user adaptation to depletion and resource reuse or recycling, since no other method integrates competition for mineral and metallic resources based on functional losses (although a method exists for water use impact assessment). There is a major advantage to the impacts that were calculated: they make it possible to consider the facts that adaptation is functionally dependent and that users do not adapt seemingly as other users of the same resource by assessing the impacts with a functional consideration and respecting all the functionalities of each resource. It shows that two users of a same resource that serves different functions may rely on a different adaptation technique at different times. Still, the proposed method requires further development. First, the robustness of the model used to derive MACSI must be tested with (1) more data on substitutability occurring in the past under the pressure of competition and (2) case studies to determine whether the proposed model has shown past trends and is adequate for real-life modeling. The research presented here is a first step showing that it is possible to calculate the competition factor (MACSI) for 65 minerals and metals for which data are provided by the US Geological Survey (USGS). The MACSI calculation accounts for the geological occurrence of the resources as well as their functionality and substitutability. A sensitive choice appears to be the moment when users realize they must adapt to the depletion of a resource: the MACSI values and rankings depend on the onset of adaptation, but the key trend is respected regardless of the choice of curve. On one hand, given its simplicity and agreement with a more difficult to parameterize S-shaped curve model, the linear model seems adequate. On the other hand, user adaptation seem to already occur for some resources which are predicted to be depleted in more than 100 years and the results are almost the same when considering that adaptation occurs since t_0 or that it occurs 150 years before sDI. For this reason, the recommended MACSI values are based on a linear assumption with adaptation occurring at t_0 , although refining the determination of the onset of adaptation would prove valuable.

4.2.6 Acknowledgements

The authors acknowledge the financial support of the industrial partners in the International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of CIRAIG): ArcelorMittal, Bombardier, Hydro-Québec, Mouvement des caisses Desjardins, LVMH, Michelin, Nestlé, RONA, RECYC-

QUÉBEC, SAQ, Solvay, TOTAL, UMICORE, Veolia Environnement. The corresponding author also acknowledges the financial support of the FRQNT: Fond de Recherche du Québec – Nature et Technologie.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2: ASSESSING THE IMPACTS OF METALLIC RESOURCE USE THROUGH MONETIZATION IN LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT

Cette section s'articule autour du manuscrit soumis au journal « International Journal of Life-Cycle Assessment » : « Assessing the impact of resource use by monetization in Life-Cycle Assessment ».

5.1 Lien entre le premier et le deuxième manuscrit

Le premier manuscrit fait état du développement d'un facteur de compétition afin de mesurer la compétition entre les utilisateurs des ressources selon leurs diverses applications. Ce facteur de compétition, appelé MACSI, est utilisé dans le deuxième article comme un impact *midpoint* de l'épuisement des ressources minérales et métalliques et sert à dériver un impact *endpoint* de notre méthode. Ce deuxième article fait état de la méthode développée pour dériver un indicateur *endpoint*, ou indicateur dommage à partir de cet indicateur *midpoint*.

5.2 Présentation du deuxième manuscrit

Le deuxième manuscrit permet de passer d'un impact *midpoint* à un impact *endpoint* de l'utilisation des ressources minérales et métalliques. La méthode de calcul des impacts qui est définie dans ce manuscrit a pour objectif d'être suffisamment mature et complète pour être recommandée par le groupe d'experts qui a rédigé le *ILCD Handbook*.

Afin d'être plus complète que les méthodes existant pour le moment, l'effet de l'épuisement des ressources minérales et métalliques sur les utilisateurs est défini. Ceci permet d'établir une nouvelle gamme de facteurs de caractérisation de l'impact pour les ressources minérales et métalliques. Pour répondre aux attentes de l'*ILCD Handbook* et d'autres auteurs, cet effet tient compte de la fonctionnalité des ressources, de leur disponibilité, de leur substituabilité et des prix d'adaptation des utilisateurs face à une ressource s'épuisant. Les facteurs d'effets développés permettent d'exprimer l'impact selon une unité monétaire traduisant le fait qu'une extraction d'une ressource aujourd'hui force les utilisateurs futurs à payer plus cher pour continuer de remplir leur fonctionnalité, que ce soit avec la même ressource ou une ressource alternative. La

méthode endpoint proposée exprime donc la différence de prix encourue par les utilisateurs futurs occasionnée par l'utilisation d'une ressource facilement accessible. Afin de tenir compte des différentes réactions des utilisateurs – et donc des différentes augmentations de prix encourues —, trois types de comportement d'utilisateurs ont été étudiés :

1. Les utilisateurs pour lesquels il n'existe aucune ressource alternative pouvant substituer la ressource utilisée dans la fonctionnalité pour laquelle ils l'utilisent et suivent les évolutions technologiques en matière d'acquisition des ressources en assumant l'augmentation des prix lorsque la rareté de la ressource augmente,
2. Les utilisateurs pour lesquels il existe une ressource alternative potentielle qui n'est pas encore connue à ce jour, mais pour lesquels cette ressource alternative sera identifiée et utilisée lorsque le prix de la ressource initiale dépassera le prix de cette alternative potentielle et
3. Les utilisateurs pour lesquels il existe une ressource alternative connue à ce jour et qui commencent à substituer la ressource initiale par cette ressource alternative dès que le prix de la ressource de substitution devient plus faible que le prix de la ressource initiale.

La méthode développée est illustrée avec une étude de cas sur les minéraux et métaux nécessaires pour la production de quatre batteries de véhicules électriques et les facteurs de caractérisation de ces ressources ainsi que les profils d'impacts de l'utilisation des ressources pour ces batteries ont été compilés.

5.3 Assessing the impact of resource use by monetization in Life-Cycle Assessment

Vincent De Bruille¹, Cécile Bulle², Thomas Dandres¹, Caroline Gaudreault^{1,3} and Réjean Samson¹

¹CIRAIG, Department of Chemical Engineering, P.O. Box 6079, Polytechnique Montréal (QC), H3C3A7

²CIRAIG, ESG UQAM, P.O.Box 8888, succursale Centre-ville, Montréal (QC) H3C 3P8

³National Council for Air & Stream Improvement, P.O. Box 1036, Station B, Montreal (QC) H3B 3K5

Date de soumission: 19 novembre 2014

E-mail contact: bulle.cecile@uqam.ca

5.3.1 Abstract

Purpose: None of the current life cycle impact assessment (LCIA) methods are considered mature enough to be recommended for mineral resource use impact assessment at the damage level in the ILCD Handbook. This paper therefore aims to propose a new life cycle impact assessment endpoint method addressing the main issues highlighted in the previous ones by adopting an approach based on resource services loss.

Methods: Incorporating the MACSI, a competition index for resources, as a midpoint indicator, this new damage assessment method is based on resource functionality, availability and substitutability and on the users' potential adaptation to resource depletion. It allows monetizing the costs of accessing a scarcer resource for users who are unable to adapt before deprivation occurs. It considers that the extraction of a certain amount of abiotic resource forces some future users to pay a higher price to extract the same quantity of the same resource as it becomes scarcer. The method was applied to metallic resources used in electrical vehicle batteries, and the impacts on natural resource depletion were also computed using other resources depletion LCIA models to determine the extent to which the results were consistent when applying different approaches.

Results and discussion: Characterization factors for seven abiotic resources were obtained with the proposed methodology and compared with other life cycle impact assessment methodology characterization factors in terms of substance ranking. Discrepancies between the different methodologies were explained mechanistically, showing the extent to which the adoption of a competition/adaptation/substitution functional approach broadens the understanding of resource use issues. The novelties introduced in this methodology influence the ranking between resources when compared to other impact assessment methodologies. The results are highly sensitive to the choice of discount rate, which remains an arbitrary choice.

Conclusions: Developed CFs better consider the impacts on resource users based on the function fulfilled by the resource through impact monetization. The functional approach significantly influences resource use impact assessment.

Keywords: Life-cycle-impact assessment; abiotic resources depletion, resource use, endpoint modelling, back-up technology, impact monetization

5.3.2 Introduction

The purpose of this paper is to present a life cycle impact assessment (LCIA) model that monetizes resource use impacts. Modeling resource depletion impacts has been a major topic of debate in the life cycle assessment community, and a definitive approach has yet to be developed. Several LCIA methods propose different resource depletion characterization factors. Finnveden et al. (Finnveden et al., 1996) suggested that current impact calculation methods fall into four categories. The ILCD Handbook, a reference document on best practices in life cycle impact assessment developed under the aegis of the European Commission, illustrated the ranking, summarized in Figure 5-1 (Wolf et al., 2012).

Categories 1 and 2 methods account for current resource consumption, while categories 3 and 4 pertain to future consequences (de Haes et al., 2002). However, category 3 indicators focus solely on water and are not discussed here.

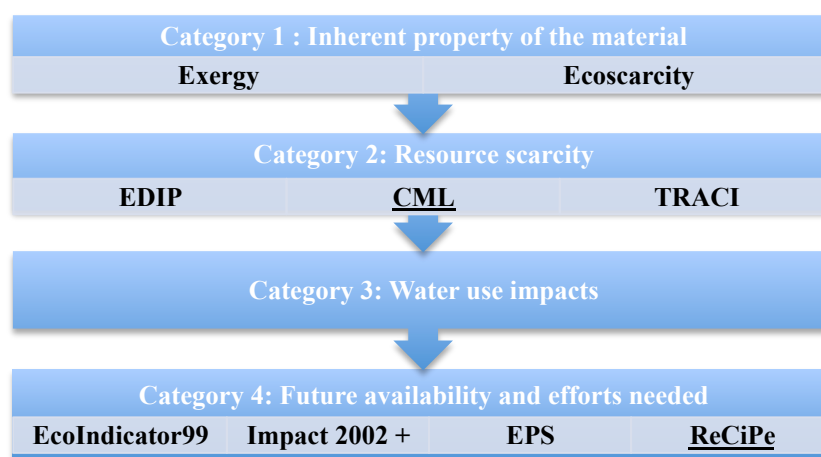


Figure 5-1. Ranking of LCIA methods (adapted from ILCD Handbook 2010)

According to the ILCD Handbook, none of the methods listed in Figure 5-1 are mature enough to be recommended at the endpoint level (Wolf et al., 2012). Instead several authors, including the authors of the ILCD Handbook, have suggested that resource depletion impact assessment should be based on resource functionality loss rather than on intrinsic resource value (Boulay et al.,

2011; De Bruille et al., Under review; Goedkoop & de Schryver, 2008; Stewart & Weidema, 2005; Van Oers et al., 2002; Wehmeier, McIntosh, Turnbull, & Ashby, 2005; Wolf et al., 2012). The rationale is that a resource only has value when it provides a function that merits extraction (Halvorsen & Smith T., 1986; Schulze, 1974). Because different resources can fulfill the same function, the USGS and an EU Working Group tasked with defining critical raw materials recommend taking resource substitution into account when addressing the environmental impact of resources use (CE, 2010; USGS, 2012). However, current LCIA methods fail to connect resource depletion to functionality loss and substitution possibilities. In addition, several authors suggest that recycling and reuse be considered when assessing resource depletion impacts (Schneider et al., 2013; Schneider et al., 2011; Van Oers et al., 2002; Vieira et al., 2011). More specifically, category 1 methods use an inherent property of the material, such as entropy or exergy, as a basis for the characterization (Dewulf, 2007). Although these inherent properties are robust and reliable, they serve as an efficiency indicator of extraction technologies, and no indication is given on the actual depletion of the resources, their functionality or their substitutability among resources (except energy purposes). Moreover, no information is given on resource recycling and reuse and there is no distinction between resources that are extracted and resources that are dissipated (dissipated resources being the resources that are extracted and from which reuse or recycling are subtracted).

Category 2 methods go one step further in the impact pathway by using resource scarcity as a basis for the characterization, using stocks available to humans, which depend on model assumptions. It is important to clarify the definition of the stocks (Hauschild et al., 2008). Some models use the ultimate stock reserves (quantity of resources that is ultimately available, estimated by multiplying the average natural concentration of the resources in the earth's crust by the mass of the crust), which overestimates the total stock accessible from the earth's crust and consequently underestimates scarcity (Guinée, Gorée, & Heijungs, 2002). Others use the economic reserves and the reserve base (which includes deposits that meet certain minimal chemical and physical requirements to potentially become economically exploitable within planning horizons) (Van Oers et al., 2002). The ultimate resource base is a relatively robust reference with low uncertainty but its environmental relevance seems limited. While more uncertain, the economic reserves are perhaps more representative of today's available resources. These two extremes (ultimate reserves and economic reserves) can be used as guides to assess the

severity of the impacts associated with the use of a resource (Wolf et al., 2012). In all existing category 2 models, the stocks are considered to be depleted at a constant rate. Although this approximation makes it possible to compute robust characterization factors, it does not depict reality (de Haes et al., 2002; MMSD, 2001). In addition, category 2 methods do not assess the functionality of the resources or distinguish between resources that are extracted and dissipated (i.e. they do not consider recycling).

Category 4 methods are endpoint methods that aim to cover the entire environmental mechanism and therefore attempt to estimate future availability and the efforts required to continue to obtain a depleting resource. Ecoindicator99 (and Impact 2002+, which adopted the same model) considers that the resource use impact is the increase in energy needed for the extraction (Goedkoop et al., 2001), expressing the additional energy required to mine resources with a decreased grade at some point in the future (this point is arbitrarily chosen as the time when five times the historical extraction up to 1990 has been mined) based on current technologies. ReCiPe assesses the depletion of the resource with the cost to further extract the resource (Goedkoop et al., 2013). These are the costs incurred when mining becomes more expensive after the extraction of higher-grade resources. EPS assesses resource depletion through the willingness to pay to repair the damage to all user generations (Steen, 1999). Although this willingness to pay is based on sustainable processes, EPS has been criticized for its rather long time horizon and many assumptions (Müller-Wenk, 1998). In addition, these three methods fail to take resource recycling or reuse into account. None of the category 4 methods consider resources from a functional point of view, and substitution possibilities among resources in a given functionality are not assessed. While ReCiPe is considered by the ILCD as the interim endpoint solution for resource depletion considerations for category 4 (Wolf et al., 2012), it was not considered mature enough to be recommended.

Several proposals were made to overcome the limitations of existing LCIA methods for resource depletion by incorporating information on functionality, substitutability and recycling. Goedkoop et al. highlighted the need to consider substitution among resources that are functionally equivalent when assessing the impacts of resource use (Goedkoop et al., 2001). In addition to the functional approach, Van Oers et al. (2002) suggest that there is a need to develop a method that

assumes that a resource is only depleted when it is dissipated rather than extracted (Van Oers et al., 2002). A resource that can be recovered in its end of life is not depleted and must be considered as being displaced rather than dissipated (Schneider et al., 2011). These suggestions have yet to be implemented in an LCIA method.

Stewart and Weidema (2005) proposed a functional approach to resource depletion, illustrating the idea that a resource can fulfill multiple functions and should not be treated as a single resource but as multiple functionalities of a resource. The functional approach proposed by Stewart and Weidema was adapted to LCIA for water use impacts (Bayart et al., 2010; Boulay et al., 2011): it is considered that the characterization factor is directly linked to 1) the level of competition among users due to water scarcity 2) the adaptation capacities of the affected users when water becomes scarcer and 3) the strain on the health of users who must cope with water scarcity or seek compensation scenarios to continue to access to the resource.

Although the functional approach is very effective for water use impacts, it is not directly applicable to other resources for various reasons. Indeed, the competition is partly driven by quality levels, since high quality water fulfills all functionalities and is subject to greater competition. This is not the case for mineral and metallic resources, for which functionality is related to different mineral properties. Certain functionalities are shared by different minerals and metals (e.g. aluminum, glass, paper and plastic are interchangeable in a packaging functionality), while others are specific to a given mineral or metal (e.g. only phosphorus can fulfill a fertilizing functionality).

Furthermore, Boulay et al. (Boulay et al., 2011) assumed that the adaptation capacities of water users are directly linked to the GDP of the users' country, since water is a national public market and is consumed locally. This assumption does not hold true for minerals and metals, since the minerals and metals market is global and privatized. Adaptation capacities must be assessed based on the market of each end use of the resource and cannot be based on local values such as GDP. In addition, adaptation capacities are linked to resource substitutability, which is not the case for water use impacts.

Finally, the strain on users has only been assessed with regards to human health impacts for water within a functionality perspective, whereas resource use impacts do not directly affect human

health (even though resource deprivation may have some indirect human health consequences, which are not further explored in this article).

A midpoint impact assessment for mineral and metallic resource depletion was proposed to integrate the functionality approach in a way that is consistent with the method proposed for water use impacts and which accounts for mineral and metal specificities (De Bruille et al., Under review). In this method, competition among users incorporates user adaptation capacities to determine the fraction of users who can adapt to resource scarcity before complete depletion and the fraction who cannot. The competition is based on the overall availability of the resource and the resource end users who can easily substitute the resource by a functionally equivalent one when depletion occurs. The resulting strain on users has not yet been studied and is the focus of this paper.

The purpose of this paper is to propose a method based on the premise that an extraction today will force a variety of future users to face price increases. These increases will force future users to find alternative ways of fulfilling the resource function to avoid paying more. In order to assess the impact of resource depletion, resource competition among all users is linked to the price increase for each type of user. The impact of resource use calculated by the proposed method is illustrated in a case study comparing the resource use impacts of four types of electric vehicle batteries.

5.3.3 Methodology

5.3.3.1 Resource depletion impact assessment at the endpoint level

The proposed LCIA method to assess resource use impacts through monetization is based on a characterization factor driven by competition, substitution and adaptation according to a functionality-based approach, as proposed in eq. (5.1).

$$CF = MACSI \cdot PI_{BT} + (1 - MACSI) \cdot AdaP \quad \text{Eq. (5.1)}$$

Where MACSI (%) is the percentage of current users who cannot substitute the resource by another before the reserve base is depleted and who require a back-up technology to continue to

access the resource, PI_{BT} (\$/kg) is the resource price increase when extracted using the back-up technology instead of the current technology and $AdaP$ (\$/kg) is the adaptation price for users substituting before the depletion of the reserve base (i.e. who do not require back-up technology).

Some users will never require the back-up technology because they will have successfully substituted the resource with a functionally equivalent one before the reserve base is depleted.

The factors presented in Eq. (5.1) are described below.

5.3.3.1.1 *Material scarcity index (MACSI)*

The proposed methodology is based on the competition that exists between users. Competition is not considered by previously mentioned LCIA methods. The material competition scarcity index (MACSI) competition factor was developed (De Bruille et al., Under review). More specifically, the MACSI couples the reserve base of a resource and its production rate varying over time by using the dynamic depletion index (dDI) of a resource (De Bruille et al., Under review). The dDI expresses the number of years remaining before the reserve base is depleted and accounts for the evolution in time of resource demand. It is given as the ratio of available reserves (kg) over the resource dissipation rate (kg/yr). This depletion index is dynamic, since it integrates the decrease in resource demand that occurs when users replace one resource by another to achieve the same functionality and avoid resource price increases due to increased scarcity (De Bruille et al., Under review). The MACSI is determined based on the number of years of availability (dDI) and resource substitutability (σ_i) for the multiple functions that a resource can fulfill, making it possible to determine a user adaptation curve due to resource depletion.

The MACSI varies between 0 and 1 and expresses the fraction of users who are not adapted and who must face a cost increase when the resource reserve base is depleted. The model used here is based on existing MACSI calculations using a linear adaptation curve with adaption starting 150 years before dDI, as recommended by (De Bruille et al., Under review) (see Eq. (5.2)).

$$MACSI = \sum_i a_i \cdot \left(1 - \frac{dDI - t_{start}}{t_{adapt,i}} \right) \cdot 100\% \quad \text{Eq. (5.2)}$$

Where t_{start} (years) is the time when adaptation starts, $t_{adapt,i}$ (years) the adaptation time of the resource users for function i (which depends on σ_i), and a_i (%) the fraction of total end users for a given functionality i .

5.3.3.1.2 *Adaptation prices for users adapting before reserve base depletion (AdaP)*

The adaptation of the users who are in competition was monetized to assess the impacts of user adaptation due to increasing competition. Once a resource is used, its availability changes. The variation in cost linked to resource depletion gives rise to adaptation when technically and economically feasible. Two situations are possible: for some users, an alternative is already identified to fulfill the same functionality, while, for other users, the resource is known as potentially substitutable before the depletion occurs but the alternative is not yet specifically identified, making adaptation cost modeling more challenging.

The model considers that price increases imply a decrease in demand as per a negative sloped demand function (Perman, Ma, McGilvray J., & Common, 2003) and that the users will switch from the initial resource to its substitute when it becomes economically viable (i.e. when the difference in prices between the resource and its substitute are close to zero). This assumption, which is in line with the economic law of supply and demand, simplifies the assumption that $AdaP = \$0$ and makes it possible to model the impact without identifying future alternatives to current resource uses that are still unknown.

5.3.3.1.3 *Price increase for the users who are unable to adapt before reserve base depletion (CI_{BT})*

The users who do not adapt are those who will have to use the back-up technology once the reserve base of the resource is depleted. The back-up technology is the last available technology to extract a resource before depletion (Stewart & Weidema, 2005). This fraction of non-adapted users is given by the MACSI. Although back-up technology costs (BTC) are very difficult to predict (Birney et al., 2006), options were forecast for certain metallic resources such as lithium (Yaksic & Tilton, 2009) or metallic resources available in deep water polymetal nodules (Agarwal, 2008; Avramov, 2005; Y. Li, Xiao, & Li, 2011), including rare earths available in deep-sea mud (Kato et al., 2011). Yaksic et al. give current extraction technology costs (CTC) and BTC for lithium based on an average between high-cost and low-cost scenarios (Yaksic & Tilton, 2009), showing an increase of 750% in extraction costs between CTC and BTC. When no BTC value is available (cadmium and rare earths), an approximation is made by looking at the nature of the current extraction technology and using the same ratio $(BTC-CTC)/CTC$ as for resources using similar extraction technologies for which the BTC are known. Currently,

cadmium is a co-product of zinc extraction, so, as a first approximation, we chose to use a (BTC-CTC)/CTC similar to the one for cobalt (a co-product of copper and nickel extraction) with a (BTC-CTC)/CTC ratio of 18 and one similar to manganese (a co-product of manganese-iron extraction) with a (BTC-CTC)/CTC ratio of 30. A ratio of 25 was therefore chosen for cadmium as a first approximation, and the value will be tested during a sensitivity analysis. In the case of rare earths, the current extraction technology is comparable to that of lithium, which has a (BTC-CTC)/CTC average ratio of 17.7 with a maximum of 30.

This increase in costs is proportionally applied to current resource prices, making the assumption that users will keep the same added value on their sales. The price increase of the commodity is proposed to be proportional to the extraction cost increase, since mid- and long-term price predictions are very uncertain. The current price of the resource is therefore multiplied by the difference in extraction costs to determine the price increase from the current technology to the back-up technology, and this price increase is the effect factor considered in this model. The model is based on resource price (not cost) because the market is price-based and considering only extraction costs would not cover the economic viability of substitution mechanisms. A discount rate that translates future dollars in today dollars was used.

Resource price increases are calculated in Eq. (5.3):

$$PI_{BT} = \left[\left(\frac{BTC-CTC}{CTC} \right) \cdot CP \right] / (1 + DR_{BT})^{dDI} \quad \text{Eq. (5.3)}$$

Where PI_{BT} (\$/kg) is the price increase for the users who require a back-up technology when dDI , the time when the reserve base is depleted; BTC (\$/kg) the back-up technology costs, CTC (\$/kg) the current technology costs, CP (\$/kg) the current price of the resource and DR_{BT} (%) the discount rate that translates future dollars into today's dollars. The extraction costs presented here are the C1 cost or direct cash operating cost as defined by Brook Hunt Mining Consultants (Hunt & Coombs, 2008) and North American gold producers (Randgold, 2010). The discount rate expresses future dollars in today's dollars and compared the back-up technology costs of various resources that are encountered at different times in the future. The discount rate is arbitrary, since discounting debates have a long history in economics. In this study, it is not known whether a discount rate should reflect the *social-welfare-equivalent* discounting for future impacts or the *finance-equivalent* discounting rate for future impacts (Goulder, 2012; Standaert et al., 2012). A discount rate of 1.5% was chosen as a first approximation in order to place the research between

a *finance-equivalent* discounting rate of 3%, as proposed by Nordhaus (Goulder, 2012) and used in ReCiPe (Goedkoop et al., 2013) and a *social-welfare-equivalent* discounting rate of 0.1%, as proposed by Stern (Stern, 2007). A sensitivity analysis of the choice of discount rate was carried out.

5.3.3.1.4 Characterization factor for resource depletion impact (CF)

Because AdaP is considered \$0, the resource use impacts are only the price increase that users will have to pay for the back-up technology. This fraction of the total users is the MACSI. The characterization factor CF is then given in Eq. (5.4).

$$CF = MACSI \times PI_{BT} \quad (\text{Eq. 5.4})$$

The characterization factor has a conventional structure adopted in many impact assessment models since it combines a competition factor (the MACSI) that could be assimilated to a fate factor (like Boulay et al. (2011)) and an effect factor, the PI_{BT} . Several mechanisms can influence the value of the CF:

- The impact is less significant for resources that will deplete in a longer term since the dDI influences the MACSI (more users have time to adapt in the longer term) and PI_{BT} (the discounted price decreases when looking further into the future);
- The impact increases when the difference in cost between the current and back-up technologies increases;
- The impact decreases if users are able to easily find a substitution for the different functionalities of the resource (which make the MACSI decrease).

In order to demonstrate that the method is operational, results were determined for a set of metals of interest in electric vehicle batteries: aluminum, cadmium, cobalt, lithium, manganese, nickel and rare earths.

5.3.3.1.5 Method comparison

The CFs obtained for the resources using the current methodology were compared to the CFs obtained by other LCIA models: CML, EcoIndicator 99(E), EPS and ReCiPe. All the results—which are in different units—were normalized using nickel as the reference substance (i.e. expressed in terms of kg Ni_{eq}).

5.3.3.1.6 Sensitivity analysis

A sensitivity analysis was required to show the stability of the results with a varying ratio of back-up technology extraction costs over current technology extraction costs for cadmium, since it was extrapolated from other resources with similar current extraction technologies. Therefore, an analysis was performed with a (BTC-CTC)/CTC ratio varying from 5 to 50 in order to test whether this uncertain parameter had a strong influence on the model results.

Another sensitivity analysis was required to show the stability of the results with varying discount rates. Indeed, the selected value is an intermediate one between the value defended by Nordhaus and used in ReCiPe and the value proposed by Stern (Stern, 2007). It is important to test the robustness of the results with regards to a varying discounting rate using both extreme DR values.

5.3.3.2 Case study: resource use impacts of batteries

5.3.3.2.1 Base case scenario

The model developed in this study was applied to determine the resource use impacts in the LCA of four different types of electric car batteries: Li-ion NCM (nickel-cobalt-manganese), Li-ion LFP (lithium-iron-phosphate), NiMH and NiCd. The functional unit considered is 100 km of autonomy for a light-duty vehicle travelling at 0.53 MJ/km, the efficiency targeted by the Electric Power Research Institute (Axsen et al., 2008; Majeau-Bettez et al., 2011). Resource use impacts are given in Eq. (5.5).

$$I = \sum (CF \cdot M_d) \quad \text{Eq. (5.5)}$$

Where I (\$) is the impact score and M_d (kg) is the mass of resource that is dissipated.

The results obtained with the proposed model were compared with those of other methodologies (CML, EcoIndicator 99, EPS and ReCiPe) in order to determine the extent to which the inclusion of functionality, competition, substitution and adaptation mechanisms modifies the conclusions of the case study.

5.3.3.2.2 Sensitivity analysis

The same sensitivity analysis was carried out on the variation in the (BTC-CTC)/CTC ratio and on the DR to determine the extent to which the results of the case study would be influenced by the modeling assumptions.

5.3.4 Results and discussion

5.3.4.1 Resource depletion impact assessment at the endpoint level

5.3.4.1.1 PI_{BT} and CF: cost increase and characterization factor for the resource depletion impact

The CFs derived from our method for the resources used to manufacture electric vehicle batteries are given in **Tableau 5-1**.

Tableau 5-1. Resource use CFs for electric vehicle battery resources

Resource	MACSI	dDI [years]	$\left(\frac{BTC - CTC}{CTC}\right)$	Source	Current price [\$ /kg]	PI_{BT} [\$ /kg]	CF [\$ /kg]
Aluminum	0%	No depletion	0.00	ND (no back-up technology reached)	2.45	2.45	0.00
Cadmium	55%	122	25.00	ND (assumed similar to cobalt and manganese (Sahu, Agrawal, Pandey, & Kumar, 2004))	2.61	1.03	0.57
Cobalt	52%	278	17.60	(Agarwal, 2008) (Gladstone, 2007)	30.25	8.48	4.41

Lithium	56%	712	17.70	(Yaksic & Tilton, 2009)	65.89	0.04	0.02
Manganese	90%	441	29.12	(Avramov, 2005) (ConsoMinerals, 2013)	2.13	0.11	0.10
Nickel	80%	177	2.15	(Agarwal, 2008) (McKenzie, 2008)	18.45	2.88	2.30
Rare Earths	71%	> 1000	17.70	None (assumed similar to lithium (Yaksic, 2009))	37.22	0.00	0.00

5.3.4.1.2 Method comparison

Figure 5-2 puts the ranking of the resources' relative CFs into perspective (i.e. all normalized to zinc CFs) using the current approach with the ranking of resource CFs based on different LCIA methods. The marks in Figure 5-2 represent the CFs for all the models (EcoIndicator99, CML, ReCiPe, EPS and the proposed model) as a function of the CFs obtained in this study using a log scale as the CF spread over seven orders of magnitude. The full line (first bisector) represents a full agreement in terms of ranking and values of relative CFs. All the values obtained with the different models can be found vertically aligned: the farther from the line, the more discrepancies in terms of relative CF value. A CF above the first bisector shows a higher CF than the proposed model, while a CF under the first bisector is smaller than with the proposed method. Moreover, the dots illustrate the extent to which the relative ranking of the resource CFs agrees.

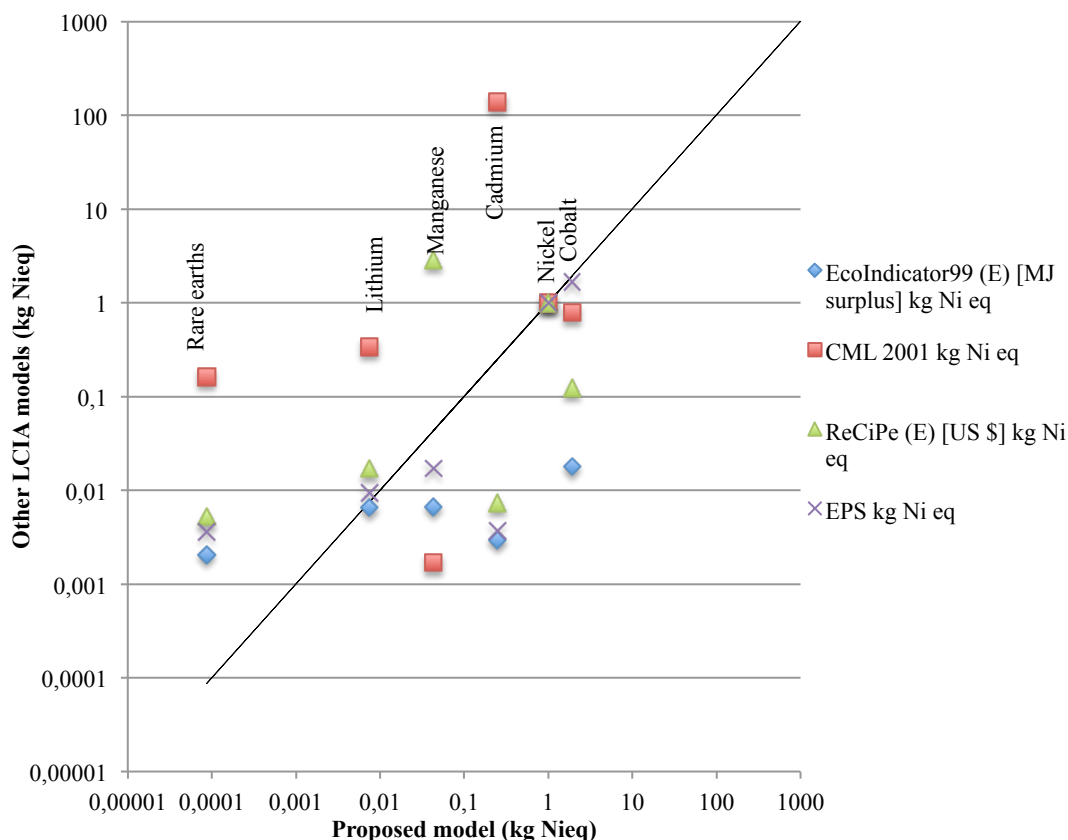


Figure 5-2. CFs of the proposed method compared to the CFs of other LCIA methods. All CFs are expressed in kg Ni_{eq}.

Figure 5-2 indicates that the ranking of the CFs obtained with the proposed method differ from all the other LCIA methods. At first, inconsistencies among impact model categories are illustrated, since type 4 categories (EcoIndicator99, EPS and ReCiPe) are relatively consistent with the CFs that are normalized and expressed in terms of kg Ni_{eq}. Indeed, these CFs are closer to one another in Figure 5-2 (usually of the same order of magnitude, except in the case of manganese for which ReCiPe has a CF value of more than two orders of magnitude higher than the other models) than for the CML values (up to five orders of magnitude difference) or for the CFs developed in this paper. The differences in model behaviours may be explained by the model structure and the mechanisms accounted for in each of them.

CML gives a higher score to cadmium, which reflects the fact that it has the highest scarcity, which is consistent with the dDI values in the proposed model. However, the scarcity-based method CML does not give the same ranking as the functionality-based option or the other

damage assessment methods, meaning that only considering scarcity is probably not enough to tackle the resource use impacts, even if scarcity remains key information.

For resources depleted in a very long time horizon, such as rare earths, the proposed method yields lower CFs with the functional approach than with the other category 4 methods. This is explained by the fact that the time before depletion is very high (>1 000 years) and, independently of the significant difference between BTC and CTC and the high MACSI (71%), the CFs are low due to the discount rate applied over more than 1 000 years.

Resources depleted in a shorter time horizon, such as cobalt and cadmium, show higher CFs when using the functional approach than when using the other category 4 models. This is explained by the fact that cadmium's dDI is low (122 years) and the difference between current and back-up technology prices is high (a ratio of 25). So, although the MACSI is quite low (55%), the resulting CFs are high. The same conclusions can be made in the case of cobalt, for which the combination of low dDI (278 years) and high difference in prices explain the same results, with even a lower MACSI (52%).

For resources depleted in a medium time horizon, the results are more within the spread of other method CFs. For manganese, a high MACSI (90%) and a significant difference in price (a ratio of 29.12) are discounted over a longer period than for cadmium or cobalt (dDI of 441 years). For lithium, the discounting over a long term (712 years) and the combination of a lower MACSI (56%) and lower difference in price (a ratio of 17.60) situates the CFs of the proposed method in the same order of magnitude as the other category 4 methods. Yet, the results for lithium and manganese seem to be more consistent with other impact models overall.

Figure 5-2 reveals that accounting for the discounting rates of future prices (as in ReCiPe) for competition—and indirectly for resource substitutability—and for reserve and stock considerations sets the proposed model apart from other category 4 models, illustrating how some CFs may overestimate the impact of resource use (rare earths) or underestimate it (cobalt, cadmium). In addition, Figure 5-2 highlights the inconsistencies between category 2 and category 4 methods with up to more than four orders of magnitude of difference for CFs expressed in terms of kg Ni_{eq}.

A comparison in terms of absolute value can only be done with ReCiPe, which includes monetary units. On one hand, although the Li CF obtained with the current model is about the same as the

ReCiPe Li CF (\$0.02/kg), which also models the cost increase for future users due to increased scarcity, cadmium CFs are twice as high (\$0.57/kg versus \$0.25/kg for ReCiPe). There are two orders of magnitude of difference for rare earth CFs (\$2E-4/kg versus \$1E-2/kg for ReCiPe). On the other hand, the CFs for manganese are lower with the proposed method than with ReCiPe, since only a few users will be unable to adapt before resource depletion and will require the back-up technology only much further in the future (time before reserve base depletes is 425 years). The low CF for lithium is explained by the fact that although lithium has a high price and the users who keep using lithium are significantly affected, the back-up technology only appears far off in the future (time before reserve base depletes is 712 years).

5.3.4.1.3 Sensitivity analysis

Figure 5-3 illustrates the results of the sensitivity analysis and shows the model's relative lack of robustness for two major hypotheses on price differences for cadmium and discounting rates: the ranking of substances and the absolute values of the CFs are strongly influenced by the hypotheses.

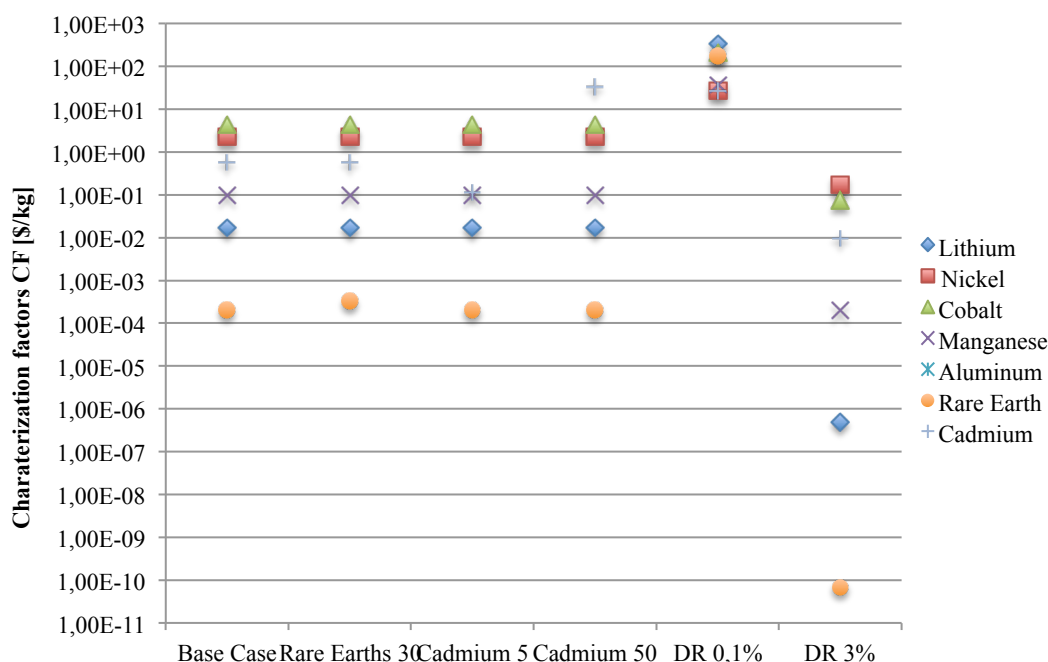


Figure 5-3. Resource CFs compared to the CFs for cadmium showing the sensitivity of the resource ranking to the initial modeling hypothesis

Figure 5-3 shows the variation in CFs according to the sensitivity analyses. Each column of stacked marks represents the CFs of the resources within each scenario. For instance, the left column represents the ranking of the resource CFs for the base case scenario, the initial modeling hypothesis. The base case scenario presents cobalt as the resource with the highest CF and rare earth as the resource with the lowest CF. The greater the distance between the marks for each resource within the same column, the greater the difference in CFs between resources. Figure 5-3 also shows that the ranking of the resources changes when 1) the discounting rate changes and 2) the difference between current and back-up technology prices changes. The change in the discounting rate is due to the fact that certain resources have a very high dDI combined with a high variation in price differences (such as lithium and rare earths). The combination of these characteristics for lithium and rare earths makes them more sensitive to the discounting rate than other resources. Due to this high sensitivity, the CFs of these resources vary significantly, as opposed to resources with low dDI, even though the resources have a higher price difference. Therefore, the ranking changes with a very low discounting rate, while the order of magnitude of the differences in lithium and rare earths CFs as compared to the CFs of other resources increases with an increasing discount rate. The change in technology prices is due to the fact that a variation in the difference between current and back-up technology prices affects the impacts on users. Indeed, a small difference means that future users can compensate for the depletion of an easily accessible resource when the price increase is low. Therefore, if the ratio of BTC over CTC for cadmium decreases, the CF also decreases. This explains why the cadmium CF becomes lower than the CF for manganese when the ratio drops under five. But when the ratio exceeds 50, cadmium becomes the worst resource with the highest CF, while all the others remain the same. Overall, the CFs are sensitive to both parameters, and further work is required to define the ideal discounting rate for resource impact modeling and refine the predictions on the prices of resources extracted with the back-up technology.

5.3.4.2 Case study: resource use impacts of batteries

5.3.4.2.1 Base case scenario

The impacts of the components of the four aforementioned batteries that fulfill the functional unit are given in Figure 5-4. The results obtained for the proposed method are put into perspective with results obtained from other LCIA methodologies

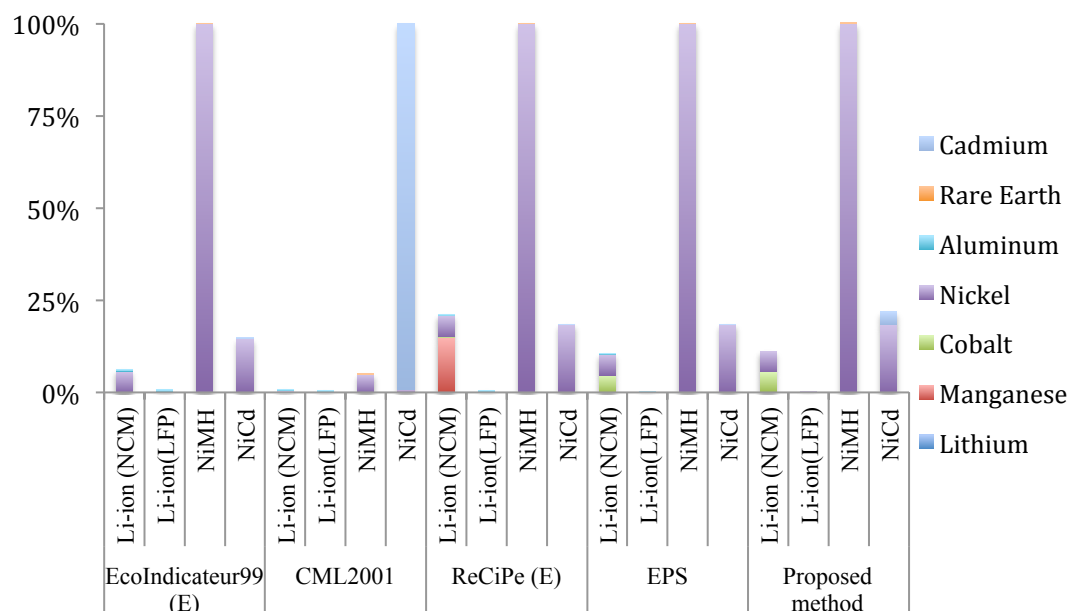


Figure 5-4. Comparison of the impact of mineral and metal resource use of four electric vehicle battery types using the model developed in this study and the results obtained using EcoIndicator99, CML, ReCiPe and EPS

Even though the results of the different methods in Figure 5-4 are not expressed in the same units and cannot be numerically compared to each other, it is possible to put into perspective the methodologies used to obtain these relative results based on the ranking of the resources within each method. There is a lack of consistency in the results from one methodology to the next. Nevertheless, the proposed model shows that the NiMH battery is the worst alternative, leading to the same general conclusions as ReCiPe, EPS and EcoIndicator99, which are all category 4 models. All category 4 models agree that, in this case study, nickel is the main contributor (reserve base will deplete within 175 years). With CML, NiCd is the worst alternative, showing inconsistencies between category 2 and category 4 models. Therefore, even if cadmium has a strong scarcity as modeled by CML (which is emphasized by the fact that the cadmium stock is small, thus increasing the impact when applying CML), the scarcity does not reflect the damage, no matter how it is assessed. However, cadmium has a higher contribution to the impact using the current methodology than when applying the other category 4 methods, although its contribution is not as important as that obtained with CML. Indeed, cadmium presents a non-negligible fraction of users who will not be able to adapt to depletion (MACSI = 55%) combined with

scarcity issues since there is not much time before the easily accessible resource depleted (122 years).

Another similarity with existing methods is that cobalt constitutes a significant contributor to the impact for NCM Li-ion batteries with the current method and with EPS. Less emphasis is put on this resource in the other category 4 models and in CML because cobalt stocks are highly available. Yet, intensive primary production causes scarcity issues (dDI = 278 years). Since it is combined with a non-negligible fraction of users who are unable to adapt before depletion (MACSI = 52%) and an important price increase when turning to the back-up technology, it appears to have a slightly higher impact.

Manganese, on the other hand, appears to be of importance in ReCiPe modeling but does not seem to be significant here, even though competition is high (MACSI = 90%). The discounting of manganese prices over 441 years mitigates the results of the proposed method.

5.3.4.2.2 Sensitivity analysis

The same sensitivity analyses were carried out to test the robustness of the case study results when the rare earths and cadmium (BTC-CTC)/CTC ratios and the discounting rate change (see Figure 5-5).

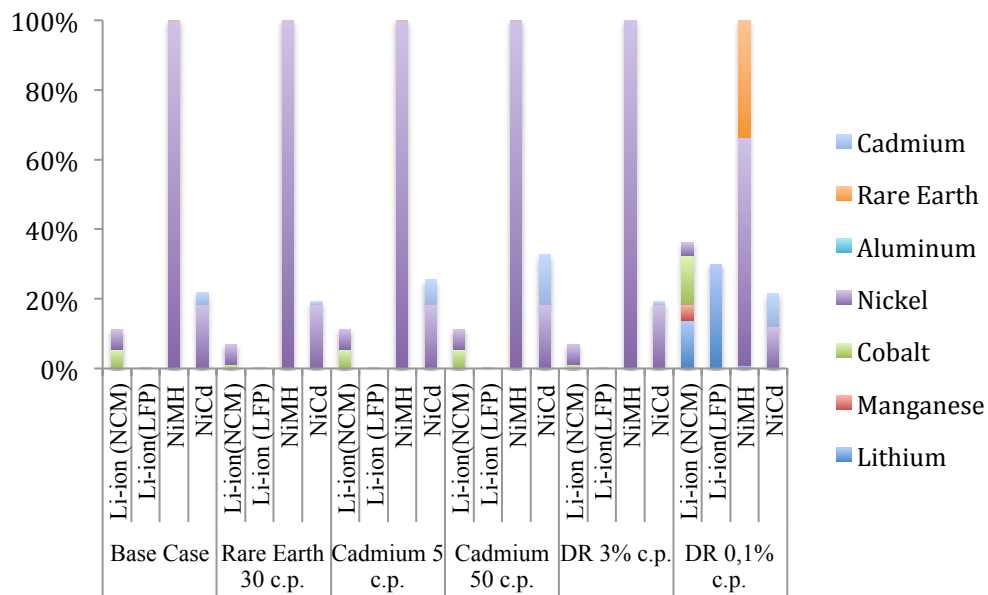


Figure 5-5. Case study sensitivity analysis on discounting rates and the choice of extraction costs ratio for cadmium and rare earths

Although absolute values change, in a LCIA context, it is the ranking between the scenarios that is important. The exact ratio of BTC/CTC is not required, since ratio variations do not change the conclusions on the best and worst batteries when it comes to resource depletion impact considerations. Indeed, with a decreasing BTC over CTC ratio for cadmium, NiCd batteries still have less impact than NiMH batteries but more than Li-ion batteries (both NCM and LFP). This is due to the fact that nickel's contribution is always high enough to avoid the inversion of the conclusions.

The same conclusion can be made regarding the discounting rate since, for the decreasing discounting rate, NiMH batteries remain more impactful than NiCd batteries and Li-ion batteries. The only variation is notable with a very low discounting rate for which the contribution of rare earths becomes significant. This is due to the fact that rare earths have a high dDI and therefore a high sensitivity to varying discounting rates. The same goes for lithium, whose contribution in Li-ion batteries becomes significant. In general, the impact is less dominated by nickel and NiMH batteries with a low discounting rate since nickel is a resource for which the reserve base is close to depletion (177 years) and nickel is therefore highly insensitive to the discounting rate. The contribution of each resource to the overall impact of the batteries also changes with a changing discounting rate.

While discounting rates are difficult to define and influence the contribution of each resource to the overall impact, the general conclusions on the ranking of the batteries remains unchanged, independently of the discounting rate.

5.3.5 Conclusion and outlook

A new life cycle impact assessment method to determine the impact of abiotic resource use is proposed. It integrates functionality loss, competition among users and user adaptation to depletion as well as resource reuse and recycling through monetization. The impacts have a major advantage: they demonstrate that adaptation is functionally dependent and that users do not adapt like other users of the same resource by assessing the impacts with a monetary unit and respecting the functionalities of each resource. Still, the proposed method must be further developed since the moment of user adaptation is limited to the time when the difference in price between the depleting resource and its functional equivalent alternative is zero. This is true when a static demand function is established but does not depict the reality of market-induced

variations in demand (i.e. when external disruptions such as policies, regulations or laws come into play). The results were compared with other impact assessment methods for better perspective and to determine the extent to which the results are consistent when applying different approaches with varying degrees of sophistication. It was observed that the improvements in the proposed methodology influence the ranking of resource CFs even though, in the case study, the main conclusion may be made regardless of the choice of category 4 methodology (mainly due to a strongly dominant Ni impact that CML fails to highlight). The back-up technology impacts of resource depletion translated by the MACSI and the back-up technology price increase are combined with a substitution impact assessment of the depletion of a resource, making the methodology a more in-depth and complete assessment of resource depletion.

Here, only the monetary impacts of switching to the back-up technology are assessed, and an assessment of the environmental impacts of the adaptation of users who are able to adapt before depletion and of the switch to back-up technologies for users who are unable to adapt may be required in order to determine whether the impacts are transferred to other endpoint categories as a consequence of resource depletion (human health, ecosystem quality, etc.).

5.3.6 Acknowledgements

The authors acknowledge the financial support of the industrial partners of the International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of CIRAIG): ArcelorMittal, Bombardier, Hydro-Québec, Mouvement des caisses Desjardins, LVMH, Michelin, Nestlé, RONA, RECYC-QUÉBEC, SAQ, Solvay, TOTAL, UMICORE and Veolia Environnement. They also acknowledge the financial support of the Fond de Recherche du Québec – Nature et Technologies and would like to thank Prof. Sophie Bernard for her comments and guidance.

CHAPITRE 6 ARTICLE 3: MEETING INTERNATIONAL TRANSPORT ELECTRIFICATION GOALS: THE IMPACTS ON METALLIC RESOURCE COMPETITION

Cette section s'articule autour d'un manuscrit soumis au journal « Transportation Research Part D: Transport and Environment » : « Meeting international transport electrification goals: the impacts on metallic resource competition ».

6.1 Lien entre le premier et le troisième manuscrit

Le premier manuscrit faisait état du développement d'un facteur de compétition afin de mesurer la compétition entre les utilisateurs des ressources selon leurs diverses applications. La stabilité de ce facteur de compétition, appelé MACSI, est testée à l'aide d'une étude de cas à grande échelle dans le troisième manuscrit. En effet, les variations de MACSI (et accessoirement de dDI) par rapport aux valeurs obtenues dans le premier manuscrit sont évaluées dans ce troisième manuscrit lorsqu'une grande quantité additionnelle de ressources est requise pour une fonctionnalité donnée.

6.2 Présentation du troisième manuscrit

Ce troisième manuscrit fait état d'une analyse d'échelle par rapport à l'électrification des transports. L'étude de cas porte sur l'introduction et le maintien à long terme d'une flotte de véhicules électriques. Elle se concentre sur les ressources minérales et métalliques nécessaires pour la fabrication des batteries de ces véhicules électriques.

L'objectif de l'étude de cas décrite dans le manuscrit est double : d'une part, il s'agit de vérifier la stabilité de MACSI (et dDI) lorsqu'une grande quantité de ressources minérales et métalliques sont nécessaires pour une fonctionnalité donnée et d'autre part, l'étude de cas permet de vérifier que les ressources minérales et métalliques sont disponibles pour atteindre les objectifs des différents pays ayant mis en place une politique d'électrification des transports.

Pour ce faire, les quantités de ressources nécessaires pour atteindre les objectifs des différentes politiques d'électrification des transports sont calculées et la production marginale de ces quantités de ressources est imputée à la fonctionnalité « batteries » pour chacune des ressources

étudiées. Ceci permet d'obtenir une nouvelle longévité des réserves facilement accessibles, un nouveau dDI, et permet d'obtenir les nouvelles fractions d'utilisation des ressources selon leurs fonctionnalités. Ainsi, la variation des courbes d'adaptation des utilisateurs tels que décrits dans le premier manuscrit est prise en compte. Ces variations de longévité et de la dynamique d'adaptation influencent le dDI et le MACSI. L'ampleur des variations sur le MACSI permet alors de discuter de la stabilité de celui-ci selon les valeurs absolues de MACSI et dDI pour les ressources, mais aussi selon le classement des ressources. Ce classement des ressources selon le MACSI est l'information utile à l'ACV dans un contexte d'aide à la décision basée sur l'indicateur *midpoint* développé dans le premier manuscrit.

6.3 Meeting international transport electrification goals: the impacts on metallic resource competition

Vincent De Bruille¹, Cécile Bulle², Thomas Dandres¹, Caroline Gaudreault^{1,3} and Réjean Samson¹

¹CIRAIG, Department of Chemical Engineering, P.O. Box 6079, Polytechnique Montréal (QC), H3C3A7

²CIRAIG, ESG UQAM, P.O.Box 8888, succursale Centre-ville, Montréal (QC) H3C 3P8

³National Council for Air & Stream Improvement, P.O. Box 1036, Station B, Montreal (QC) H3B 3K5

Date de soumission : 14 novembre 2014.

E-mail contact: bulle.cecile@uqam.ca

6.3.1 Abstract

This study analyzes implications, from a metallic resources availability perspective, of international policymaking goals for worldwide introduction of electric vehicles (EVs) by 2020 and 2030. More specifically, the research considers metallic resource use in electric vehicle battery manufacturing to maintain EV fleets in the long-term. The amounts of resources required in EV batteries to meet and maintain the number of vehicles expected by 2020 and 2030 were calculated and compared to overall global availability and primary production. In addition, the study assesses the sensitivity of a previously developed metallic resource competition factor to a major technological shift such as transport electrification. Cobalt, graphite and lithium are the only resources for which average annual production needs must increase significantly (>1%) to

support the introduction of Li-ion battery powered fleets, but the resulting competition factors and overall availability vary considerably for lithium only. In general, the competition factor is quite stable in terms of resource ranking when introducing such a key technological shift. A sensitivity analysis was carried out on the size of the Li-ion powered fleet, considering a total replacement of the global vehicle fleet: cobalt, copper and lithium show very significant increase in competition factors (variations of 87%, 58% and 71%, respectively) and important reduction in the number of years before reserve base depletion (variations of 81%, 13% and 94%, respectively). Therefore, even if competition modeling constitutes a robust indicator when looking at a major short-term transition, there is a need to update its value in a long-term perspective.

6.3.2 Introduction

Demographic evolution and the development of emerging countries have accelerated resource demand and greenhouse gas emissions (GHG). Global resource extraction increased at an aggregated growth rate of 45% between 1980 and 2005 (Lutter & Giljum, 2012), while GHG emissions have intensified by 5% since 1990 (USEPA, 2014) and rose by 70% between 1970 and 2004 (Saxena, 2009). Transportation contributes between 5% and 28% of total GHG emissions for the ten most emitting countries (ShiftProject, 2014) and up to 28% (USA), 24% (Canada) and 24% (Mexico) of the total emissions in North America (EnvironmentCanada., 2013; ShiftProject, 2014; USEPA, 2014). Reducing these emissions is an international goal that is difficult to attain in light of the increasing number of vehicles on the roads. Indeed, the total number of vehicles worldwide is expected to double by 2035 (LeBeau, 2012). This outlook predicts a significant increase in oil and gasoline supply, raising concerns about GHG emissions and climate change (Ellingsen, 2013). To counter this emissions increase, policymakers are seeking to shift the acquisition of vehicles with traditional combustion engines to novel hybrid and electric vehicles (HEVs and EVs, respectively). Depending on the nature of the electric mix used to power the EV batteries, these vehicles show potential for GHG emissions reductions (Notter, 2010; Samaras & Meisterling, 2008).

Numerous publications show that, when considering only use, there is a decrease in GHG emissions due to the introduction of EVs (Hawkins, 2013). Though EVs may reduce GHG emissions, the electrification policies may lead to burden shifting towards resource depletion

(Gaines, Sullivan, & Burnham, 2011; Gaines L. & Nelson, 2009). Indeed, manufacturing batteries for electric vehicles requires large quantities of metallic and mineral resources. Therefore, the introduction of a high number of electric vehicles to reduce GHG emissions raises the question of resource availability in the context of current demographic evolution. Insights into burden shifting can be revealed through a holistic approach such as life cycle assessment. Few publications have explored the battery production issue from a full life cycle perspective, one reason being the limited availability of battery production industry data (Ellingsen, 2013). Ellingsen et al. (Ellingsen, 2013) performed an LCA of a lithium-ion nickel-cobalt-manganese traction battery based on primary data. They investigated several midpoint environmental indicators but did not look at resource depletion.

Andersson and Rade (Andersson & Rade, 1999, 2001) investigated long-term metal resource constraints for large-scale EV systems for nine types of batteries. They employed a life cycle approach and considered recycling and manufacturing losses, available stocks, annual mine production constraints and competition for metals. They determined the number of batteries that can be produced before the depletion of the resources required for battery production. Andersson and Rade did not discuss trade-offs between resource depletion and other environmental indicators. Furthermore, although the Andersson and Rade results showed that there are significant quantities of resources available for EV battery production, they did not assess the consequences on resource availability and competition for other types of users as a consequence of an increase in the EV fleet. Resource use would increase significantly for transportation purposes, and other end users of the same resource may face resource scarcity.

De Bruille et al. (De Bruille et al., Under review) proposed the Material Scarcity Index (MACSI) to characterize the life cycle impacts of resource dissipation based on functionality, user adaptability to the depletion and resource substitutability for future users. The MACSI expresses the fraction of users of a given resource that are not able to find an alternative before the reserve base depletes and integrates information on resource availability constraints and competition intensification between users. De Bruille et al. (Under review) calculated MACSIs for seven metals used in electric vehicles. One feature of the MACSI is that it is based on current resource use and does not account for future technological transitions, which may result in index instability. It would be important to understand how the MACSI would change in response to the future evolution of resource needs and major technological transitions.

The objective of this paper is to use the MACSI to determine the extent to which transport electrification may modify metal resource competition and whether resource availability could constitute a constraint when introducing and maintaining a new fleet of electric vehicles. Here, the MACSI is no longer viewed from an LCIA characterization perspective but rather serves to evaluate changes in competition and resource availability when transport electrification policies are carried out. It is also possible to draw conclusions on the stability of the MACSI when different policies are put into action.

6.3.3 Methodology

6.3.3.1 Description of the scenarios

To illustrate the effect of the introduction of a new fleet of electric vehicles, as described above, on the competition for metal resources and their availability, it is necessary to compare the MACSI for different resources according to two different scenarios. The first scenario (base case scenario) represents current global resource use conditions. The second, third and fourth scenarios (electrification scenarios) look at conditions after the introduction of an electrification policy at a 2020 and 2030 time horizon and the full replacement of the current global fleet by EV, respectively. The case study is limited to the resources that are most affected by the implementation of a transport electrification policy and makes it possible to evaluate the differences in MACSI before and after electrification. Both scenarios are detailed below.

6.3.3.1.1 Base case scenario

The base case scenario depicts current resource use without any electrification policies in place. It is based on resource dissipation rates and currently known resource reserves. Fractions of resource end users, including battery users, are given, and these data are available in the annual reports of the USGS (USGS, 2012). The MACSI in the base case scenario makes it possible to characterize the impact of resource use on user competition based on the current situation.

6.3.3.1.2 Electrification scenarios

The electrification scenarios attempt to determine the number of batteries required to power and maintain an EV fleet that meets electrification policy goals. Currently, nickel metal hydride batteries (NiMH) power most of the hybrid vehicles on the roads (Axsen et al., 2008), but

lithium-ion (Li-ion) batteries have shown significant improvement and should start to dominate the market (Majeau-Bettez et al., 2011). The first generation of mass-produced Li-ion battery powered EVs recently entered the market (Hawkins, 2013). For this reason, the scenario focuses on Li-ion and NiMH batteries.

The metal requirements for an EV fleet were derived from Majeau-Bettez et al. (Majeau-Bettez et al., 2011) for Li-ion and NiMH batteries with specific battery energies. Li-ion batteries are dependent on the active material for the positive electrode paste (Ellingsen, 2013; Majeau-Bettez et al., 2011) and two types of Li-ion batteries were assessed: nickel-cobalt-manganese (NCM) and lithium iron phosphate (LFP) Li-ion batteries. The type of battery and its energy capacity are taken directly from car manufacturers (see Figure 6-1 for a list of manufacturers), making it possible to match the type of battery in each EV brand to its metallic components. When the type of active material in the Li-ion battery was not provided, a hypothesis of a 50-50 ratio was supposed as an approximation between the NCM and LFP Li-ion batteries. Production rates vary as a consequence of EV fleet metal requirements: the additional marginal production related to battery production was added to the regular yearly production, making it possible to determine a potential MACSI* based on the predicted situation once the transition is complete rather than based on the current situation.

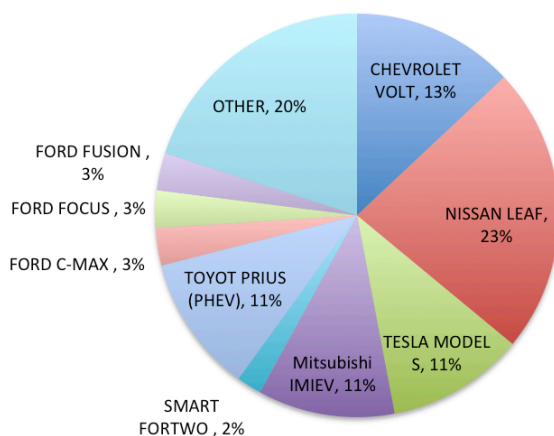


Figure 6-1. Global market shares of EVs (2011-2014) (GreenCarReports, 2014)

6.3.3.2 Calculation of resource availability and competition using the MACSI

The scarcity that occurs for the metallic resources required for battery production is driven by global resource availability and the competition for these resources considering all their

functionalities. Research by De Bruille et al. (Under review) served as the basis to calculate the MACSIs prior to policy implementation. The MACSI makes it possible to characterize the impact of resource use on the competition among users and is calculated as such (De Bruille et al., Under review) :

$$\text{MACSI} = \sum_i a_i \cdot \left(1 - \frac{\text{dDI} - t_{\text{start}}}{t_{\text{adapt},i}}\right) \cdot 100\% \quad \text{Eq. (1)}$$

Where MACSI (%) is the competition index, dDI (years) the dynamic depletion index, t_{start} (years) the time when adaptation starts, t_{adapt} (time) the adaptation time of resource users and a_i (%) the fraction of total end users for a given functionality i . More specifically, the MACSI makes it possible to link the reserve base of a resource and its production rate over time by using the dynamic depletion index (dDI) of a resource (De Bruille et al., Under review). The dDI expresses the number of years remaining before the reserve base is depleted and accounts for the evolution of resource demand over time. It is given as the ratio of available reserves (kg) over the resource dissipation rate (kg/yr). The depletion index is dynamic, since it integrates the decrease in resource demand that occurs when users substitute one resource for another to achieve the same functionality and avoid resource price increases due to greater scarcity (De Bruille et al., Under review).

6.3.3.2.1 Base case scenario

The base case scenario represents the current situation with no electrification policies: *business as usual*. In the base case scenario, all the data required to evaluate the dDI—the reserve base for each resource, its primary production and the fraction used in electric vehicle batteries—is taken directly from the USGS and the European Commission report on critical raw materials (CE, 2010; USGS, 2012).

6.3.3.2.2 Electrification scenarios

In the case of the electrification scenario, the additional resources required imply an increase in the annual production rates of resources and in the fraction of total end users using these resources for electric vehicle batteries. It must therefore be recalculated. Primary production was recalculated by adding the annual resource requirement to maintain a large-scale EV fleet, and

the fraction of end users was recalculated by considering that the annual resource requirements are only due to battery end use. End user fractions γ_i are given in Eq. (2):

$$\gamma_i = \frac{\text{resource requirement for end users } i}{(\text{total resource production rate} + \text{additional resource production due to electrification})} \quad \text{Eq. (2)}$$

As end users and primary production vary, the dDI and MACSI may vary as well. If the MACSI and dDI change significantly, the volatility may lessen the credibility of using an index such as MACSI in decision-making. Should the results remain stable, then a major technology shift policy (e.g. transportation sector electrification) does not induce high volatility in future competition and resource availability. If this is the case, the MACSI and dDI may be considered stable indicators over time (i.e. for which regularly updated MACSI and dDI are required since political choices and goal-setting policies impact future competition and availability) that may constitute useful decision-making tools.

It is necessary to analyze different EV fleet sizes to understand the sensitivity of the MACSI to a technological shift. Major transport electrification policies have been published (Su, 2013; Trigg & Telleen, 2013). The total predicted market shares of EVs represents 3.8 million EVs on the roads by 2020 (Ingram, 2013), and 15 million vehicles are expected by 2030 (Becker & Sidhu, 2009). These predictions constitute the first two electrification scenarios (3.8 million and 15 million EVs), while the third electrification scenario is given as a sensitivity analysis. Meeting the electrification goals implies that the EV fleet is maintained once the transition is complete. Considering that the average renewability rate of a vehicle fleet is 10.8 years (Gorzelay, 2013), if goals are met, EV fleet renewal must be accounted for. This study relied on the fleet renewability rate to determine the additional yearly amount of resources required for battery manufacturing and EV fleet renewal. Modeled EV market shares are available (Loveday, 2014; Shahan, 2014) and provide an average global market share. The different car brands that will be introduced by 2020 and 2030 were presumed to be in the same proportion as the average global market share between 2011 and 2014 (see Figure 6-1).

Although the Toyota Prius is powered by 1.3 kWh NiMH batteries, future models are expected to use 5.2 kWh Li-ion batteries (Halvorson, 2011). All the other EVs use Li-ion batteries, and 50% rely on NCM technology and 50% on LFP technology. According to Majeau-Bettez (Majeau-

Bettez et al., 2011), total specific energy densities of 55, 112 and 88 Wh/kg were assumed for NiMH, NCM and LFP batteries, respectively. The total mass requirement of the resources can then be calculated when a fleet of EVs is introduced. Variations in resource availability were calculated by increasing primary resource production to cover the resource requirements for an EV fleet. When resource production rises, the number of years before reserve base depletion dDI decreases, making it possible to calculate a prospective dDI* and a prospective MACSI* based on the methodology described by De Bruille et al. (De Bruille et al., Under review).

6.3.3.3 Sensitivity analyses

Two sensitivity analyses were performed. The first aimed to show the extent to which the results may vary based on battery choice and was focused on the nature of the battery, since Li-ion batteries are expected in the base case scenario but external factors may force users to switch to NiMH batteries. The second aimed to show the extent to which the results may vary in the long term if EVs become the norm and was focused on how metal requirements, and therefore resource competition and availability, will change if an EV fleet replaces the entire global light-duty fleet.

6.3.3.3.1 Battery type

Resource availability for electrification policies is dependent on the types of batteries that will be implemented. In this case study, it was assumed that all vehicles are powered by Li-ion battery. However, the discovery of new reserves of rare earth, the ability to extract them from seawater (Kato et al., 2011) and China's loosening stranglehold on the market (Savitz, 2012) may shift the electric vehicle battery market to NiMH batteries, which use rare earths as the positive electrode material. The results were recalculated based on the assumption that 100% of the vehicles will be powered by NiMH batteries (influence on material requirements, dDI and MACSI).

6.3.3.3.2 Replacement of 100% of the global light-duty vehicle fleet

Light duty-vehicle ownership represents roughly 750 million vehicles around the world (Ellingsen, 2013). Should there be an incentive to replace the entire fleet with electric vehicles, 70 million vehicles would be substituted each year since the average renewability rate of a vehicle fleet is 10.8 years (Gorzeleny, 2013). The hypothetical replacement of the global light

duty vehicle fleet was tested with the sensitivity analysis in terms of the increase in resource availability and competition. The results were recalculated using the assumption that 70 million electric vehicle Li-ion batteries are required annually (influence on material requirements, dDI and MACSI). This sensitivity analysis on the introduction of 70 million vehicles per year constitutes the third and final electrification scenario.

6.3.4 Results and discussion

The results presented here demonstrate the impact of the introduction of a new fleet of EVs on global resource availability and competition among all end use users of the resources.

6.3.4.1 Base case scenario

Tableau 6-1 shows the reserve base, primary production and fraction of end users using a given resource. The data were extracted directly from the USGS and are required to calculate the dDI and MACSI (also shown in Tableau 6-1). The MACSI is the fraction of end users who still require the resource when its reserve base depletes, and dDI is the number of years of availability of the resource in its reserve base.

Tableau 6-1. Reserve base, primary production rates, fraction of the resource used in batteries, years of availability and competition index for the resources required to introduce an EV fleet

Resources	Reserve base [kg] (USGS, 2012)	Primary production [kg/yr] (USGS, 2012)	Fraction of end use for batteries (USGS, 2012)	dDI [years] (De Bruille et al., Under review)	MACSI [%] (De Bruille et al., Under review)
Aluminum	3,47E+13	1,59E+11	8%	No depletion	0%
Copper	3,47E+13	1,41E+10	13%	192	12%
Graphite	2,58E+11	1,03E+09	4%	No depletion	0%
Iron	1,73E+14	2,08E+12	2%	94	78%
Nickel	1,45E+11	9,10E+08	3%	177	81%
Lithium	1,58E+10	2,46E+07	27%	709	58%

Manganese	5,15E+12	1,21E+10	2%	425	90%
Cobalt	1,30E+10	5,65E+07	27%	278	52%
Chromium	1,20E+13	1,34E+10	N/A	898	97%
Rare earths	1,59E+11	1,18E+08	8%	> 1000	71%

6.3.4.2 Electrification scenarios

If global electrification goals are achieved, there will be an increase in metal requirements as the new fleet is introduced and maintained. According to the electrification goals, by 2020, a total of 3.8 million EVs are expected and, by 2030, there will be 15 million. Considering the different types of EVs on the roads, Tableau 6-2 shows metal requirements and the fraction of current one-year resource production required to maintain the EV fleet in the long term. The fraction is the average increase in annual production required to meet and maintain the targeted EV fleet by 2020 and 2030.

Tableau 6-2. Metal requirements to meet and maintain the targeted Li-ion powered EV fleet by 2020 and 2030 and the corresponding increase in the primary resource production rate

Resources	Annual metal requirements to reach and maintain 2020 EV fleet target [kg/year]	Increase in annual global primary production rate to reach and maintain 2020 EV fleet target	Annual metal requirements to reach and maintain 2030 EV fleet target [kg/year]	Increase in annual global primary production rate to reach and maintain 2020 EV fleet target
Aluminum	1,94E+07	0.01%	7,65E+07	0.05%
Copper	8,03E+06	0.06%	3,17E+07	0.22%
Graphite	6,84E+06	0.66%	2,70E+07	2.55%
Iron	4,10E+06	0.00%	1,62E+07	0.00%
Nickel	2,01E+06	0.22%	7,94E+06	0.86%
Lithium	1,86E+06	7.04%	7,36E+06	23.03%

Manganese	1,78E+06	0.01%	7,01E+06	0.06%
Cobalt	9,56E+05	1.66%	3,78E+06	6.26%
Chromium	1,97E+05	0.00%	7,76E+05	0.01%
Rare earths	0,00E+00	0.00%	0,00E+00	0.00%

Tableau 6-2 shows a significant (i.e. over 1%) increase in the annual global primary production rates for lithium, cobalt and graphite. The introduction of a worldwide EV fleet does not significantly impact the annual global primary production rate of other resources. Figure 6-2 illustrates the user adaptation curves (adapted from De Bruille et al.) used to determine the impact characterization factor, MACSI (based on the current situation). It shows how the 2020 (*) and 2030 (**) transport electrification targets induce a variation in lithium demand for battery purposes (with a higher share for battery users who are not able to adapt to lithium deprivation). A greater number of users (i.e. increased annual primary production rate) leads to a decrease in the time before depletion occur ($dDI^{***} < dDI^* < dDI$) and to an increase in the fraction of users who are not adapted when dDI is reached ($MACSI^{**} > MACSI^* > MACSI$).

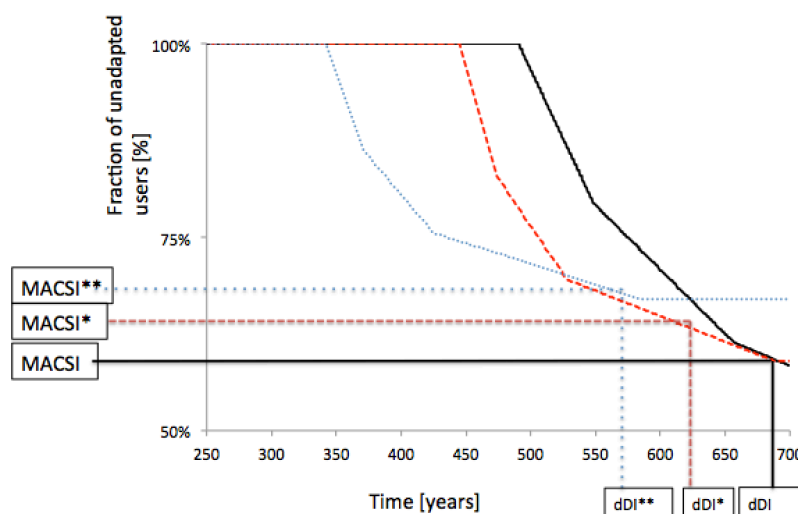


Figure 6-2: Variation in the user adaptation curve, MACSI and dDI with increasing lithium demand to meet policymaking goals in 2020 ($MACSI^*$ and dDI^*) and 2030 ($MACSI^{**}$ and

dDI**) for transport electrification. The full black line represents the base case scenario and the dotted lines represent the 2020 EV fleet target (red) and the 2030 EV fleet target (blue).

Tableau 6-3 reveals the extent to which the reserve base, dDI (i.e. years before reserve base depletion) and MACSI (fraction of users not adapted when dDI is reached) are affected by the introduction of a large EV fleet for each metal.

Tableau 6-3. Variation in dDI and MACSI to meet and maintain targeted Li-ion powered EV fleet by 2020 (*) and 2030 (**)

Resources	dDI [years]	dDI* [years]	dDI** [years]	MACSI [kg deprived /kg used]	MACSI* [kg deprived /kg used]	MACSI** [kg deprived /kg used]
Aluminum	No depletion	No depletion	No depletion	0%	0%	0%
Copper	192	192	192	12%	12%	12%
Graphite	No depletion	No depletion	No depletion	0%	0%	0%
Iron	94	94	94	78%	78%	78%
Nickel	177	177	177	81%	81%	81%
Lithium	709	655	537	58%	61%	69%
Manganese	425	425	425	90%	90%	90%
Cobalt	278	272	258	52%	53%	56%
Chromium	898	898	898	97%	97%	97%
Rare earths	> 1000	> 1000	> 1000	71%	71%	71%

The results show that graphite will not deplete since users have the ability to adapt easily when needed. In addition, the primary annual production remains almost unchanged. But the situation is different for cobalt and lithium, for which the MACSI increases and the number of years before reserve bases deplete decreases. This is most notable for lithium, for which the MACSI varies from 58% to a MACSI* of 61% and a MACSI** of 69% and for which the number of years before reserve base depletion drops by almost 200 years (709 years for dDI to 655 years for dDI* and 537 years for dDI**). However, the MACSI and dDI values are relatively stable when confronted with such a major technological change, except for lithium. Although the results vary for lithium, the conclusions remain the same as with the initial MACSI values: overall competition between users may become an issue (albeit not a pressing one), while overall lithium stocks remain abundant when compared to production volumes. In a comparative assessment such as LCA, the ranking of the inventory flow in terms of the contribution to an impact category is important. When compared to all the other metals considered in this study, lithium's ranking remains the same, as illustrated in Tableau 6-3.

The only other analysis carried out on resource stock constraints in EV battery applications by Andersson et al. is irrelevant since technology has evolved. Therefore, battery inventories are not comparable. Li-ion battery technology has changed, and the current state-of-the-art Li-ion (Ni), Li-ion (Mn) and Li-ion (Co) batteries have been replaced by the Li-ion (NCM) battery, which uses all three active materials (nickel, manganese and cobalt) and by the Li-ion (LFP) battery, which contains nickel and lithium (no manganese, no nickel) (Majeau-Bettez et al., 2011).

On the one hand, while Li-ion batteries are touted to be the go-to batteries for EVs, NiMH batteries are currently used and may compete with Li-ion batteries. Should NiMH remain competitive, the metal and mineral requirements may vary. On the other hand, beyond the political targets, fleet electrification may, in the long term, extend to the replacement of the entire active light-duty vehicle fleet. Both these aspects were evaluated with sensitivity analyses to test the stability of the current results over time.

6.3.4.3 Sensitivity analysis

6.3.4.3.1 Battery type

The results on metal requirements, dDI*, dDI**, MACSI* and MACSI** for a 100% NiMH battery-powered EV fleet that meets and maintains the 2020 and 2030 targets are shown in Tableau 6-4 and Tableau 6-5. While the electrification scenario revealed a significant effect on demand in the case of lithium, cobalt and graphite, in the case of Li-ion batteries, assuming that only NiMH batteries would be used had a significant effect on just three metals: nickel, lithium and rare earths. The introduction of a global EV fleet does not significantly impact the annual global primary production rate of other resources.

Tableau 6-4. Metal requirements to meet and maintain targeted NiMH-powered EV fleet by 2020 and 2030 and the corresponding increase in primary resource production rates

Resources	Annual metal requirements to reach and maintain 2020 EV fleet target [kg/year]	Increase in annual global primary production rate to reach and maintain 2020 EV fleet target	Annual metal requirements to reach and maintain 2030 EV fleet target [kg/year]	Increase in annual global primary production rate to reach and maintain 2020 EV fleet target
Aluminum	0,00E+00	0.00%	0,00E+00	0.00%
Copper	0,00E+00	0.00%	0,00E+00	0.00%
Graphite	0,00E+00	0.00%	0,00E+00	0.00%
Iron	3,91E+06	0.00%	1,54E+07	0.00%
Nickel	6,91E+07	7.06%	2,73E+08	23.07%
Lithium	7,71E+04	0.31%	3,04E+05	1.22%
Manganese	0,00E+00	0.00%	0,00E+00	0.00%
Cobalt	0,00E+00	0.00%	0,00E+00	0.00%
Chromium	1,12E+06	0.01%	4,41E+06	0.03%
Rare Earths	5,55E+06	4.49%	2,19E+07	15.66%

Tableau 6-5 shows the extent to which the reserve bases, dDI (i.e. years before reserve base depletion) and MACSI (fraction of users not adapted when dDI is reached) are affected by the introduction of a large NiMH battery powered EV fleet for the different metals.

Tableau 6-5. Variation in dDI and MACSI to meet and maintain targeted NiMH powered EV fleet by 2020 (*) and 2030 (**)

Resources	dDI [years]	dDI* [years]	dDI** [years]	MACSI [kg deprived /kg used]	MACSI* [kg deprived /kg used]	MACSI** [kg deprived /kg used]
Aluminum	No depletion	No depletion	No depletion	0%	0%	0%
Copper	192	192	192	12%	12%	12%
Graphite	No depletion	No depletion	No depletion	0%	0%	0%
Iron	94	94	94	78%	78%	78%
Nickel	177	168	142	81%	78%	74%
Lithium	709	709	709	58%	58%	58%
Manganese	425	425	425	90%	90%	90%
Cobalt	278	278	278	52%	52%	52%
Chromium	898	898	898	97%	97%	97%
Rare earths	> 1000	> 1000	> 1000	71%	68%	62%

The variations in nickel demand decrease the dDI from 178 to 168 for dDI* and 142 years for dDI**, while the MACSI drops from 81% to a MACSI* of 78% and a MACSI** of 74% for the 2020 and 2030 targets, respectively. The MACSI* and MACSI** for rare earths decrease from 71% to 68% and 62%, respectively. Metal requirements for rare earth are negligible in light of the reserve base since dDI* and dDI** remain over 1 000 years at current production rates. The MACSI* and MACSI** for rare earths decrease from 71% to 68% and 62%, respectively. For all the other resources (even lithium), the dDI and MACSI remain unchanged. The decrease in the MACSI when increasing resource demand is explained by the relative nature of the MACSI, which is a fraction of unadapted users. The additional users who are using lithium for battery purposes have a high potential for substitutability and are able to adapt easily to resource deprivation. The consequence is that the fraction of users able to adapt before dDI is reached (MACSI*) increases as compared to the MACSI, even if, in absolute value, the amount of nickel needed to fulfill the needs of this smaller fraction of unadapted deprived users corresponding to the MACSI* (7.64E8 kg/yr) is higher than the absolute amount of nickel required to meet the needs of the unadapted deprived users corresponding to the MACSI value (7.37E8 kg/yr). Overall, the ranking of the different resources remains the same, highlighting the stability of the MACSI over time in light of this important change, as illustrated in Tableau 6-5.

6.3.4.3.2 Replacement of 100% of the global light-duty vehicle fleet

The stability of the MACSI to a major technological transition, tested with the introduction of a large EV fleet, was confirmed by the previous results, and no significant resource availability changes are expected to be recorded when the 2020 and 2030 political targets for transport electrification are met. The sensitivity analysis reveals the extent to which the conclusions remain valid when 100% replacement of the current global light-duty vehicle fleet by EVs is assumed. In light of the different models available, Tableau 6-6 shows total metal requirements to reach and maintain an EV fleet of 750 million vehicles with a renewability rate of 10.8 years as well as the fraction of the resources produced for batteries, making it possible to calculate the dDI*** and MACSI***.

Tableau 6-6. dDI*** and MACSI*** when replacing 100% of the current light-duty vehicle fleet with Li-ion powered batteries

Resources	Annual metal requirements to reach and maintain a 750 million EV fleet [kg/year]	Fraction of total resource production dedicated to batteries	dDI [years]	dDI*** [years]	MACSI [kg deprived /kg used]	MACSI*** [kg deprived /kg used]
Aluminum	4,13E+10	10,16%	No depletion	No depletion	0%	0%
Copper	1,71E+10	21,79%	192	167	12%	19%
Graphite	1,46E+10	58,45%	No depletion	No depletion	0%	0%
Iron	8,74E+09	2,04%	94	93	78%	78%
Nickel	4,29E+09	31,10%	177	110	81%	83%
Lithium	3,97E+09	95,43%	709	40	58%	99%
Manganese	3,79E+09	2,79%	425	424	90%	90%
Cobalt	2,04E+09	83,18%	278	53	52%	97%
Chromium	4,19E+08	N/A	898	N/A	97%	N/A
Rare earths	0,00E+00	8,00%	> 1000	> 1000	0%	71%

The results show that, although resources are available on a global scale for a potential full replacement of the world's vehicle fleet, it is not possible to implement the transition in the long term. With such a major change as the need to renew the complete global fleet, there is an

important strain on resource use and certain resources for which there seemed to be neither competition nor scarcity appear to become scarce and close to depletion. This is the case for lithium and cobalt. The results for lithium show that almost a quarter of the world's reserves are required to replace the entire fleet by EVs and the MACSI comes close to 100%, meaning that, within 40 years, lithium would be totally depleted, leaving 99% of users unable to adapt to the depletion. For cobalt, the dDI and MACSI are affected to the same extent as for lithium, leaving 97% of users unable to adapt to the depletion occurring in 53 years. While other resources face an increase in MACSI and a decrease in dDI, none are as problematic as cobalt and lithium. As illustrated in Tableau 6-6, the shift leads to variation in the ranking of the resources, highlighting the limits of MACSI stability when major changes arise.

6.3.5 Conclusion and outlook

It is always difficult to assess the environmental impacts of resource use since it involves making debatable assumptions on the future behaviours of resource users. In this study, transport electrification—a key technological transition that is currently forecasted—served to test the robustness of using current data to model future resource competition. To introduce and maintain an EV fleet of 3 800 000 or 15 million vehicles, additional metal requirements are significant for cobalt, graphite, lithium and nickel (for Li-ion powered vehicles) or nickel, rare earths (for NiMH powered vehicles). Only lithium in a fully Li-ion battery powered fleet and nickel in a fully NiMH battery powered fleet show notable variations in resource availability and competition. Even with such a major change, regardless of battery type, the ranking between the resource MACSIs remains the same, highlighting the robustness of the indicator.

The total replacement of the global transport fleet requires even more materials. Furthermore, the long-term production of batteries for a global fleet seems compromised since lithium and cobalt are expected to face alarming scarcity and competition issues. While replacing the entire current fleet of light-duty vehicles requires 750 million vehicles, even more vehicles are expected to be on the roads since the global fleet is projected to double by 2035 (LeBeau, 2012). In such a case, using 100% Li-ion powered EVs would not be sustainably achievable. Nevertheless, though the MACSI model accounts for recycling, this study does not predict a potentially higher recycling rate, which may have a positive influence by reducing competition.

The sensitivity of the MACSI to this long-term transition to a fully electric global fleet underscores the need to regularly update the MACSI values as technologies and user behaviour evolve. However, the relatively low sensitivity of the MACSI to such a major transition as transport electrification over the next 15 years—one of the biggest technological transitions of our time—reveals the stability and robustness of the indicator in a decision-making context.

6.3.6 Acknowledgements

The authors acknowledge the financial support of the industrial partners of the International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of CIRAIG): ArcelorMittal, Bombardier, Hydro-Québec, Mouvement des caisses Desjardins, LVMH, Michelin, Nestlé, RONA, RECYC-QUÉBEC, SAQ, Solvay, TOTAL, UMICORE, Veolia Environnement. The corresponding author also acknowledges the financial support of the Fond de la Recherche du Québec – Nature et Technologies.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

L'ambition de cette discussion est double. D'une part, elle doit permettre de revenir sur la méthode de caractérisation de l'impact de la dissipation des ressources minérales et métalliques qui s'appuie sur la fonctionnalité des ressources, leurs substituabilités, l'adaptation des utilisateurs en compétition et la discrimination entre ressources extraites et ressources perdues. D'autre part, cette discussion doit permettre de discuter de la nature des impacts de la dissipation des ressources, nature environnementale ou socioéconomique. Ainsi, la discussion est présentée en deux parties. La première partie synthétise les forces et les limites de la méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) développée dans le cadre de ce projet doctoral d'une part, et la contribution de la méthode à l'amélioration de la prise en compte de ces impacts d'autre part. Une deuxième partie de la discussion portera sur le manque de considération des risques d'approvisionnement et de la criticité des ressources dans l'évaluation de l'impact de leur utilisation en analyse du cycle de vie.

7.1 Synthèse de la méthode ÉICV développée

C'est en acceptant la prémisse qu'un indicateur complet, pour prendre en compte l'impact de la dissipation des ressources minérales et métalliques, doit tenir compte de la fonctionnalité des ressources, de la substituabilité des ressources au sein d'une fonctionnalité, de la distinction entre la ressource extraite et la ressource effectivement dissipée et doit permettre de mesurer l'adaptation des utilisateurs faisant face à une compétition avec les utilisateurs requérant la ressource pour d'autres fonctionnalités que cette thèse est présentée.

7.1.1 Les forces de la méthode fonctionnelle pour évaluer l'épuisement des ressources minérales et métalliques

La principale force de la méthode fonctionnelle est qu'elle permet d'évaluer les impacts du cycle de vie en considérant les ressources selon la fonctionnalité qu'elles amènent aux Hommes. De fait, les ressources minérales et métalliques ont une importance pour l'Homme lorsque celui-ci peut s'en servir pour remplir une fonction et il continue d'exploiter les ressources de nos jours pour remplir toutes les fonctions qu'il estime utiles. La méthode développée permet de se dissocier des autres méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie qui considèrent les

ressources en tant que finalité et non en tant qu'intermédiaires vers une finalité fonctionnelle. De par son approche fonctionnelle, la méthode développée permet aussi de considérer les utilisateurs de la ressource selon chacune des fonctionnalités pour laquelle ils l'utilisent.

Une autre force de la méthode développée réside dans le fait qu'elle permet d'inclure tous les utilisateurs présents de la ressource selon leurs diverses fonctionnalités, mais qu'elle permet aussi de considérer les utilisateurs, autant présents que futurs, de la ressource. La méthode développée permet de considérer ces utilisateurs futurs par sa considération d'échelles de temps très longs. En effet, l'effet de la dissipation des ressources sur les utilisateurs du futur est mesuré en considérant les évolutions technologiques et les comportements des utilisateurs.

La méthode développée présente aussi l'avantage de pouvoir exprimer l'impact de l'utilisation des ressources minérales et métalliques à deux niveaux d'interprétation. Le premier niveau, ou niveau *midpoint* en ACV, permet de constater la compétition qui existe pour une ressource. Cette compétition se traduit par une fraction d'utilisateurs ayant encore besoin de la ressource lorsque ses stocks facilement accessibles sont épuisés. En d'autres termes, cette fraction peut être interprétée comme la fraction de la ressource facilement accessible extraite aujourd'hui dont les utilisateurs futurs seront privés. Il est ainsi possible d'obtenir un impact qui traduit la quantité de ressources facilement accessible qui manquera aux utilisateurs futurs. L'impact s'exprime alors en nombre de kilogrammes de ressources facilement accessibles manquantes. Le deuxième niveau, ou niveau *endpoint* en ACV, permet de mesurer la conséquence sur les utilisateurs futurs de ce manque de ressources. Par divers mécanismes d'adaptation, les utilisateurs vont continuer à remplir la fonctionnalité qui leur est procurée par la ressource. Ces mécanismes sont cependant plus ou moins onéreux, l'adaptation des utilisateurs n'est pas gratuite. Il est ainsi possible, au niveau *endpoint*, de mesurer l'ampleur monétaire de l'adaptation des utilisateurs faisant face à une diminution de la ressource qui procure leur fonctionnalité. Les impacts au niveau *midpoint* et au niveau *endpoint* ne sont pas proportionnels entre eux. En effet, le classement des ressources selon leur facteur de caractérisation *midpoint* n'est pas le même que selon leur facteur de caractérisation *endpoint*. Les indicateurs au *midpoint* s'expriment selon des quantités de ressources qui manqueront potentiellement aux futurs utilisateurs n'ayant pas de ressource de substitution et lorsque les impacts de plusieurs ressources sont additionnés, une agrégation de l'impact pour toutes les ressources est faite. L'impact au *midpoint* s'exprime alors comme un total de ressources manquantes. Une pondération implicite est faite que le kilogramme de

ressource manquant est équivalent pour chacune des ressources. Au niveau *endpoint*, l'impact monétisé est plus facilement interprétable en matière d'aide à la décision (Vieira et al., 2011) et une agrégation des ressources est possible sans avoir recours à une pondération implicite, comme pour le niveau *midpoint*, n'est pas requise. Ainsi, bien que la monétisation soit l'indicateur le plus approprié pour l'aide à la prise de décision, la dualité de présentation des résultats fait la force de la méthode développée, car il est possible d'adapter l'expression des impacts selon l'interprétation qui est requise.

Une dernière force de la méthode proposée réside dans le fait qu'elle est d'ores et déjà opérationnelle au niveau d'interprétation *midpoint*. En effet, les facteurs de caractérisation *midpoint* sont déjà inclus dans la nouvelle méthode d'évaluation des impacts en analyse du cycle de vie (ÉICV), IMPACT World+. Pour le moment, seuls les facteurs de caractérisation *midpoint* sont implémentés dans IMPACT World+, car les facteurs de caractérisation au *endpoint* ne sont disponibles que pour les sept ressources présentées dans le troisième manuscrit. Il est cependant possible d'obtenir tous les facteurs de caractérisation *endpoint* pour les ressources dont les facteurs *midpoint* ont été fournis durant ce travail de doctorat. Il est recommandé d'obtenir les facteurs de caractérisation au *endpoint* pour aussi opérationnaliser la méthode au niveau *endpoint*.

7.1.2 Faiblesses de la méthode fonctionnelle pour évaluer l'épuisement des ressources minérales et métalliques

La méthode fonctionnelle développée au cours de ce travail de doctorat présente plusieurs faiblesses. Ces limites viennent des nombreuses approximations et hypothèses posées qui sont plus ou moins discutables, mais qui sont nécessaires tout au long du processus d'élaboration de la méthode de caractérisation des impacts. Bien que certaines recherches plus approfondies permettent de discriminer entre les différentes hypothèses envisagées pour la modélisation et de limiter les approximations requises lors de l'élaboration de la méthode de caractérisation, une approche de parcimonie a été utilisée dans cette recherche lorsque les choix arbitraires de méthodologie se posaient. Ceci est défendu par le fait que l'évaluation des impacts en analyse du cycle de vie est une évaluation d'impacts potentiels et que c'est le classement des ressources les unes par rapport aux autres qui est important et non pas les valeurs absolues de l'impact. Le principe de parcimonie stipule que dans le cas où deux hypothèses ont la même vraisemblance, on favorisera l'hypothèse la plus simple. Une autre retombée de ce principe est que c'est

l'ensemble des hypothèses doit être le plus simple possible. Bien qu'une recherche approfondie permette de valider ou de rejeter ce principe, il est maintenu au cours de cette recherche.

Une première faiblesse du modèle est l'absence de la mesure de l'incertitude. Cette incertitude est liée, d'une part, aux variabilités temporelles des données utilisées pour la modélisation et à la prévision du futur avec des données du présent dans les résultats, d'autre part. Il serait absurde de ne pas tenter de prévoir les comportements futurs des utilisateurs, leurs prix à payer et les impacts de la dissipation des ressources, sous prétexte que les données du futur ne sont pas disponibles actuellement, cependant une évaluation solide de l'incertitude sur le modèle de prévisions du futur est nécessaire. Selon l'expertise de certains modélisateurs en incertitude, il sera possible de tenir compte de ces deux types d'incertitudes lors de travaux futurs. Bien qu'il ne s'agisse pas d'analyses d'incertitudes, plusieurs analyses de sensibilité sur les paramètres les plus incertains ont été réalisées au cours de la recherche. L'hypothèse concernant la dynamique de l'adaptation des utilisateurs présentée dans le premier manuscrit n'a que très peu d'influence sur le classement des ressources et la méthode basée sur une dynamique d'adaptation linéaire — donc simple à modéliser — suffit amplement pour répondre aux besoins de l'analyse du cycle de vie. D'autres analyses de sensibilité ont permis de montrer que certaines hypothèses n'ont pas d'influence majeure sur les résultats. C'est le cas pour le choix du t_{start} , temps auquel les utilisateurs commencent à satisfaire un besoin d'adaptation face à une ressource s'épuisant. Qu'il soit considéré comme étant égal à aujourd'hui ou 150 ans avant l'épuisement de la ressource ou 100 ans avant l'épuisement de la ressource, le classement des ressources n'est que très peu affecté par ce choix concernant t_{start} . C'est aussi le cas pour les prix d'extraction par technologie de back-up des terres rares et du cadmium, bien que le classement se limite aux 7 ressources étudiées dans l'étude de cas du troisième manuscrit. Les variations potentielles du classement sont à reconsidérer lorsque la modélisation au endpoint sera réalisée pour les 65 ressources. Par ailleurs, les prix d'extraction des ressources par technologie de back-up de ces 7 ressources sont incertains, de par la nature de la prédiction de ces coûts qui seront subis dans le futur. De plus, les analyses de sensibilité ont montré une variation du classement des 7 ressources avec une variation du choix du taux d'actualisation des prix. L'analyse de l'incertitude sur le choix du taux d'actualisation et sur l'évaluation des prix des technologies de back-up est donc nécessaire.

Une autre faiblesse de modélisation identifiée est l'incomplétude de la liste des facteurs de caractérisation *endpoint*. Cette limite peut être considérée en identifiant les technologies de back-

up pour les ressources qui ne sont pas présentées dans le troisième manuscrit et en évaluant le prix d'acquisition des ressources selon cette technologie de back-up. Il est à noter que pour 37 des 65 ressources, la connaissance des technologies de back-up n'est pas requise. Ainsi, il reste à identifier les technologies de back-up pour 19 ressources. Ceci permettrait de rendre la méthode opérationnelle au *endpoint* et de l'incorporer dans une méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie telle que IMPACT World+ au niveau *endpoint*, en plus du niveau *midpoint*.

Une dernière faiblesse du modèle réside dans le fait qu'une mise à jour des données est nécessaire. Certaines données ont été définies avec les connaissances actuelles pour prévoir les effets dans le futur. En effet, la substituabilité des ressources étudiée dans le premier manuscrit traduit une incapacité de certains utilisateurs à remplacer leur ressource, faisant face à des substituts inexistant pour cette ressource dans la fonctionnalité dans laquelle elle est utilisée. Cependant, une évolution des technologies pourrait permettre à ces utilisateurs-là d'obtenir une ressource de substitut à performances équivalentes dans le futur, proche ou éloigné. Cette évolution des technologies est à prendre en compte pour assurer la pérennité de la validité du modèle. Cependant, à l'heure actuelle, il est impossible de modéliser les technologies futures mieux qu'avec les données que nous connaissons. Au niveau des données concernant les réserves de ressources, leur production et les fractions d'utilisateurs finaux qui sont en compétition pour les ressources, une mise à jour peut être nécessaire pour demeurer le plus fidèle possible à la réalité.

Afin d'étudier la sensibilité du modèle à une variation de ces données devant être mises à jour, une étude de cas de grande échelle est réalisée. Cette étude de cas, basée sur trois scénarios de demande en ressources pour les batteries de véhicules électriques (introduction et maintien à long terme de 3,8 millions, 15 millions et 750 millions de véhicules électriques sur les routes du monde respectivement), permet d'instaurer une perturbation dans les données concernant les réserves, les productions et les fractions d'utilisateurs finaux en compétition. En agissant de la sorte, il est possible de comparer les résultats obtenus avec les hypothèses de départ sur les données concernant les réserves de ressources, leur production et les fractions d'utilisateurs finaux qui sont en compétition pour les ressources aux résultats obtenus après introduction de la perturbation sur ces mêmes données. Les résultats ne varient significativement que pour le troisième scénario, qui est un scénario de remplacement de tous les véhicules légers motorisés du monde par des véhicules électriques en un peu moins de 11 ans. Pour ces 750 millions de

véhicules introduits en moins de 11 ans et le renouvellement de la flotte tous les 11 ans par la suite, la demande en ressources pour leurs batteries est tellement importante que la grande majorité de la production des ressources est requise pour l'application « batteries » et fait tant varier les fractions d'utilisateurs finaux et les quantités de production, que les facteurs de compétition et les valeurs dDI estimés avec les données initiales ne sont pas stables.

Ainsi, un tel scénario montre qu'un besoin de mise à jour régulière des données est nécessaire pour maintenir la validité du modèle. En revanche, la faible sensibilité du facteur de compétition à une transition technologique majeure telle que l'électrification des transports dans les 15 prochaines années – une des plus importantes transitions technologiques de notre temps – montre la stabilité et la robustesse de l'indicateur de compétition, qui est l'indicateur *midpoint* de notre modèle. Cependant, le modèle ne permet pas d'identifier où se situent les besoins en terme de mise à jour des données pour l'indicateur *endpoint* et la stabilité et la robustesse du modèle au *endpoint* n'a pas été évaluée dans ce travail. Une étude de cas, semblable à celle réalisée pour les indicateurs *midpoint* permettrait de valider la robustesse du modèle au *endpoint*.

7.1.3 Contributions de la méthode à l'amélioration de l'ÉICV des ressources minérales et métalliques

Afin d'être utile, l'analyse du cycle de vie se doit d'apporter des outils d'aide à la décision et l'évaluation de l'impact de l'utilisation des ressources minérales et métalliques fait partie des considérations des preneurs de décisions. C'est à cette fin d'aide à la décision que la méthode présentée dans cette thèse a été développée. Elle se démarque principalement des autres méthodes utilisées en ce moment pour évaluer les impacts du cycle de vie par sa considération fonctionnelle des ressources. Cette approche fonctionnelle se base sur les travaux déjà réalisés pour l'évaluation des impacts du cycle de vie de l'eau. Cette considération fonctionnelle modélise mieux la réalité qu'une approche se basant sur la ressource en tant que finalité. En effet, une ressource sert une fonctionnalité pour son utilisateur et n'a pas de valeur intrinsèque (outre un contenu énergétique dans certains cas). De plus, par la considération des stocks anthropogéniques, la méthode proposée permet une distinction entre la ressource extraite et la ressource dissipée, ce qui n'est pas encore pris en compte en évaluation des impacts du cycle de vie des ressources minérales et métalliques actuellement. Par ailleurs, le fait de considérer l'effet de l'épuisement de la ressource sur les utilisateurs futurs, la méthode proposée est une méthode

de catégorie 4 et se démarque des méthodes de catégories 1 et 2, qui se limitent aux propriétés inhérentes aux ressources (catégorie 1) ou à la considération de la rareté de la ressource (catégorie 2). Au sein même des méthodes de catégorie 4, outre la considération fonctionnelle et la distinction entre ressources extraites et dissipées, la méthode proposée se distingue de certaines méthodes ÉICV actuelles par le fait qu'elle permet d'interpréter de manière différente les impacts de l'utilisation des ressources autant à un niveau *midpoint* qu'à un niveau *endpoint*. Contrairement à EcoIndicator99 et Impact2002+, qui considèrent la notion de surplus d'énergie pour analyser les impacts de l'utilisation des ressources autant au *midpoint* qu'au *endpoint*, le modèle développé permet d'évaluer les impacts de l'utilisation des ressources avec des unités différentes. La méthode développée se distingue aussi de EPS et ReCiPe, qui sont deux méthodes qui monétisent les impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques. Dans le cas de EPS, on parle d'un prêt-à-payer (*willingness to pay*) pour remédier aux conséquences de l'épuisement des ressources, ce qui est critiqué par le fait qu'elle ne tient pas compte de la substituabilité des ressources et de la compétition pour celles-ci qui peuvent faire varier le prêt-à-payer pour les ressources. Dans le cas de ReCiPe, qui modélise aussi le coût additionnel que les futurs utilisateurs doivent payer pour continuer à utiliser les ressources, aucune considération n'est faite concernant la fonctionnalité et la compétition entre les utilisateurs. Ainsi, si deux ressources ont le même prix, l'impact de l'utilisation de celles-ci sera identique. Cependant si la compétition est plus intense pour une ressource que pour l'autre, les impacts ne devraient pas être les mêmes. Ceci ne peut être traité par ReCiPe, ou bien par la méthode présentée dans cette thèse.

La méthode fonctionnelle développée se démarque donc des autres méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie de l'épuisement des ressources minérales et métalliques. Elle se base sur des méthodes qui ne sont pas utilisées en ACV afin de pouvoir remplir les objectifs de recherche énoncés au chapitre 2. En effet, une méthode permettant d'évaluer les impacts du cycle de vie, pour la prise en compte de l'impact de l'épuisement des ressources minérales et métalliques a été développé. Cette méthode considère la fonctionnalité des ressources, la distinction entre ressource extraite et ressource dissipée et l'adaptation des utilisateurs qui sont en compétition pour les fonctionnalités des ressources, afin de définir l'effet de leur épuisement sur ses utilisateurs.

7.2 Analyse de la criticité des métaux

L'analyse de la criticité des métaux n'est pas considérée dans les méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie. Bien que l'analyse de criticité ne traite pas encore des enjeux environnementaux, une implémentation de celle-ci serait bénéfique à l'évaluation des impacts du cycle de vie et à l'analyse du cycle de vie de manière générale. En effet, certains indicateurs pris en compte dans les analyses de criticité permettent de quantifier la substitutabilité et l'importance relative des différentes ressources pour la société, ainsi que certains enjeux économiques et géopolitiques au-delà des données purement géologiques.

Dans la méthode développée, les enjeux économiques, d'une part, et la substituabilité des ressources, d'autre part, sont traités. En ce sens, la méthode développée est une ouverture dans la direction d'une approche intégrée conforme à l'évaluation de la criticité. Cependant afin de tirer entièrement bénéfice de la grande complémentarité entre les deux approches, les aspects géopolitiques doivent être pris en considération. Dans notre méthode, et toutes les méthodes ÉICV utilisées en ce moment, les ressources sont considérées comme étant prêtes à être extraites, car elles sont disponibles géologiquement. Cependant, aucune contrainte géopolitique n'est prise en compte. Ceci présente une limitation des modèles ÉICV développés, étant donné que cette contrainte est bien présente dans la réalité. En effet, certains pays exportateurs limitent leurs exportations pour se procurer un avantage concurrentiel sur le marché mondial. C'est le cas de la Chine qui possède près de 90 % des terres rares (Adibi, 2014) leur permettant d'exercer des pressions politiques, en limitant les exportations de celles-ci, sur les utilisateurs mondiaux des terres rares, nécessaires dans le domaine des technologies de pointe, de l'énergie et du transport. Les terres rares, contrairement à ce que leur nom indique, sont présentes de manière abondante dans la croûte terrestre et ne sont pas (encore) fortement utilisées de manière dissipative ($dDI > 1000$ ans). Ainsi, selon le modèle développé dans cette thèse, il a été observé que le facteur de compétition pour les terres rares ($MACSI = 71\%$) ne place pas celles-ci comme étant la ressource pour laquelle la compétition est la plus importante. Cependant, le quasi-monopole chinois fait en sorte que la disponibilité réelle des terres rares pour leurs utilisateurs est inférieure à celle estimée par le modèle. En effet, le rapport de la Commission Européenne pour la criticité des métaux place celles-ci comme étant les ressources les plus critiques d'un point de vue de l'approvisionnement. Distinction doit donc être faite entre disponibilité — ou accessibilité — qui

est une grandeur reliée à la géologie d'une part et capacité d'approvisionnement des utilisateurs de l'autre. Conscients de cette distinction entre ressources accessibles physiquement et ressource pouvant être effectivement utilisées, certains auteurs s'orientent vers la prise en considération de la vulnérabilité des utilisateurs aux restrictions d'approvisionnement (Graedel, 2012; Nassar, 2012). Ces restrictions d'approvisionnement peuvent être liées à l'importance politique d'une ressource pour les pays l'exportant ainsi qu'aux risques liés aux stabilités politiques de ces pays, aux législations en place dans ces pays ou aux technologies d'extraction qui peuvent être limitées. Bien que l'ACV ne considère pas ces aspects de risques liés aux restrictions d'approvisionnement pour le moment, certains exemples de ressources, comme les terres rares, soulevés dans ce travail permettent un aperçu des limitations des méthodes ACV actuelles, incluant la méthode développée dans ce travail. En effet, connaissant la situation politique de la Chine, il est pertinent de s'interroger sur la variation potentielle des valeurs de MACSI (indicateur *midpoint*) ou des prix d'adaptation des utilisateurs (indicateur *endpoint*) par rapport aux résultats présentés dans cette thèse lorsque le risque d'approvisionnement est pris en compte.

En plus de la variation des indicateurs *midpoint* et *endpoint*, la restriction de l'approvisionnement peut faire varier une autre conclusion de l'étude de cas. En effet, il est considéré que toutes les politiques mondiales d'électrification des transports sont réalisables en même temps. Cependant, la demande en production de batteries est tellement importante s'il s'agit d'introduire graduellement 15 millions de véhicules électriques d'ici 2030 et de les renouveler tous les 10,8 ans par la suite, la question de restrictions à l'approvisionnement se pose à nouveau. En effet, une telle augmentation de production de batteries peut faire augmenter les prix considérablement étant donné une augmentation abrupte de la demande et ainsi bouleverser l'équilibre entre les utilisateurs finaux des ressources. Ceci a pour conséquence que les objectifs d'électrification des transports dans le monde ne seront peut-être pas réalisables, bien que les stocks de ressources soient disponibles. Il est donc utile de considérer le risque d'approvisionnement des ressources lors de l'étude de la faisabilité des plans d'électrification des transports. D'ailleurs, le Québec souffre déjà de problèmes d'approvisionnement de ressources pour électrifier ses transports (Breton, 2014).

L'article auquel j'ai participé (Sonnemann, 2014) fait état des méthodes d'analyse de criticité des ressources et explique comment l'intégration de la criticité en analyse du cycle de vie peut être

réalisée. Le fait de considérer l'analyse de criticité en analyse du cycle de vie mène aussi à une réflexion sur la nature des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques.

Au sein de la communauté ACV, un consensus a longtemps existé pour définir trois catégories d'indicateurs *endpoint* appelées « aires de protection ». Ces aires de protection sont la « santé humaine », « la qualité des écosystèmes » et « les ressources » (de Haes et al., 2002; Guinée et al., 2002). Ces aires de protection sont ce que l'Homme se doit de protéger pour assurer sa pérennité. Cependant, le terme « aire de protection » tel qu'il est utilisé en analyse environnementale est remis en question lorsqu'il s'agit de traiter les ressources minérales et métalliques. En effet, une ressource ne doit pas être protégée au même titre que la santé humaine ou la qualité des écosystèmes. Cependant, il s'agit de protéger une fonctionnalité d'une ressource pour tous ses utilisateurs. Ainsi, l'appellation « services rendus par les écosystèmes et les ressources » est plus judicieusement choisie pour traiter de l'aire de protection des ressources plutôt que les ressources dans leur ancienne appellation (Zhang, Singh, & Bakshi, 2010). Les impacts de l'utilisation des ressources peuvent alors être modélisés comme étant des impacts sur le bien-être des utilisateurs, selon le service et l'utilité que celles-ci leur amènent. Une perte de « service rendu par une ressource » peut alors être perçue comme un impact socioéconomique et non plus environnemental. Cependant, l'environnement demeure tout de même la contrainte à laquelle doivent se plier les utilisateurs et la pertinence de l'utilisation d'indicateurs socioéconomiques et l'inclusion de cette caractérisation socioéconomique au sein d'une contrainte environnementale sont pertinentes.

Afin que l'évaluation des impacts du cycle de vie de l'épuisement des ressources soit la plus complète possible, les impacts socioéconomiques devraient être intégrés à l'évaluation des impacts environnementaux. L'intégration de l'analyse de criticité en analyse du cycle de vie devient donc pertinente. Par ailleurs, pour qu'elle soit complète, une méthode d'évaluation des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques se doit de répondre correctement à la définition d'une aire de protection de « services rendus par les ressources et les écosystèmes ». Elle doit ainsi considérer toutes les fonctionnalités de la ressource ainsi que tous les utilisateurs de la ressource affectés par leur épuisement, qu'ils soient présents et futurs. Bien que tous les aspects de prise en compte de criticité n'y soient pas encore intégrés, la méthode développée au cours de la recherche propose une approche qui intègre la fonctionnalité des ressources minérales et métalliques ainsi que les conséquences d'un épuisement sur tous les utilisateurs qui sont en

compétition pour celles-ci à l'évaluation environnementale de l'épuisement de ces ressources. Ceci permet de rendre plus complète l'évaluation de l'impact de l'épuisement des ressources minérales et métalliques en analyse du cycle de vie.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Le travail de recherche présenté dans cette thèse a permis de développer une méthode formelle d'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) en considérant plusieurs aspects absents de méthodes existantes. Les recommandations émises par plusieurs auteurs dans la littérature ont été suivies et la méthode développée considère la fonctionnalité des ressources, leur substituabilité, la distinction entre leur extraction et leur dissipation et la capacité des utilisateurs à s'adapter à cette dissipation. Le modèle considère que les divers utilisateurs des ressources sont en compétition pour celles-ci et que cette compétition augmente avec la diminution des stocks et l'augmentation des taux d'extraction. La compétition dépend aussi de la substituabilité de la ressource et des taux de réutilisation ou recyclage. D'une part, plus une ressource est substituable dans sa fonctionnalité, plus la compétition sera atténuée. D'autre part, la compétition diminuera avec la réutilisation ou le recyclage de la ressource, permettant de recouvrer une partie des stocks initiaux. Plus une ressource extraite est utilisée d'une manière dissipative, plus la compétition sera importante. Les conséquences sur les utilisateurs en compétition de la dissipation des ressources prises en compte dans le modèle sont exprimées en prix à payer par les utilisateurs futurs. Ceci a pour but d'exprimer un coût social à supporter par les utilisateurs futurs des ressources dû à la dissipation des ressources par les utilisateurs présents. Les coûts supportés par les utilisateurs futurs qui continuent de nécessiter les ressources dépendent d'une part de la capacité des utilisateurs à substituer leur ressource pour une ressource fonctionnellement équivalente et de la technologie de back-up prévue d'autre part.

Ce doctorat est axé non seulement sur l'avancement de la science en la matière de la prise en compte des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques, mais également d'une application concrète de celle-ci. En effet, les répercussions de l'utilisation des ressources nécessaires à la fabrication des batteries de véhicules électriques sur la compétition pour les ressources et sur le temps avant épuisement de ceux-ci ont été étudiées. Cette étude de cas sur les véhicules électriques a permis d'obtenir deux résultats intéressants. Tout d'abord, un besoin de mises à jour de données du modèle pour en assurer la pérennité a été mis à jour. De plus, il a été montré à quel point le besoin en ressources pour atteindre les objectifs des politiques mondiales d'électrification des transports durables à long terme fait varier la compétition et les stocks disponibles aux utilisateurs, montrant un risque accru d'épuisement des ressources si toute la

flotte mondiale actuelle de véhicules doit être remplacée par des véhicules électriques et maintenue à long terme.

Un résumé des contributions de ce travail de recherche ainsi que des perspectives de développement et des recommandations sont présentés dans les sections qui suivent.

Contributions scientifiques

Ce travail de recherche a permis de développer :

- Une relation de cause-à-effet de la dissipation des ressources minérales et métalliques. Cette relation de cause-à-effet a été présentée aux conférences suivantes :
 - De Bruille Vincent, Bulle Cécile, Jolliet Olivier, Dandres Thomas, Gaudreault Caroline, Samson Réjean. (2012). *Assessing the impacts of abiotic resource use: application to electric vehicles batteries*. SETAC North America 33rd Annual Meeting à Long Beach, CA. 11-15 novembre 2012
 - De Bruille Vincent, Bulle Cécile, Jolliet Olivier, Dandres Thomas, Gaudreault Caroline, Samson Réjean. (2012). *Assessing direct impacts of abiotic resource use by monetized characterisation factors: application to electric vehicles batteries*. SETAC Europe 23rd Annual Meeting à Glasgow 12-16 Mai 2013.
 - De Bruille Vincent, Bulle Cécile, Jolliet Olivier, Dandres Thomas, Gaudreault Caroline, Samson Réjean. (2012). *Abiotic resources use life-cycle impact assessment based on resource dissipation and competition between users*. LCM 2013 Meeting à Göteborg 24-28 Aout 2013.
- Un modèle de caractérisation de la compétition entre les différents utilisateurs qui émane de la dissipation des ressources; modèle basé sur la fonctionnalité remplie par la ressource pour les utilisateurs et développé pour 65 ressources minérales et métalliques considérées dans les rapports du USGS. Ce modèle de caractérisation a été présenté dans le premier manuscrit intitulé « *Introducing a competition index to evaluate the life cycle impacts of metallic resource consumption based on functionality and substitutability* » en plus d'avoir été présenté dans sa version définitive au meeting de Göteborg.

- Les facteurs de caractérisation (CF) au *midpoint* pour l'utilisation des ressources minérales et métalliques pour ces 65 ressources. Ces CF sont présentées en « *supporting information* » du premier manuscrit.
- Une approche permettant de mesurer la durabilité des réserves facilement accessibles de ces 65 ressources. Cette durabilité des réserves est présentée en « *supporting information* » du premier manuscrit.
- Un modèle de caractérisation de l'effet de la dissipation des ressources minérales et métalliques sur les utilisateurs futurs; modèle basé sur les coûts d'adaptation des utilisateurs et développé pour 65 ressources minérales et métalliques. Ce modèle de caractérisation a été présenté dans le deuxième manuscrit « *Assessing the impact of resource use by monetization in Life-Cycle Assessment* » et a été présenté dans sa version définitive à la conférence suivante :
 - De Bruille, V., Bulle, C., Gaudreault, C., Jolliet, O., Dandres, T. et Samson R. (2014) *Accounting for users in competition and their adaptation costs in resource use impact assessment*. LCA XIV, 6-8 Octobre, San Francisco.
- Les facteurs de caractérisation (CF) au *endpoint* pour l'utilisation des ressources minérales et métalliques pour 7 ressources identifiées comme étant les ressources requises pour la fabrication de batteries de véhicules électriques. Ces CFs sont donnés dans le deuxième manuscrit.
- Une illustration de l'amplitude des conséquences sur la durabilité des ressources et la compétition pour celles-ci de l'introduction et du maintien d'une large flotte de véhicules électriques qui permet de répondre aux objectifs fixés par les politiques d'électrification des transports dans le monde. Cette étude de cas est présentée dans le troisième manuscrit « *Meeting international transport electrification goals: the impacts on metallic resource competition* ».
- Un raisonnement pour la prise en compte des restrictions de l'approvisionnement des ressources en analyse du cycle de vie, en participant à la rédaction d'un cadre méthodologique pour la prise en compte de ces restrictions et de la criticité des métaux en analyse du cycle de vie. Ce raisonnement a mené à la participation au manuscrit « *From a*

critical review to a conceptual framework for integrating the criticality of resources into Life Cycle Sustainability Assessment ».

Contributions pratiques

Ces contributions permettent aux praticiens en ACV et hors ACV d'évaluer :

- Les impacts potentiels de la dissipation des ressources minérales et métalliques au *midpoint* et au *endpoint*. Les facteurs de caractérisations (FC) sont disponibles pour 65 ressources au *midpoint* et intégrés dans la méthode d'évaluation des impacts IMPACT World+. IMPACT World+ qui se sert du MACSI pour évaluer les impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques au *midpoint*.
- D'évaluer les conséquences d'une dissipation sur la durabilité des ressources. Cette durabilité est donnée par les facteurs de dDI qui sont disponibles en « *supporting information* » du premier manuscrit, soumis à la revue *Resources Conservation and Recycling*.
- D'évaluer les conséquences de transitions technologiques majeures sur la durabilité des ressources, leur compétition entre les utilisateurs et les conséquences sur les utilisateurs futurs. Ces résultats sont disponibles dans le deuxième manuscrit, soumis à la revue *Transportation Policy, Part D*.

Recommandations

Afin d'assurer la pérennité et la stabilité des évaluations des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques au sein de la méthode d'IMPACT World+, plusieurs pistes de recherches sont recommandées dans cette section.

1. FC endpoint pour toutes les 65 ressources

Les facteurs de caractérisation au endpoint n'ont été obtenus que pour les ressources présentes dans les batteries de véhicules électriques. Afin de compléter la liste de FC pour opérationnaliser la méthode IMPACT World+ au *endpoint* aussi, il s'agit de déterminer les prix actuels et les prix d'extraction des technologies de back-up de ces 58 ressources restantes. Il est à noter que pour 37 de ces ressources, le détail des fonctionnalités n'est pas disponible et qu'une évaluation d'experts a permis d'obtenir l'indice de substituabilité. Cependant, les ressources pouvant faire office de

substitut sont identifiées et il est possible de traiter ces ressources comme des ressources monofonctionnelles. Aucune de ces 37 ressources n'est considérée comme monofonctionnelle *et* non substituable, l'évaluation des prix d'extraction des technologies de back-up n'est pas requise pour ces ressources. Cependant, le facteur de caractérisation (CF) *endpoint* pour ces ressources sera nul. Il est donc nécessaire d'approfondir la recherche en terme d'identification des fonctionnalités et des capacités de substitution selon la fonctionnalité de chacune de ces 37 ressources. Ceci permettrait d'éviter d'avoir des CFs nuls et de sous-estimer l'impact de ces ressources-là.

2. *Évaluation des incertitudes sur les facteurs de caractérisation*

Afin d'évaluer la robustesse des résultats, les incertitudes sur les facteurs de caractérisation doivent être évaluées. Ces incertitudes proviennent à la fois des hypothèses nombreuses, mais nécessaires, posées pour l'élaboration du modèle et des facteurs de caractérisation. L'incertitude est la plus importante lors de l'évaluation des CFs au *endpoint*, liée à l'actualisation des prix et l'évaluation des prix d'extraction des ressources par la technologie de back-up. Comme la modélisation ne permet pas d'obtenir des valeurs qui ne sont ni réelles ni exactes, une évaluation de l'incertitude est nécessaire afin de définir l'intervalle de validité de ces données. Ces hypothèses permettent d'évaluer des données futures à base de données présentes et une évaluation solide de l'incertitude sur les données du présent à dessein de modélisation du futur est nécessaire.

3. *Évaluation des incertitudes sur les données de modélisation*

Lors de la modélisation, certains résultats sont basés sur des données moyennes des 10 dernières années. C'est le cas pour les calculs des taux de production ou de recyclage ainsi que des réserves facilement accessibles qui ont servi à calculer le sDI et dDI (*static et dynamic depletion index*). Le fait de moyenner une série de données sur 10 ans est accompagné d'une variabilité temporelle qui n'est pas prise en compte dans le travail présenté. Ainsi, il serait utile de considérer l'incertitude sur les données de départ liée à cette variabilité temporelle des données utilisées pour la modélisation. Les valeurs annuelles de chacune de ces données utilisées sont disponibles dans les rapports de l'USGS ou de la Commission Européenne et les moyennes sur les 10 dernières années que l'incertitude liée à la variabilité temporelle peut être recalculée tous les ans.

Ces incertitudes peuvent être évaluées à l'aide de simulations numériques telles que les analyses de Monte-Carlo, qui sont les plus courantes en analyse du cycle de vie.

4. *Test de la stabilité à base d'une étude de cas différente*

La stabilité est testée à l'aide de l'étude de cas portant sur les batteries requises pour une électrification durable des transports. Bien que les résultats en terme de stabilité des facteurs de caractérisation *midpoint* ne montrent qu'une variation significative pour le lithium, il est important de vérifier la stabilité des facteurs de caractérisation *midpoint* d'autres ressources que les ressources utilisées pour les batteries de véhicules électriques. Ainsi une étude de cas sur la stabilité des ressources requises pour le « *Cloud Computing* » - qui est une autre transition majeure de notre temps - peut être envisagée et permettra d'apporter une généralisation de la stabilité des facteurs de compétitions, des MACSIs.

5. *Mise à jour régulière des données du modèle*

Il a été mis en évidence dans ce travail que les données du modèle nécessitent une mise à jour régulière au vu de l'aspect dynamique des stocks et des utilisations des ressources de la part de tous leurs utilisateurs. Il serait ainsi utile de développer un algorithme de mise à jour automatique et régulier des données utilisées dans la modélisation des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques. Les données brutes de la littérature sur lesquelles sont basés les calculs de disponibilité des ressources, de compétition, de coûts d'extraction et de prix sont mises à jour sur une base annuelle. Un algorithme permettant d'obtenir ces données annuelles permettrait une mise à jour automatisée des données et donnerait l'occasion aux modélisateurs de la méthode IMPACT World+ d'étudier la stabilité dans le temps des facteurs de caractérisation développés. Ainsi, il serait possible d'étudier la stabilité du modèle selon les ruptures technologiques majeures, mais aussi selon la mise à jour annuelle des données.

Perspectives

Bien que les recommandations citées ci-dessus s'appliquent au cas précis de ce sujet de recherche et permettent d'assurer la pérennité de la méthode de calcul IMPACT World+, certaines limitations dépassent le cadre de recommandations de recherches et se situent au niveau des perspectives générales d'amélioration de la prise en compte des impacts de l'utilisation des ressources minérales et métalliques en analyse du cycle de vie.

En effet, l'inclusion des risques d'approvisionnement en analyse environnementale et en analyse du cycle de vie est souhaitable pour évaluer l'impact de l'utilisation des ressources minérales et métalliques. Un modèle conceptuel pour prendre en compte la restriction de l'approvisionnement en plus de la criticité des ressources en ACV a été développé (Sonnemann, 2014). Combiner ces deux caractéristiques limitant l'utilisation des ressources est nécessaire si un modèle se rapprochant plus de la réalité doit être développé. En effet, comme illustré avec le cas des terres rares, la disponibilité réelle peut être loin de la disponibilité géologique. Or une ressource a beau être disponible dans ses gisements, si elle n'est pas exploitable pour des raisons politiques ou économiques elle ne peut pas être considérée comme étant disponible aux utilisateurs. Bien que de manière générale cette approche de restriction à l'approvisionnement ne soit pas considérée en ACV, l'aspect de criticité des ressources pour tous les utilisateurs – présents et futurs – selon la fonctionnalité pour laquelle ils utilisent les ressources a été abordé dans ce travail. Il serait très intéressant de pousser cette réflexion jusqu'à inclusion des restrictions d'approvisionnement et de la criticité des ressources dans une méthode d'évaluation des impacts de l'utilisation des ressources et, de manière générale, dans une évaluation environnementale.

BIBLIOGRAPHIE

- Achzet, B., Zepf, V., Meissner, S., & Reller, A. (2009). Strategien für einen verantwortlichen Umgang mit Metallen und deren Ressourcen. *Chemie Ingenieur Technik*.
- Adibi, N., Lafhaj, Z., Gemechu, E.D., Sonneman, G., Payet, J. (2014). Introducing a multi-criteria indicator to better evaluate impacts of rare earth materials production and consumption in life cycle assessment. *Journal of Rare Earths*, 32(3), 288-292.
- Agarwal, H. P., Goodrich, J.D. (2008). Extraction of Copper, Nickel and Cobalt from Indian Ocean Polymetallic Nodules. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 81(2), 303-306.
- Agbeyegbe, T. D. (1993). The stochastic behavior of mineral-commodity prices. Models, Methods, and Applications in Econometrics: Essays in Honor of A.R. Bergstrom. *Oxford, Blackwell Science*, 339-352.
- Ahrens, W. A., & V.R., S. (1997). Trends in natural resource commodity prices: deterministic or stochastic ? . *Journal of Environmental Economics and Management*, 33, 59-77.
- Amara, Y., Vido, L., Gabsi, M., Hoang, E., Ben Ahmed, H., Lécrivain, M. (2009). Synchronous Machines: Energy-Efficient Solution for Vehicles Propulsion. *Vehicular Technology, IEEE*, 58(5), 2137-2149.
- Andersson, B. A., & Rade, I. (1999). Large-scale electric-vehicle battery systems: Long-term metal resource constraints., . *Physical Resource Theory Report, Chalmers, Göteborg University*.
- Andersson, B. A., & Rade, I. (2001). Metal resource constraints for electric-vehicle batteries. *Science Direct : Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 6(5).
- Atkinson, A., Cantillon, B., Marlier, E., Nolan, B. (2002). The EU and Social Exclusion. *Social Indicators; (Oxford University Press, Oxford)*.
- Avramov, A. (2005). The alternative – Deep-water polymetal nodules in the pacific (review). *Journal of the University of Chemical Technology and Metallurgy*, 40(4), 275-287.
- Axsen, J., Burke, A., & Kurani, K. (2008). Batteries for plug-in hybrid electric vehicles (PHEVs): goals and the state of technology circa 2008. Davis, CA: Institute of Transportation Studies, University of California
- Bainbridge, D. A. (2009). Material Flow Analysis. In L. o. C. Cataloging (Ed.), *Rebuilding the American Economy* (pp. 40-47).
- Battery University. (2013). Types of Lithium-ion http://batteryuniversity.com/learn/article/types_of_lithium_ion.
- Baumann, H., & Tillman, A. M. (2004). The Hitch Hiker's Guide to LCA - An orientation in life cycle assessment methodology and application. *Studentlitteratur*.
- Bayart, J. B., Cécile Bulle, C., Deschênes, L., Margni, M., Pfister, S., Vince, F., & Koehler, A. (2010). A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(5), 439-453.

- Becker, T. A., & Sidhu, I. (2009). Electric vehicles in the United States : A new model with forecasts to 2030. Berkeley, CA: Center for Entrepreneurship & Technology, University of California.
- Behrens, A., Giljum, S., Kovanda, J., Niza, S. (2007). The material basis of the global economy: Worldwide patterns of natural resource extraction and their implications for sustainable resource use policies. *Ecological Economics*, 64(2), 444-453.
- Berck, P., & Roberts, M. (1996). Natural resource prices: will they ever turn up? *Journal of Environmental Economics and Management*, 31, 65-78.
- Birney, K., Griffin, A., Gwiazda, J., Kefauver, J., Nagai, T., & Varchol, D. (2006). Potential Deep-Sea Mining of Seafloor Massive Sulfides : A case Study in Papua New Guinea. In D. B. S. o. E. S. Management. (Ed.). Santa Barbara, CA: University of California.
- Boulay, A. M., Bulle, C., Bayart, J. B., Deschenes, L., & Margni, M. (2011). Regional characterization of freshwater use in LCA: Modeling direct impacts on human health. *Environmental Science and Technology*, 5(20), 8948–8957.
- Breton, D. (2014). Québec pourrait forcer les fabricants à fournir des véhicules électriques. In Radio-Canada (Ed.), *Télé-Politique*. Montréal: Radio-Canada.
- Brooman, E. (1993). *Alternatives to Cadmium Coatings for Electrical/Electronic Applications*. Paper presented at the American Electroplaters and Surface Finishers Society, Orlando, FL.
- Brooman, E. W. (2001). Corrosion behavior of environmentally acceptable alternatives to nickel coatings. *Metal Finishing*, 99(6), 100-102.
- Cairns, R. D. (1985). Nickel depletion and pricing: Further considerations *Journal of Environmental Economics and Management*, 12(4), 395-396.
- Cairns, R. D. (1986). More on depletion in the nickel industry. *Journal of Environmental Economics and Management*, 13(1), 93-98.
- Carpenter, A. S., Eggert, R.G., Freiman, S.W., Graedel, T.E., McNulty, T.P., Meyer, D.A., Moudgil, B.M., Poulton, M.M., Surges, L.J., Eide, E.A., Rogers, N.D. (2007). Minerals, critical minerals and the US economy. In C. o. E. R. Committee on Critical Mineral Impacts on the US Economy, Board on Earth Sciences and Resources, Division on Earth and Life Studies (Ed.), (pp. p.37). Washington D.C.: National research council of the national academies.
- CE. (2010). Critical Raw Materials for the EU *Report of the Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials*. Bruxelles, Belgique: European Commission.
- Chapman, P. F., & Roberts, F. (1983). *Metal Resources and Energy*.
- Cho, R. (2012). Rare Earth Metals: Will We Have Enough? *State of the Planet*. Retrieved 21/07, 2014, from <http://blogs.ei.columbia.edu/2012/09/19/rare-earth-metals-will-we-have-enough/>
- Citroën. (2011). Citroën C-Zéro. Retrieved 12 Décembre, 2011, from <http://www.voitureelectrique.net/tag/citroenc-zero>.

- ConsoMinerals. (2013). Consolidated Minerals - Company announcement, Annual Reports 2012. Retrieved May 5th, 2014, from http://www.consminerals.com.au/m/press_display.php?Id=2013/24apr2013
- CSL, I. (2010). Cadmium Replacement for the aerospace industry [Press release]. Retrieved from http://www.csl-plating.com/pdf/CSL_White_Paper-Cadmium_Replacement_for_the_Aerospace_Industry.pdf
- Cui, S., & Ding, M. (2010). *Based on scrap index to research the adaptation of scrap iron resource to the steel industry*. Paper presented at the 3rd International Symposium on Knowledge Acquisition and Modeling (KAM), Wuhan.
- De Bruille, V., Bulle, C., Joliet, O., Dandres, T., Gaudreault, C., & Samson, R. (Under review). Introducing a competition index to evaluate impacts of metallic resources consumption for electric vehicles batteries based on functionality and substitutability. *Submitted to Resources Conservation and Recycling*.
- de Haes, U., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E., Hofstetter, P., & Steen, B. (2002). Life-cycle impact assesment: striving towards best practice. Brussels.
- De Meester, B., de Wulf, J., Janssens, A., van Langenhove, H. *Unpublished results*. University of Ghent. Gand, Belgique.
- DEFRA. (2012). A Review of National Resource Strategies and Research. In <http://www.defra.gov.uk/publications/files/pb13722-national-resource-strategies-review.pdf> (Ed.). London, United Kingdom. : Department for Environment, Food and Rural Affairs,.
- Dent, E. B., & S., G. G. (1999). Challenging “Resistance to Change”. *Journal of Applied Behavioral Science*, 35(1), 25-41.
- Dewulf, J., Bösch, M. E., De Meester, B., Van der Vorst, G., Van Langenhove, H., Hellweg, S., Huijbregts, M. A. J. (2007). Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): a comprehensive Life Cycle Impact Assessment method for resource accounting. *Environmental Science & Technology*, 41(24), 8477-8483.
- Dougherty, M. L., & Olsen, T. D. (2014). Taking Terrain Literally: Grounding Local Adaptation to Corporate Social Responsibility in the Extractive Industries. *Journal of Business Ethics*, 119(3), 423-424.
- Ecoinvent. (2010). Database ecoinvent data v2.2. from Swiss center of life cycle inventories <http://www.ecoinvent.org/database/>
- Eggert, R. G. (2011). Access to Critical Raw Materials : A U.S. Perspective. Statement before the Public Hearing on an « Effective raw material strategy for europe » Brussels: European Parliament.
- Ekvall, T., & Weidema, B. (2004). System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inentory Analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 161-171.
- Ellingsen, L. A.-W., Majeau-Bettez, G., Singh, B., Srivastava, A.K.L., Valøen, O., Strømman, A.H. . (2013). Life cycle assessment of a lithium-ion battery vehicle pack. *Journal of Industrial Ecology*, 18(1), 113-124.
- EnvironmentCanada. (2013). Canada's Emission Trend. Ottawa, ON: Environment Canada.

- Environnement., D. (2013). Ressources non-renouvelables depuis le site web Dictionnaire Environnement et Ressources renouvelables depuis le site web Dictionnaire Environnement., from http://www.dictionnaire-environnement.com/ressource_non_renouvelable_ID2126.html. http://www.dictionnaire-environnement.com/ressource_renouvelable_ID2127.html.
- Finnveden, G., de Haes, U., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E., Hofstetter, P., & Steen, B. (1996). Resources and related impact categories, part II. In U. d. H. H. e. a. (eds) (Ed.), *Towards a methodology for Life Cycle Impact Assessment*. . Brussels, Belgium: SETAC-Europe working group on Life Cycle Impact Assessment (WIA).
- Finnveden, G., & Moberg, Å. (2005). Environmental systems analysis tools - an overview. . *Journal of Cleaner Production*, 13(12), 1165-1173. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.06.004>
- Ford, J. D., Ford L.W., & D'Amelio, A. (2008). Resistance to Change: The Rest of the Story. *Academy of Management*, 33(2), 362-377.
- Foster, A. D., & Rosenzweig, M. R. (2010). *Microeconomics of technology adoption*. (CENTER DISCUSSION PAPER NO. 984). New Haven, CT.
- Frischknecht, R., Steiner, R., & Jungbluth, N. (2009). The Ecological Scarcity Method - Eco-factors 2006. A method for impact assessment in LCA. Bern, Switzerland: Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- Gaines, L., Sullivan, J., & Burnham, A. (2011). Life-Cycle Analysis for Lithium-Ion Battery Production and Recycling. In A. N. Laboratory (Ed.). Washington D.C.: 90th Annual Meeting of the Transportation Research Board.
- Gaines L., & Nelson, P. (2009). Lithium-Ion batteries: Possible material issues. Argonne, IL: Argonne National Laboratory.
- Gaydos, S. (2008). *Cadmium Plating Alternatives for High Strength Steel Aircraft Parts*. Paper presented at the Proceedings of the Surface Engineering for Aerospace and Defense Conference, Orlando, FL.
- Gladstone. (2007). Feasibility Study - Capital and Operating Cost Estimates. Retrieved March 12th, 2014, from <http://www.gladstonepacific.com.au/index.php?src=news&submenu=news&prid=90&category=news2007&PHPSESSID=23a8fe65ea4591d2f62d1eca570d193d&print=y&PHPSESSID=23a8fe65ea4591d2f62d1eca570d193d>
- Goedkoop, M., & de Schryver, A. (2008). Mineral Ressource Depletion in A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level: Ruimte en milieu, ministerie van Volkshuisvesting, ruimtelijk ordening en milieubeheer.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., de Schryver, A., Struijs, J., & van Zelm, R. (2013). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level (Report revised): Ministerie en Milieu - Ministerie van Volkshuisvesting, ruimtelijke ordening en milieubeheer.

- Goedkoop, M., Margni, M., & de Schryver, A. (2001). The Ecoindicator 99 - A damage oriented method for life Cycle Assessment.: Ruimte en milieu, ministerie van milieubeheer.
- Gorzelany, J. (2013). Cars that can last for 250.000 miles (or more). Retrieved September 10th, 2014, from <http://www.forbes.com/sites/jimgorzelany/2013/03/14/cars-that-can-last-for-250000-miles/>
- Goulder, L. H., Williams, R.C. (2012). The choice of discount rate for climate change policy evaluation. *Climate Change Economics*, 3(4), 1250024 (1250018 pages). doi: 10.1142/S2010007812500248
- Graedel, T. E. B., R.; Chandler, C.; Chase, T.; Choi, J.; Christoffersen, L.; Friedlander, E.; Henly, C.; Jun, C.; Nassar, N. T.; Schechner, D.; Warren, S.; Yang, M.-y.; Zhu, C. (2012). Methodology of Metal Criticality Determination. *Environmental Science & Technology*, 46(2), 1063-1070.
- GreenCarReports. (2014). Plug-in electric car sales in Canada, Feb 2014. Retrieved July 23rd, 2014, from http://www.greencarreports.com/image/100460845_plug-in-electric-car-sales-in-canada-feb-2014
- Guinée, J. B., Gorée, M., & Heijungs, R. (2002). Handbook on life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards. Dordrecht (Netherlands): Kluwer Academic Publishers.
- Halvorsen, R., & Smith T., R. (1986). Substitution Possibilities for Unpriced Natural Resources: Restricted Cost Functions for the Canadian Metal Mining Industry. *The Review of Economics and Statistics*, 68(3), 398-405.
- Halvorson, B. (2011). 2012 Toyota Prius Plug-In: By The Numbers, Would It Work For You? Retrieved July 23rd, 2014, from http://www.greencarreports.com/news/1057287_2012-toyota-prius-plug-in-by-the-numbers-would-it-work-for-you
- Hauschild, M., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huibregts, M., Joliet, O., . . . de Schryver, A. (2008). *Recommendations based on existing environmental impact assessment models and factors for LCA*.
- Hawkins, T. R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., Strømman, A.H. (2012). Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1), 53-64.
- Hawkins, T. R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., Strømman, A.H. (2013). Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1), 53-64.
- Heal, G. (1976). The Relationship Between Price and Extraction Cost for a Resource with a Backstop Technology. *Bell Journal of Economics - The RAND Corporation*, 7(2), 371-378.
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H-J., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T., Simons, A. (2009). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods: Final Report ecoinvent v2.1 (Vol. 3). St. Gallen, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

- Hotelling, H. (1931). The Economics of Exhaustible Resources. . *Journal of Political Economy*, 39(2), 137-175.
- Howie, P. (2001). *Long-Run Price Behavior of Nonrenewable Resources Using Time-Series Models*. . Unpublished manuscript,. Colorado School of Mines. Golden, CO.
- Hunt, B., & Coombs, D. (2008). *The impact of production cost analysis on metal market forecasting techniques*. Paper presented at the Joint Study Groups' Forecasting Seminar, Lisbon.
- Hydro-Québec. (2013). Électrification des transports, des chiffres qui parlent. Retrieved 12 janvier, 2013, from <http://www.hydroquebec.com/electrification-transport/chiffres.html>,
- Ingram, A. (2013). US to lead world electric car sales by 2020, study says. Retrieved August 5th, 2014, from <http://www.csmonitor.com/Business/In-Gear/2013/0123/US-to-lead-world-in-electric-car-sales-by-2020-study-says>
- ISO. (2006a). ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Suisse: ISO.
- ISO. (2006b). ISO 14044:2006 Environmental management-Life cycle assessment-Requirements and guidelines (First ed.). Suisse: ISO.
- Jolliet, O., Saadé, M., & Crettaz, P. (Eds.). (2005). *Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan*. Lausanne.
- Kato, Y., Fujinaga, K., Nakamura, K., Takaya, Y., Kitamura, K., Ohta, J., . . . Iwamori, H. (2011). Deep-sea mud in the Pacific Ocean as a potential resource for rare-earth elements. *Nature Geoscience*, 4, 535-539. doi: 10.1038/ngeo1185
- Klinglmair, M., Sala, S., & Brandao, M. (2014). Assessing resource depletion in LCA: a review of methods and methodological issues. *International Journal of LCA*, 19(3), 580-592. doi: 10.1007/s11367-013-0650-9
- LeBeau, P. (2012). Whoa! 1.7 Billion Cars on the Road by 2035. *CNBC*.
- Levhari, D., & Pindyck, R. S. (1981). The Pricing of Durable Exhaustible Resources. *The Quarterly Journal of Economics*, 96(3), 365-377.
- Li, W. (2011). *Catastrophe or adaptation ? Explaining impacts of resource scarcity and adaptability on political instability*. (Doctor of Philosophy (PhD)), University of Southern California Los Angeles, CA.
- Li, Y., Xiao, F., & Li, H. (2011). *Development and Application of Economic Evaluation Software for Seafloor Massive Sulfide Deposits*. Paper presented at the Second International Conference on Digital Manufacturing & Automation
, Zhangjiajie, Hunan, China.
- Lomborg, B. (2013, 11 Mars 2013). Green Cars Have a Dirty Little Secret : Producing and charging electric cars means heavy carbon-dioxide emissions. *The Wall Street Journal*.
- Loveday, E. (2014). US ELeetric vehicle market share - model by model breakdown. Retrieved August 5th, 2014, from <http://insideevs.com/us-electric-vehicle-market-share-model-model-breakdown/>

- Lutter, S., & Giljum, S. (2012). Global resource use - Worldwide patterns of resource extraction. Retrieved June 7th, 2013, from <http://www.worldresourcesforum.org/issue>
- Majeau-Bettez, G., Hawkins, T. R., & Strømman, A. H. (2011). Life Cycle Environmental Assessment of Lithium-Ion and Nickel Metal Hydride Batteries for Plug-In Hybrid and Battery Electric Vehicles. *Environmental Science & Technology*, 45, 4548-4554. doi: dx.doi.org/10.1021/es103607c
- Marvasti, A. (2000). Resource Characteristics, Extraction Costs, and Optimal Exploitation of Mineral Resources. *Environmental and Resource Economics*, 17, 395-408.
- McKenzie, W. (2008). Nickel industry production costs: implications for project development and nickel prices. Retrieved May 5th, 2014, from http://www.insg.org/presents/Mr_Mitchell_Apr09.pdf
- MDDEFP. (2011). Plan d'action 2011-2020 sur les véhicules électriques. Québec, Québec, Canada: Ministère du développement durable, de l'environnement, de la Faune et des Parcs.
- MERN. (2014). Statistiques énergétiques. Retrieved July 28th, 2014, from <http://www.mern.gouv.qc.ca/energie/statistiques/index.jsp>
- Mila iCanals, L., Azapagic, A., Doka, G., Jefferies, D., King, H., Mutel, C. and Williams, A. . (2011). Approaches for addressing life cycle assessment data gaps for biobased products. *Journal of Industrial Ecology*, 15(5), 707-725.
- Miyazaki, N. (2006). The JEPIX Initiative in Japan. A new ecological accounting system of a better measurement of eco-efficiency. In S. A. a. Reporting (Ed.), (pp. 339-354). The Netherlands,: Springer.
- MMSD. (2001). Report on the MMSD Life Cycle Assessment Workshop: The Application of LCA to Mining, minerals and metals. London, UK: International Institute for Environment and Development.
- Mohammadpour, M., Abachi, P., & Pourazarang, K. (2012). Effect of cobalt replacement by nickel on functionally graded cemented carbonitrides. *International Journal of Refractory Metals and Hard Materials*, 30(1), 42-47.
- Morley, N., & D., E. (2008). Material Security, Ensuring Resource Availability for the UK Economy. In http://www.oakdenhollins.co.uk/pdf/material_security.pdf (Ed.).
- MRN. (2006). Stratégie énergétique du Québec 2006-2015. Québec, Québec, Canada (Juin 2006): Ministère des ressources naturelles du Québec.
- Muffels, R., & Fouarge, D. (2004). The Role of European Welfare States in Explaining Resources Deprivation. *Journal Social Indicators Research*, 68(3), 299-330.
- Müller-Wenk, R. (1998). Depletion of abiotic resources weighted on the base of 'virtual' impacts of lower grade deposits in future *WO Diskussionsbeitrag Nr. 57*. St. Gallen, Switzerland: University St. Gallen.
- Nassar, N. T. B., R.; Browning, M.; Diao, Z.; Friedlander, E.; Harper, E. M.; Henly, C.; Kavlak, G.; Kwatra, S.; Jun, C.; Warren, S.; Yang, M.-y.; Graedel, T. E. (2012). Criticality of the Geological Copper Family. *Environmental Science & Technology*, 46(2), 1071-1078.

- Neumayer, E. (2000). Scarce or Abundant? The Economics of Natural Resource Availability. *Journal of Economic Surveys*, 14(3), 307-335.
- Notter, D. A., Gauch, M., Widmer, R., Wäger, P., Stamp, A., Zah, R., Althaus, H.-J. (2010). Contribution of Li-ion batteries to the environmental impact of electric vehicles. *Environmental Science & Technology*, 44, 6550-6556.
- PEInternational. (2012). GaBi Software: GaBi data. Retrieved 22 October, 2014, from <http://www.gabi-software.com/canada/support/gabi-data>
- Perman, R., Ma, Y., McGilvray J., & Common, M. (2003). The theory of optimal resource extraction: non-renewable resources. In Pearson (Ed.), *Natural resource and environment economics* (3rd ed.). Harlow, Essex (UK): Addison Wesley.
- Randgold. (2010). Quarterly Report. Retrieved 14 march, 2011, from <http://www.randgoldresources.com/randgold/content/en/quarterly-report-test-page?oid=15557&sn=Quarter-report-detail&pid=17111>
- Reynolds, D. B. (1999). The mineral economy: how prices and costs can falsely signal decreasing scarcity. *Ecological Economics*, 31(1), 155-166.
- Sahu, S. K., Agrawal, A., Pandey, B. D., & Kumar, V. (2004). Recovery of copper, nickel and cobalt from the leach liquor of a sulphide concentrate by solvent extraction. *Minerals Engineering*, 17(7-8), 949-951. doi: 10.1016/j.mineng.2004.03.009
- Samaras, C., & Meisterling, K. (2008). Life Cycle Assessment of Greenhouse Gas Emissions from Plug-in Hybrid Vehicles: Implications for Policy. *Environmental Science & Technology*, 42, 3170-3176.
- Savitz, E. (2012). Rare Earth minerals : an end to China's monopoly is in sight. Retrieved August 4th, 2014, from <http://www.forbes.com/sites/ciocentral/2012/06/08/rare-earth-minerals-an-end-to-chinas-monopoly-is-in-sight/>
- Saxena, A. K. (2009). Greenhouse gas emissions: estimation and reduction. In A. P. Organization (Ed.). Tokyo, Japan: Asian Productivity Organization.
- Scale, S. (2003). Material Flow Analysis depuis The sustainable scale project. from <http://www.sustainablescale.org/ConceptualFramework/UnderstandingScale/MeasuringScale/MaterialFlowAnalysis.aspx>,
- Schneider, L., Berger, M., Eckhard Schüler-Hainsch, E., Knöfel, S., Ruhland, K., Mosig, J., . . . Finkbeiner, M. (2013). The economic resource scarcity potential (ESP) for evaluating resource use based on life-cycle assessment. *International Journal of LCA*, 19, 601-610.
- Schneider, L., Berger, M., & Finkbeiner, M. (2011). Schneider et al., 2011. The anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) as a new parameterisation to model the depletion of abiotic resources. . *Intl. Journal of LCA*, 16(9), 929-936.
- Schulze, W. D. (1974). The optimal use of non-renewable resources: The theory of extraction. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1(1), 53-73.
- Schwarz, E., & Gindroz, S. (2005). Le stockage électrochimique. Rapport de l'ADEME: Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, <http://www.ademe.fr>.

- Shahan, Z. (2014). World Electrified Vehicles Sales. Retrieved august 5th, 2014, from <http://evobsession.com/world-electrified-vehicle-sales-2013/>
- ShiftProject. (2014). Breakdown of GHG emissions by Sector and Gas. *The Shift Project Data Portal*. Retrieved july 28th, 2014, from <http://www.tsp-data-portal.org/Breakdown-of-GHG-Emissions-by-Sector-and-Gas - tspQvChart>
- Solow, R. M. (1974). *The Economics of Resources or the Resources of Economics*. Paper presented at the Eighty-sixth Annual Meeting of the American Economic Association.
- Sonnemann, G., Gemechu, E.D., Adibi, N., De Bruille, V., Bulle, C. (2014). From a critical review to a conceptual framework for integrating the criticality of resources into Life Cycle Sustainability Assessment. *Accepted with minor revisions in Journal of Cleaner Production*.
- Standeart, S., van Overbeke, E., & de Caemel, B. (2012, May 31st 2012). *A method to monetize non-renewable resource consumption*. Paper presented at the 6th Conference on material and Society, Leuven (Belgium).
- Steen, B. (1999). A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). Version 2000 – Models and Data. . Gothenburg: Chalmers University of Technology - Centre for Environmental Assessment of Products and material Systems (CPM).
- Sterman, J. D. (2002). All models are wrong: reflections on becoming a systems scientist. *System Dynamics Review*, 18(4), 501-531.
- Stern, N. (2007). *The Economics of Climate Change*. In G. B. Treasury (Ed.). London (UK): Cambridge Press.
- Stewart, M., & Weidema, B. (2005). A consistent framework for assessing the impact from resource use – A focus on functionality. *International Journal of LCA*, 10, 240-247.
- Stollery, K. R. (1983). Mineral depletion with cost as the extraction limit: A model applied to the behavior of prices in the nickel industry. . *Journal of Environmental Economics and Management*, 10(2), 151-165.
- Su, W. (2013). Electric vehicles in Canada: Surprising gains or missed opportunity ? New WWF report shows both. Retrieved August 5th, 2014, from <http://www.wwf.ca/?14021/Electric-vehicles-in-Canada--Surprising-gains-or-missed-opportunity--New-WWF-report-shows-both>
- Trigg, T., & Telleen, P. (2013). *Global EV-Outlook: Understanding the Electric Vehicle Landscape to 2020*: International Energy Agency (IEA).
- UNESCO. (2003). *Water for people, water for life*. In T. U. N. W. D. P.-. UNESCO (Ed.).
- USEPA. (2014). *Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2012*.: US Environmental Protection Agency.
- USGS. (2012). Mineral Commodity Summary. from <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2011/mcs2011.pdf>

- Van Oers, L., De Koning, A., Guinee, J. B., & Huppes, G. (2002). Abiotic resource depletion in LCA. Improving Characterization Factors Abiotic Resource Depletion as Recommended in the new Dutch LCA Handbook. *RWS-DWW report*.
- Vieira, M., Storm, P., & Goedkoop, M. (2011). *Stakeholder consultation: What do decision makers in public policy and industry want to know regarding abiotic resource use?* Paper presented at the LCM, Berlin, Germany.
- Wehmeier, S., McIntosh, C., Turnbull, J., & Ashby, M. (2005). *Oxford Advanced Learner's Dictionary*. Oxford:: Oxford University Press.
- Wolf, M. A., Pant, R., Chomkhamr, K., Sala, S., & Pennington, D. (2012). *he International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Towards more sustainable production and consumption for a resource-efficient Europe*. Ispra: Publications Office of the European Union.
- World Bank. (2008). Data and Statistics — Country Classification.
- Yaksic, A., & Tilton, J. E. (2009). Using the cumulative availability curve to asses threat of mineral depletion : the case of lithium. *Resources Policy*, 34(4), 185-194.
- Yellishetty, M., Mudd, G. M., & Ranjith, P. G. (2011). The steel industry, abiotic resource depletion and life cycle assessment: a real or perceived issue? *Journal of Cleaner Production*, 19, 78-90.
- Zhang, Y., Singh, S., & Bakshi, B. R. (2010). Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. *Environmental Science & Technology*, 44(7), 2232–2242. doi: 10.1021/es9021156

ANNEXE A – INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES AU CHAPITRE 3

1. Évaluation de l'intégrale pour le calcul de dDI

La condition initiale, issue du manuscrit est donnée par l'équation (1) :

$$WRB(t_0) = WDR(t_0) \cdot \int_{t_0}^{dDI} (\eta(t)) \cdot dt \quad (1)$$

Alors que la fraction des utilisateurs non-adaptés dans le temps est donnée par l'équation (2):

$$\eta(t) = \left(1 - \frac{t}{t_{adapt}}\right) \quad (2)$$

En combinant équations (1) et (2), et en distinguant deux sous-intervalles pour découper $[t_0; dDI]$ en $[t_0; t_{start}]$ et $[t_{start}; dDI]$, on obtient :

$$WRB(t_0) = WDR(t_0) \cdot \int_{t_0}^{t_{start}} (\eta(t)) \cdot dt + WDR(t_0) \cdot \int_{t_{start}}^{dDI} (\eta(t)) \cdot dt \quad (3)$$

Or, dans l'intervalle $[t_0; t_{start}]$, il n'y a aucune adaptation et $\eta(t) = \eta(0) = 1$. Ainsi, avec les équations (2) et (3) il vient que:

$$WRB(t_0) = WDR(t_0) \cdot (t_{start} - t_0) + WDR(t_0) \cdot \int_{t_{start}}^{dDI} \left(1 - \frac{t}{t_{adapt}}\right) \cdot dt \quad (4)$$

Et en évaluant l'intégrale sur l'intervalle $[t_{start}; dDI]$ selon t , on a:

$$WRB(t_0) = WDR(t_0) \cdot (t_{start} - t_0) + WDR(t_0) \cdot \left[t - \frac{t^2}{2 \cdot t_{adapt}} \right]_{t_{start}}^{dDI} \quad (5)$$

Ce qui implique que:

$$WRB(t_0) = WDR(t_0) \cdot (t_{start} - t_0) + WDR(t_0) \cdot (dDI - t_{start}) - WDR(t_0) \cdot \left(\frac{dDI^2 - t_{start}^2}{2 \cdot t_{adapt}} \right)$$

Il vient que :

$$WRB(t_0) = WDR(t_0) \cdot (dDI - t_0) - WDR(t_0) \cdot \left(\frac{dDI^2 - t_{start}^2}{2 \cdot t_{adapt}} \right) \quad (7)$$

En divisant par $WDR(t_0)$ les deux membres de l'équation (7), on a :

$$\frac{WRB(t_0)}{WDR(t_0)} = sDI = dDI - t_0 - \frac{dDI^2}{2 \cdot t_{adapt}} + \frac{t_{start}^2}{2 \cdot t_{adapt}} \quad (8)$$

Ce qui implique que :

$$\frac{dDI^2}{2 \cdot t_{adapt}} - dDI + t_0 - \frac{t_{start}^2}{2 \cdot t_{adapt}} + sDI = 0 \quad (9)$$

En posant que :

$$t_0 - \frac{t_{start}^2}{2 \cdot t_{adapt}} = \gamma \quad (10)$$

On obtient l'équation (11) du deuxième degré suivante:

$$\frac{dDI^2}{2 \cdot t_{adapt}} - dDI + (\gamma + sDI) = 0 \quad (11)$$

Et la résolution de l'équation (11) implique que :

$$dDI = t_{adapt} \cdot \left(1 - \left(\sqrt{1 - 2 \cdot \left(\frac{sDI + \gamma}{t_{adapt}} \right)} \right) \right)$$

2. Substituabilités et temps d'adaptation des ressources

Resource	Applications (USGS, 2012)	End-Use Percentages (USGS, 2012)	Substitutability (CE, 2010)	t _{adapt} [yrs]
Lithium	Pharmaceuticals	5%	0.3	29
	Aluminum production	2%	0.3	29
	Air treatment	4%	0.3	29
	Others	16%	0.5	83
	Greases	12%	0.7	243
	Casting	5%	0.7	243
	Ceramic/Glass	29%	1	No adaptation

	Batteries	27%	1	No adaptation
Aluminium	Building	12%	0,5	83
	Consumer durables	7%	0,5	83
	Others	4%	0,5	83
	Electrical	8%	0,7	243
	Machinery	8%	0,7	243
	Packaging	27%	0,7	243
	Transport	34%	0,7	243
Zinc	Brass & Bronze	18%	0,5	83
	Semi-manufacturers	10%	0,5	83
	Others	2%	0,5	83
	Galvanisation	46%	0,7	243
	Alloys	14%	0,7	243
	Chemicals	10%	1	No adaptation
Cadmium	Batteries	83%	0,7	243
	Pigments	8%	1	1209
	Coating	7%	0,7	243
	Alloys	1%	1	No adaptation
	Stabilizer	1%	1	No adaptation
Nickel	Others	5%	0,5	83
	Ni-alloys	11%	0,7	243
	Full alloys	5%	0,7	243
	Batteries	3%	0,7	243

	Catalysts	1%	0,7	243
	Stainless steels	70%	1	No adaptation
	Plating	5%	1	No adaptation
Cobalt	Catalysts	9%	0,7	243
	Magnets	26%	0,7	243
	Others	14%	0,7	243
	Pigments	10%	0,7	243
	Batteries	27%	1	No adaptation
	Hard metals	14%	1	No adaptation
Manganese	Transportation	10%	0,001	6
	Construction	29%	1	No adaptation
	Machinery	10%	1	No adaptation
	Iron/Steel	51%	1	No adaptation

ANNEXE B – INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES AU CHAPITRE 5

Données et calculs ressources nécessaires pour batteries li-ion LFP

Number of vehicles	goals set for 2020	3800000	vehicles (i.e batteries)	UF	NCM	LFP	NIMH	Li-ion proportions		
	goals set for 2030	15000000	vehicles (i.e batteries)		112	88	55	NCM	50%	
					Wh.kg	Wh.kg	Wh.kg	LFP	50%	
								NIMH	0%	
BRAND	MODEL	average world	BATTERY TYPE	CAPACITY (kWh)	MASSE LFP (kg/battery)	MASSE NCM (kg/battery)	MASSE NIMH (kg/battery)	MASSE NIMH (kg/battery)		
CHEVROLET	CHEVROLET VOLT	13%	NCM-LFP	16	90,91	71,43	0,00	290,91		
NISSAN	NISSAN LEAF	23%	NCM-LFP	24	136,36	107,14	0,00	436,36		
TESLA	TESLA MODEL S	11%	NCM-LFP	60	340,91	267,86	0,00	1090,91		
MITSUBISHI	Mitsubishi IMIEV	11%	NCM-LFP	16	90,91	71,43	0,00	290,91		
SMART	SMART FORTWO	2%	NCM-LFP	17,6	100,00	78,57	0,00	320,00		
TOTOYA prius branchable		0%	NIMH	1,3	0,00	0,00	0,00	23,64		
TOTOYA	TOYOT PRIUS (PHEV)	11%	NCM-LFP	5,2	29,55	23,21	0,00	94,55		
FORD	FORD C-MAX	3%	NCM-LFP	23	130,68	102,68	0,00	418,18		
FORD	FORD FOCUS	3%	NCM-LFP	23	130,68	102,68	0,00	418,18		
FORD	FORD FUSION	3%	NCM-LFP	23	130,68	102,68	0,00	418,18		
-	OTHER	20%	NCM-LFP	20	113,64	89,29	0,00	363,64		
LFP powered vehicles										
Battery/MJ	1,00E-03	kg/MJ	lifetime specific energy capacity							
Mass of batteries 3,8M (kg)	4,96E+08	kg								
Mass of batteries 15M (kg)	1,96E+09	kg							2020	2030
Battery Composition	%mass component	Active component	%mass active compon	Commodity	%mass commodity	Metalic ressource	%mass metal	%metal in battery	%metal in FU	%metal dans UF
Component	kg comp/kg batt		kg active / kg comp		kg comm / kg active		kg metal / kg comm	kg metal / kg batt	kg resource / FU	kg ress / UF
Positive Electrode Paste	23,2%	LiFePO4	87%	LiOH	46%	Lithium	29%	2,7%	1,34E+07	5,30E+07
Negative Electrode Paste	9,4%	Graphite	95%	FeSO4	100%	Iron	37%	7,4%	3,69E+07	1,45E+08
Positive Electrode Substrate	3,6%	Aluminum	100%	Graphite	n/a	Graphite	n/a	8,9%	4,43E+07	1,75E+08
Negative Electrode Substrate	8,3%	Copper	100%	Aluminum	n/a	Aluminum	n/a	3,6%	1,78E+07	7,04E+07
Electrolyte	12,0%	Copper	100%	Copper	n/a	Copper	n/a	8,3%	4,11E+07	1,62E+08
Separator	12,0%	LIPF6	12%	LIPF6	n/a	Lithium	4,61%	0,07%	3,29E+05	1,30E+06
Cell container	3,3%	LDPE et PP	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	0	0,00E+00	0,00E+00
Module and Battery Packaging	20,1%	Aluminium	100%	Aluminum	n/a	Aluminum	n/a	20,1%	9,96E+07	3,93E+08
Battery Management System	17,0%	PET	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	0	0,00E+00	0,00E+00
		Copper	50%	Copper	n/a	Copper	n/a	1,5%	7,43E+06	2,93E+07
	3,0%	Chromium Steel	40%	Fe + C + Cr + Ni	n/A	Iron	70%	0,8%	4,16E+06	1,64E+07
						Chromium	20%	0,2%	1,19E+06	4,70E+06
						Nickel	10%	0,1%	5,95E+05	2,35E+06

Calculs ressources nécessaires pour batteries li-ion NCM et NiMH

NCM powered vehicles												
Battery/MJ	6,60E-04	kg/MJ	lifetime specific energy capacity									
Mass of batteries 3,8M [kg]	3,89E+08	kg										
Mass of batteries 15M [kg]	1,54E+09	kg										
										2020	2030	
Battery Composition	%mass component	Active component	%mass active compon	Commodity 1	%mass commodity	Commodity 2	%mass comm 2	Metalic ressource	%mass metal	%metal in battery	%metal in FU	%metal dans UF
Component	kg comp/kg batt		kg active / kg comp		kg comm 1 / kg active		kg comm 2 / kg comm 1		kg metal / kg comm	kg metal / kg batt	kg resource / FU	kg ress / UF
Positive Electrode Paste	24,8%	LiNiCoMnO2	87%	LiOH	25%	LiOH	n/A	Lithium	29%	1,6%	6,13E+06	2,42E+07
				NiCoMn(OH)2	95%	NiSO4	68%	Nickel	38%	5,3%	2,07E+07	8,16E+07
						CoSO4	34%	Cobalt	38%	2,7%	1,03E+07	4,08E+07
						MnSO4	66%	Manganese	36%	4,9%	1,92E+07	7,57E+07
Negative Electrode Paste	8,0%	Graphite	95%	Graphite	n/A	n/A	n/A	Graphite	n/a	7,6%	2,96E+07	1,17E+08
Positive Electrode Substrate	3,6%	Aluminum	100%	Aluminum	n/A	n/A	n/A	Aluminum	n/a	3,6%	1,40E+07	5,53E+07
Negative Electrode Substrate	8,3%	Copper	100%	Copper	n/A	n/A	n/A	Copper	n/a	8,3%	3,23E+07	1,28E+08
Electrolyte	12,0%	LiPF6	12%	LiPF6	n/A	n/A	n/A	Lithium	4,61%	0,07%	2,58E+05	1,02E+06
Separator	3,3%	LDPE et PP	n/a	n/a	n/A	n/A	n/A	n/a	n/a	0	0,00E+00	0,00E+00
Cell container	20,0%	Aluminium	100%	Aluminum	n/A	n/A	n/A	Aluminum	n/a	20,0%	7,79E+07	3,07E+08
Module and Battery Packaging	17,0%	PET	n/a	n/a	n/A	n/A	n/A	n/a	n/a	0	0,00E+00	0,00E+00
Battery Management System	3,0%	Chromium Steel	40%	Fe + C + Cr + Ni	n/A	n/A	n/A	Copper	n/a	1,5%	5,84E+06	2,31E+07
						n/A	n/A	Iron	70%	0,8%	3,27E+06	1,29E+07
						n/A	n/A	Chromium	20%	0,2%	9,35E+05	3,69E+06
						n/A	n/A	Nickel	10%	0,1%	4,67E+05	1,84E+06
NiMH powered vehicles												
Battery/MJ	2,10E-02	kg/MJ	lifetime specific energy capacity									
Mass of batteries 3,8M [kg]	0,00E+00	kg										
Mass of batteries 15M [kg]	0	kg								2020	2030	
Battery Composition	%mass component	Active component	%mass active compon	Commodity	%mass commodity	Metalic ressource	%mass metal	%metal in battery	%metal in FU	%metal dans UF		
Component	kg comp/kg batt		kg active / kg comp		kg comm / kg active		kg metal / kg comm	kg metal / kg batt	kg resource / FU	kg ress / UF		
Positive Electrode Paste	19,7%	Ni(OH)2	85%	Ni(OH)2	n/a	Nickel	63%	10,6%	0,00E+00	0,00E+00		
Negative Electrode Paste	12,6%	Mischmetal	30%	Lathanum	100%	Rare Earth	100%	3,8%	0,00E+00	0,00E+00		
		Nickel	62%	Nickel	n/a	Nickel	n/a	7,8%	0,00E+00	0,00E+00		
Positive Electrode Substrate	17,3%	Nickel	100%	Nickel	n/a	Nickel	n/a	17,2%	0,00E+00	0,00E+00		
Negative Electrode Substrate	11,1%	Nickel	100%	Nickel	n/a	Nickel	n/a	11,0%	0,00E+00	0,00E+00		
Electrolyte	9,0%	LiOH	2%	LiOH	n/a	Lithium	29%	0,05%	0,00E+00	0,00E+00		
Separator	3,8%	LDPE et PP	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	0	0,00E+00	0,00E+00		
Cell container	9,5%	Chromium Steel	40%	Fe + C + Cr + Ni	n/A	Iron	70%	2,7%	0,00E+00	0,00E+00		
						Chromium	20%	0,8%	0,00E+00	0,00E+00		
						Nickel	10%	0,4%	0,00E+00	0,00E+00		
Module and Battery Packaging	17,0%	PET	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	0	0,00E+00	0,00E+00		

Calculs pour quantité de ressources nécessaires pour remplir les objectifs d'électrification des transports de manière durable 1/2

Total Ressources						
			2020			
Metal	Requirement for 3,8 M [kg]	Primary Production [kg/yr]	Metal	Additional yearly requirement [kg]	Primary Production [kg/yr]	Percentage of Production
Lithium	2,01E+07	2,46E+07	Aluminum	1,94E+07	1,59E+11	0,01%
Nickel	2,17E+07	9,10E+08	Copper	8,03E+06	1,41E+10	0,06%
Cobalt	1,03E+07	5,65E+07	Graphite	6,84E+06	1,03E+09	0,66%
Manganese	1,92E+07	1,21E+10	Iron	4,10E+06	2,08E+12	0,00%
Graphite	7,39E+07	1,03E+09	Nickel	2,01E+06	9,10E+08	0,22%
Aluminum	2,09E+08	1,59E+11	Lithium	1,86E+06	2,46E+07	7,04%
Copper	8,67E+07	1,41E+10	Manganese	1,78E+06	1,21E+10	0,01%
Iron	4,43E+07	2,08E+12	Cobalt	9,56E+05	5,65E+07	1,66%
Chromium	2,12E+06	1,34E+10	Chromium	1,97E+05	1,34E+10	0,00%
Rare Earth	0,00E+00	1,18E+08	Rare Earth	0,00E+00	1,18E+08	0,00%
Renewability of a fleet						
	10,8	year				
			2030			
Metal	Requirement for 15 M [kg]	Primary Production [kg/yr]	Metal	Additional yearly requirement [kg]	Primary Production [kg/yr]	Percentage of Production
Lithium	7,95E+07	2,46E+07	Aluminum	7,65E+07	1,59E+11	0,05%
Nickel	8,57E+07	9,10E+08	Copper	3,17E+07	1,41E+10	0,22%
Cobalt	4,08E+07	5,65E+07	Graphite	2,70E+07	1,03E+09	2,55%
Manganese	7,57E+07	1,21E+10	Iron	1,62E+07	2,08E+12	0,00%
Graphite	2,92E+08	1,03E+09	Nickel	7,94E+06	9,10E+08	0,86%
Aluminum	8,26E+08	1,59E+11	Lithium	7,36E+06	2,46E+07	23,03%
Copper	3,42E+08	1,41E+10	Manganese	7,01E+06	1,21E+10	0,06%
Iron	1,75E+08	2,08E+12	Cobalt	3,78E+06	5,65E+07	6,26%
Chromium	8,38E+06	1,34E+10	Chromium	7,76E+05	1,34E+10	0,01%
Rare Earth	0,00E+00	1,18E+08	Rare Earth	0,00E+00	1,18E+08	0,00%

Calculs pour quantité de ressources nécessaires pour remplir les objectifs d'électrification des transports de manière durable 2/2

Total Ressources if only NiMH batteries						
2020			2020			
Metal	Requirement for 3,8 M [kg]	Primary Production [kg]	Metal	Additional yearly requirement [kg]	Primary Production [kg/yr]	Percentage of Production
Lithium	8,33E+05	2,46E+07	Aluminum	0,00E+00	1,59E+11	0,00%
Nickel	7,47E+08	9,10E+08	Copper	0,00E+00	1,41E+10	0,00%
Cobalt	0,00E+00	5,65E+07	Graphite	0,00E+00	1,03E+09	0,00%
Manganese	0,00E+00	1,21E+10	Iron	3,91E+06	2,08E+12	0,00%
Graphite	0,00E+00	1,03E+09	Nickel	6,91E+07	9,10E+08	7,06%
Aluminum	0,00E+00	1,59E+11	Lithium	7,71E+04	2,46E+07	0,31%
Copper	0,00E+00	1,41E+10	Manganese	0,00E+00	1,21E+10	0,00%
Iron	4,22E+07	2,08E+12	Cobalt	0,00E+00	5,65E+07	0,00%
Chromium	1,21E+07	1,34E+10	Chromium	1,12E+06	1,34E+10	0,01%
Rare Earth	5,99E+07	1,18E+08	Rare Earth	5,55E+06	1,18E+08	4,49%
2030			2030			
Metal	Requirement for 15 M [kg]	Primary Production [kg]	Metal	Additional yearly requirement [kg]	Primary Production [kg/yr]	Percentage of Production
Lithium	3,29E+06	2,46E+07	Aluminum	0,00E+00	1,59E+11	0,00%
Nickel	2,95E+09	9,10E+08	Copper	0,00E+00	1,41E+10	0,00%
Cobalt	0,00E+00	5,65E+07	Graphite	0,00E+00	1,03E+09	0,00%
Manganese	0,00E+00	1,21E+10	Iron	1,54E+07	2,08E+12	0,00%
Graphite	0,00E+00	1,03E+09	Nickel	2,73E+08	9,10E+08	23,07%
Aluminum	0,00E+00	1,59E+11	Lithium	3,04E+05	2,46E+07	1,22%
Copper	0,00E+00	1,41E+10	Manganese	0,00E+00	1,21E+10	0,00%
Iron	1,67E+08	2,08E+12	Cobalt	0,00E+00	5,65E+07	0,00%
Chromium	4,76E+07	1,34E+10	Chromium	4,41E+06	1,34E+10	0,03%
Rare Earth	2,37E+08	1,18E+08	Rare Earth	2,19E+07	1,18E+08	15,66%