

INDICATEURS D'IMPACT ENVIRONNEMENTAUX EN ACV : ÉTAT DE L'ART, RETOUR D'EXPERIENCES ET RECOMMANDATIONS

Guide à destination des praticiens ACV - final

Novembre 2014

Responsables scientifiques :

- Céline Alexandre, Alexis Gérard

RDC Environment - 57, avenue Gustave Demey - 1160 Bruxelles



- Mark Goedkoop, Tommie Ponsioen

PRé Consultants - Stationsplein 121 - 3818 LE Amersfoort - The Netherlands



L'association SCORE LCA est une structure d'étude et de recherche dédiée aux travaux relatifs à l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et à la quantification environnementale. Elle vise à promouvoir et à organiser la collaboration entre entreprises, institutionnels et scientifiques afin de favoriser une évolution partagée et reconnue, aux niveaux européen et international, de la méthode d'Analyse du Cycle de Vie et de sa mise en pratique.

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr
- ✓ Les points de vue et recommandations exprimés dans ce document n'engagent que les auteurs et ne traduisent pas nécessairement, sauf mention contraire, l'opinion de l'ensemble des membres de SCORE LCA.
- ✓ Les informations et les conclusions présentées dans le présent document ont été établies au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Comité de suivi pour SCORE LCA : Juliette Beaulieu – Renault, Jean-paul Cazalets – Total, Bénédicte Couffignal – RECORD, Jade Garcia – SCORE LCA, Denis Le Boulch – EDF, Séverine Méhier –Veolia R&I, Stéphane Morel – Renault, Philippe Osset – SCORE LCA, Anne Prieur – GDF SUEZ, Olivier Réthoré – ADEME, Céline Verrat – Total, Christèle Wojewodka – Saint Gobain.

Table des matières

I.	Introduction	6
I.1.	Contexte et objectifs de l'étude	6
I.2.	Terminologie et lexique	7
II.	Etat de l'art.....	10
II.1.	Objectifs.....	10
II.2.	Méthodologie.....	10
II.3.	Analyse par indicateur d'impact	13
II.4.	Recommandations sur les méthodes à utiliser.....	22
III.	Etat de la pratique.....	27
III.1.	Enquête auprès des praticiens	27
III.2.	Mise en œuvre des méthodes de caractérisation dans les bases de données et logiciels ACV.....	42
III.3.	Analyse bibliométrique / bibliographique	49
III.4.	Utilisation des indicateurs de flux	54
III.5.	Conclusions relatives à l'état de la pratique	55
IV.	Exigences et recommandations des textes de guidance et des normes ISO	57
IV.1.	Les normes ISO 14040-44.....	57
IV.2.	Recommandations d'autres textes normatifs ou de guidance	64
IV.3.	Discussion des documents de référence	75
V.	Conclusions, perspectives et recommandations générales	77
VI.	Arbre de décision.....	82
VII.	Bibliographie.....	83
VIII.	Annexes	84
VIII.1.	Etat de l'art – Rapport complet de PRé en anglais	85
VIII.2.	Détails de documents normatifs et de publications de référence	129

Table des figures

Figure 1 :	Illustration de la terminologie pour l'exemple de la catégorie d'impact acidification de l'air (Source : ISO 14 044 : 2006).....	9
Figure 2 :	Ratio openLCA: SimaPro des résultats d'ACVI obtenus pour les différentes catégories d'impact du set "ILCD 2011, midpoint" (source: Greendelta 2014) ; Les ratios sont présentés pour 6 procédés.....	48

Table des tableaux

Tableau 1 Illustration de la terminologie pour l'exemple de la catégorie d'impact changement climatique (Source : ISO 14 044 : 2006)	9
Tableau 2: Vue d'ensemble des méthodes évaluées pour chaque indicateur d'impact environnemental; M = effets intermédiaires, E = effets finaux.....	11
Tableau 3: Méthodes recommandées pour les effets intermédiaires	23
Tableau 4 : Facteurs de normation publiés par le JRC (2014)	25
Tableau 5 : Méthodes recommandées pour les effets finaux.....	26
Tableau 6 : Exemple de grille d'analyse et de sélection de catégories d'impact et d'indicateurs (Source : Thériault, 2011).....	52
Tableau 7 : Indicateurs de flux	55
Tableau 8 : Documents de référence	64
Tableau 9 : Documents de référence et sélection des résultats environnementaux à communiquer	72
Tableau 10: Overview of the evaluated methods per impact category from the different methodological frameworks; M = midpoint method, E = endpoint method	90
Tableau 11: Environmental mechanism for climate change and associated LCIA methods (from JRC, 2011)	92
Tableau 12: Midpoint methods and the used GWP model for its Global warming/Climate change category (E, H and I stands for Egalitarian, Hierarchist and Individualist perspective according to Cultural Theory).....	93
Tableau 13: Causality chain of the model to assess impacts of ozone depleting substance emissions. The link to ecosystems is generally not modelled in terms of biodiversity losses.....	95
Tableau 14: Midpoint methods and the used WMO model for its Ozone (Layer) Depletion category	96
Tableau 15: Causality chain of the models to assess impacts of toxic emissions on human health with the different positions of the assessed methods. Please note that respiratory diseases are included, but treated separately in all methods; see Chapter 5 and 7.	99
Tableau 16: Causality chain to assess impacts of particulate matter/respiratory inorganics on human health with the different positions of the assessed methods.	102
Tableau 17: Causality chain to assess impacts of radioactive emissions on human health with the different positions of the assessed methods.	103
Tableau 18: Causality chain to assess impacts of photochemical Ozone formation on human health with the different positions of the assessed methods.....	105
Tableau 19: Causality chain to assess impacts of acidifying emissions with the different positions of the assessed methods.....	107
Tableau 20: Environmental mechanism for eutrophication and associated LCIA methods (from JRC, 2011)	111
Tableau 21: Midpoint methods and the eutrophication categories, units and emissions included	112
Tableau 22: Endpoint methods, category names, units and emissions included for the eutrophication impacts.....	113
Tableau 23: Causality chain of the models to assess impacts of toxic emissions on ecosystems health with the different positions of the assessed methods.	115

Tableau 24: Causality chain to assess impacts of land occupation and transformation with the different positions of the assessed methods.....	118
Tableau 25: Causality chain of the models to assess impacts of abiotic resource use with the different positions of the assessed methods.....	119
Tableau 26: Causality chain of the models to assess impacts of abiotic resource use with the different positions of the assessed methods.....	122
Tableau 27 : Recommended methods at midpoint level.....	127
Tableau 28 : Recommended methods at endpoint level.....	128

Résumé

L'évaluation de l'impact du cycle de vie ne traite que des problèmes environnementaux identifiés dans les objectifs et le champ de l'étude. Par conséquent elle n'est pas une évaluation complète de tous les problèmes environnementaux. Le choix des catégories d'impact est donc une étape à part entière lors de la réalisation d'Analyse de Cycle de Vie.

Lors de la sélection des catégories d'impact, le praticien est confronté au souci d'être à la fois complet et efficace dans l'évaluation. Plusieurs critères peuvent alors guider le praticien dans son choix des modèles de caractérisation appropriés à son étude : la robustesse scientifique des méthodes, l'adéquation avec les données d'inventaire disponibles, la pertinence par rapport à la problématique environnementale locale, etc. Mais la tâche est complexe. Pour aider les praticiens et augmenter la comparabilité des études, des documents de guidance ont vu le jour.

Nous sommes capables de dresser des préconisations quant à la sélection des catégories d'impact, puis des indicateurs de catégories d'impact. Ces préconisations, rassemblées dans un arbre décisionnel, des recommandations générales et des perspectives sont le fruit : d'un état de l'art des catégories et indicateurs disponibles pour les praticiens dans les logiciels ACV, un retour sur la pratique pour lequel plus de 200 praticiens ACV ont participé et enfin une étude approfondie des normes et référentiels guidant la pratique de l'ACV.

Summary

The life cycle impact assessment addresses only the environmental issues identified when defining the goal and scope of the study. This implies that it is not a complete evaluation of all the environmental issues. The selection of impact categories is thus a major step of the LCA where the practitioner aims at being both complete and efficient with regard to the goal and scope.

Because various models are associated to the same impact category, the practitioner also faces difficulties in selecting the characterization models suited for his study. Several criteria can guide his choice in the framework of his study: the scientific robustness of the methods, the adequacy with the available inventory data, the relevance concerning the local environmental issue, etc. The task remains however complex. In order to help practitioners and increase the comparability between studies, guidance documents have been published..

Our study leads to drawing up recommendations concerning the selection of impact categories as well as the subsequent selection of impact category indicators. These recommendations are compiled within a decision tree. They have been built up on the basis of : a state of art of the available categories and indicators in LCA software, a feedback on the practice from more than 100 practitioners and finally a thorough study of the standards and reference documents guiding the LCA practice. Together with these recommendations, points of attention and perspectives are also discussed.

I. Introduction

I.1. Contexte et objectifs de l'étude

La norme ISO 14040 :2006 rappelle que « l'évaluation de l'impact du cycle de vie ne traite que des problèmes environnementaux identifiés dans les objectifs et le champ de l'étude ». Par conséquent elle n'est pas « une évaluation complète de tous les problèmes environnementaux ». Ces extraits montrent bien l'importance du choix des catégories d'impact à étudier en lien avec les objectifs de l'étude.

Un des objectifs de l'ACV est de prendre des décisions qui évitent un transfert d'impacts d'une phase du cycle de vie à une autre mais aussi d'un problème environnemental vers un autre. Par ailleurs, il apparaît qu'en fonction du système étudié, certains enjeux environnementaux sont moins pertinents que d'autres (par exemple, la destruction de la couche d'ozone dans un système exempt de système de réfrigération). Lors de la sélection des catégories d'impact, le praticien est donc confronté au souci d'être à la fois complet et efficace dans l'évaluation.

En outre, les logiciels et bases de données proposent des centaines d'indicateurs de catégories issus de différentes méthodes de caractérisation. Plusieurs critères peuvent alors guider le praticien dans son choix des modèles de caractérisation appropriés à son étude : la robustesse scientifique des méthodes, l'adéquation avec les données d'inventaire disponibles, la pertinence par rapport à la problématique environnementale locale, etc. Mais la tâche est complexe et des études montrent que des conclusions différentes peuvent être obtenues en utilisant différentes méthodes.

Pour aider les praticiens et augmenter la comparabilité des études, des documents de guidance ont vu le jour (par exemple l'ILCD ou les PCR en lien avec les déclarations environnementales). Néanmoins, ces documents ne sont pas homogènes dans leurs recommandations ou proposent des indicateurs que les praticiens ont des difficultés à s'approprier en termes de définitions, d'unités ou de limites.

Cette étude vise donc à guider le praticien dans le choix et l'interprétation des indicateurs de catégories d'impact :

- Dans une première partie, un état de l'art est établi. Il vise tout d'abord à mieux comprendre ce que couvrent les catégories d'impact en décrivant les chaînes d'effets correspondantes. Ensuite, les différentes méthodes de caractérisation sont évaluées sur base des principaux documents de guidance les plus récents ;
- La deuxième partie dresse l'état de la pratique. Une enquête a été réalisée auprès d'une centaine de praticiens afin de mettre en évidence leurs manières de procéder en termes de choix et d'utilisation des catégories d'impact et indicateurs. Une attention particulière a en outre été portée à l'intégration des méthodes dans les bases de données et logiciels, en mettant en évidence les limites potentielles et les perspectives actuelles. Enfin, une analyse bibliographique apporte un éclairage complémentaire ;
- Enfin, les recommandations issues des documents normatifs et de référence sont discutées avant de formuler les conclusions de l'étude et les recommandations pratiques à adresser aux praticiens.

I.2.Terminologie et lexique

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) demande une certaine rigueur dans l'utilisation et la compréhension de la terminologie suivante :

Terminologie		Définition (source ISO 14044 : 2006)
Française	Anglaise	
Mécanisme environnemental	Environmental mechanism	Ensemble de processus chimiques, biologiques et physiques pour une catégorie d'impact donnée, reliant les résultats de l'inventaire du cycle de vie aux indicateurs de catégorie d'impact et aux impacts finaux par catégorie
Flux élémentaire	Elementary flow	Flux de matière ou énergie : <ul style="list-style-type: none"> - entrant dans le système étudié, qui a été puisé dans l'environnement sans transformation humaine préalable, - sortant du système étudié, qui est rejeté dans l'environnement sans transformation humaine ultérieure
Inventaire de cycle de vie	Life Cycle Inventory	Inventaire qui catalogue les flux élémentaires traversant les frontières du système et fournit le point de départ pour l'évaluation de l'impact du cycle de vie
Méthode/modèle de caractérisation	Characterization model	Ensemble de facteurs qui sont utilisés pour convertir les résultats de l'inventaire du cycle de vie en unité commune d'indicateur de catégorie. Les modèles de caractérisation traduisent les mécanismes environnementaux
Evaluation des impacts du cycle de vie (ACVI)	Life Cycle Impact Assessment (LCIA)	Phase de l'analyse du cycle de vie destinée à comprendre et évaluer l'ampleur et l'importance des impacts potentiels d'un système de produits sur l'environnement au cours de son cycle de vie
Catégorie d'impact	Impact category	Classe représentant les points environnementaux étudiés à laquelle les résultats de l'inventaire du cycle de vie peuvent être affectés. Exemple : l'effet de serre, l'acidification de l'air.
Catégorie d'impact endpoint (Catégorie de dommages ou domaine (aire) de protection)	Category endpoint (Area of protection)	Attribut ou aspect de l'environnement naturel, de la santé humaine ou des ressources permettant d'identifier un point environnemental à problème
Indicateurs de catégorie d'impact endpoint	Endpoint impact category indicator	Représentation quantifiable d'une catégorie d'impact ou de dommage (impacts finaux) <u>Note</u> : plusieurs indicateurs de catégorie d'impact finaux contribuent à des dommages finaux sur les mêmes « zones ou aires de protection » telles que l'environnement naturel, la santé humaine ou les ressources.
Méthode globale de caractérisation	Impact assessment method	Pour ce rapport, la notion de méthode globale de caractérisation rassemble les méthodes de caractérisation englobant de multiples indicateurs de catégories d'impact (ex : CML, ReCiPe,..)
Normation	Normalization	Calcul de l'importance des résultats d'indicateurs de catégorie par rapport à une information de référence
Pondération	Weighting	Conversion et éventuellement agrégation des résultats d'indicateurs dans des catégories d'impact en utilisant des facteurs numériques fondés sur des choix de valeurs

Acronymes	
ISO : <i>International Organization for Standardization</i>	Organisation internationale de normalisation qui établit et publie des normes internationales dont les normes relatives à l'ACV ; ex : l'ISO 140 40 : 2006 ou encore l'ISO 14 025 : 2006
PEF Product Environmental Footprint	Méthodologie d'évaluation de l'empreinte environnementale d'un produit développée par la Commission Européenne. Elle est basée sur la méthodologie ACV. Elle permet de développer des déclarations environnementales de Type III de la norme ISO 14025 :2006 dans un cadre méthodologique spécifique.
PCR (Product Category Rule)	Ensemble de règles, d'exigences et de lignes directrices spécifiques prévues pour le développement de déclarations environnementales de Type III pour une ou plusieurs catégories de produits [ISO 14025]
Robustesse Scientifique	Dans ce rapport, la « robustesse scientifique » (fréquemment utilisée pour juger les méthodes de caractérisation) définit la reconnaissance des experts ACV pour ces méthodes. D'autres modèles/méthodes d'évaluation des impacts (autres que selon la méthode d'ACV) peuvent donc avoir une meilleure robustesse scientifique dans l'absolu pour décrire les impacts mais pas sous le filtre de l'ACV évaluant des impacts potentiels.

Chaque catégorie d'impact dispose de son propre mécanisme environnemental. Les modèles de caractérisation reflètent alors le mécanisme environnemental en décrivant la relation entre les résultats de l'Inventaire de Cycle de Vie (ICV), les indicateurs de catégorie et, dans certains cas, les impacts finaux (endpoint) par catégorie.

Selon la richesse des publications scientifiques et le consensus international, il peut exister plusieurs modèles de caractérisation pour une catégorie d'impact unique.

Il est important de rappeler que les impacts étudiés grâce à l'ACV sont des impacts potentiels sur l'environnement. La complexité des phénomènes en jeu et de leurs interactions est source d'incertitude sur la valeur réelle des impacts sur l'environnement. De plus, les conséquences réelles dépendent fortement des caractéristiques du milieu récepteur. Ainsi le caractère «potentiel » du calcul des impacts locaux (eutrophisation par exemple) est plus marqué que celui des impacts globaux (effet de serre par exemple), dont les conséquences ne dépendent pas ou peu du milieu récepteur.

Cette notion d'impact potentiel doit être gardée à l'esprit lors de la lecture de ce guide.

En outre, l'ACV ne calcule pas l'impact potentiel maximum associé à un inventaire. En effet, les modèles de caractérisation ne sont pas basés sur des scénarios qui maximisent les effets, mais plutôt sur une évaluation des effets moyens.

La Figure 1 et le Tableau 1 illustrent les concepts d'indicateurs de catégorie d'impact ou d'impacts finaux basés sur un mécanisme environnemental (les catégories d'impact «acidification de l'air» et « changement climatique » sont utilisées comme exemple).

Figure 1 : Illustration de la terminologie pour l'exemple de la catégorie d'impact acidification de l'air (Source : ISO 14 044 : 2006)

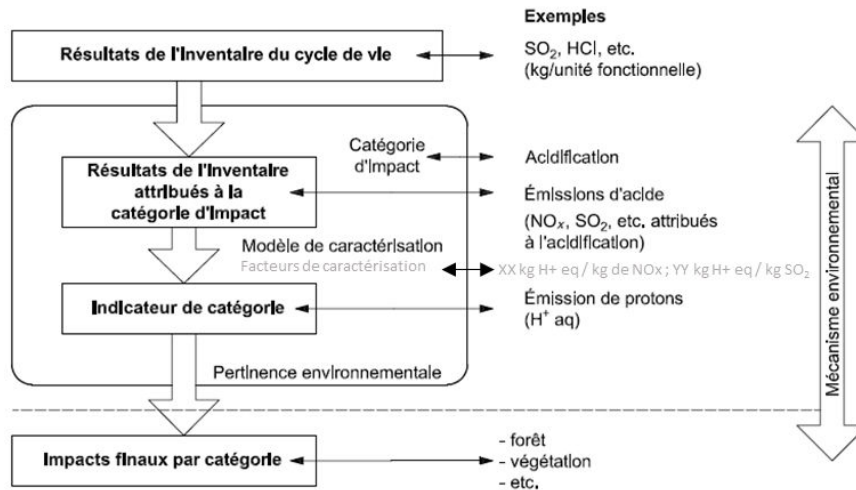


Tableau 1 Illustration de la terminologie pour l'exemple de la catégorie d'impact changement climatique (Source : ISO 14 044 : 2006)

Terme	Exemple
Catégorie d'impact	Changement climatique
Résultats de l'inventaire	Quantité d'un gaz à effet de serre par unité fonctionnelle
Modèle de caractérisation	Modèle de base sur 100 ans élaboré par le Groupe d'Experts Environnemental sur l'Évolution du Climat
Indicateur de catégorie	Forçage radiatif infrarouge (W/m ²)
Facteur de caractérisation	Potentiel de réchauffement global (GWP ₁₀₀) pour chaque gaz à effet de serre (kg équivalents CO ₂ /kg gaz)
Résultat d'indicateur de catégorie	kg d'équivalents CO ₂ par unité fonctionnelle.
Impacts finaux par catégorie	Récifs coralliens, forêts, récoltes
Pertinence environnementale	Le forçage radiatif infrarouge est une donnée indirecte pour des effets potentiels sur le climat, dépendant de l'absorption de chaleur atmosphérique intégrée engendrée par les émissions et de la répartition dans le temps de l'absorption de chaleur

II. Etat de l'art

II.1. Objectifs

L'objectif de ce chapitre est de fournir aux praticiens ACV :

- Une meilleure connaissance de ce que les méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie bien établis réalisent quand elles convertissent les résultats de l'inventaire de cycle de vie en indicateurs d'impact environnementaux (au niveau intermédiaire ou endpoint) ;
- Un aperçu de la façon dont les experts ont jugé la « qualité » de la méthode.

Ce chapitre du rapport permet aux praticiens ACV de comprendre les avantages et les limites de chaque méthode. C'est un point qui nous semble crucial étant donné qu'il n'est pas rare que des praticiens ACV choisissent la méthode sur la base de la réputation de celle-ci plutôt que sur base de la compréhension du mécanisme qu'elle recouvre et de l'adéquation de celui-ci par rapport à leur besoin (cf. le chapitre sur l'état de la pratique).

II.2. Méthodologie

La portée de l'analyse réalisée dans le cadre de ce chapitre consiste à évaluer les méthodes existantes pour 12 catégories d'impact environnemental différentes reprises par : 4 méthodes mono-indicateurs et 8 méthodes multi-indicateurs.

Cela inclut les développements les plus récents dans le cadre de la méthode LC-IMPACT.

La plupart des travaux ont été basés sur :

- « Recommendations for life cycle impact assessment (LCIA) in the European context » publié dans « ILCD Handbook (European Commission, 2011) » ;
- « Recommended assessment framework, characterisation models and factors for environmental impacts and resource use (Dong et al, 2013) » publié dans le cadre du « FP7 funded project PROSUITE » ;
- Une vaste consultation des parties prenantes qui a eu lieu dans le cadre de ce projet.

Il est à noter que :

- Toutes les méthodes analysées sont disponibles dans les logiciels d'ACV, à l'exception des méthodes LC-IMPACT ;
- Certaines méthodes concernant un seul indicateur se trouvent dans les logiciels d'ACV uniquement car elles sont recommandées par l'ILCD ;
- Certaines méthodes ne comprennent que les méthodes relatives à des indicateurs de catégorie d'impact (effets intermédiaires ou midpoint), d'autres uniquement des indicateurs de catégories d'impact final (endpoint), et enfin d'autres les deux types. Un aperçu complet de toutes les méthodes évaluées est présenté dans le Tableau 2 ci-dessous.

« INDICATEURS D'IMPACT ENVIRONNEMENTAUX EN ACV »

Tableau 2: Vue d'ensemble des méthodes évaluées pour chaque indicateur d'impact environnemental; M = effets intermédiaires, E = effets finaux

Chapitre concerné en Annexe (VIII.1)	Impact category	Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Mila Canals	iEPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCi Pe	Pfister
Climate change	Human health	Human health	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Freshwater ecosystems	Ecosystems	M	M	-	-	-	E	-	-	M/E	M	M	-
	Terrestrial ecosystems	Ecosystems	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-
Ozone depletion	Human health	Human health	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	-	M/E	-
	Ecosystems	Ecosystems	M	M	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Human toxicity	Cancer	Human health	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Non-cancer	Human health	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
Particulate matter	Respiratory inorganics	Human health	M	-	-	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Ecosystems	Ecosystems	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ionising radiation	Ionising radiation	Human health	-	-	-	-	-	-	E	E	M/E	M/E	M/E	-
Photochemical ozone depletion	Human health	Human health	-	M	-	-	-	E	-	-	M/E	-	M/E	-
	Terrestrial	Ecosystems	M	M	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	-
Acidification	Terrestrial	Ecosystems	M	M	-	M	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Aquatic	Ecosystems	-	-	-	M	-	-	-	-	M/E	M/E	-	-
Eutrophication	Terrestrial	Ecosystems	M	M	-	M	-	E	-	-	M/E	-	-	-
	Freshwater	Ecosystems	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Marine	Ecosystems	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M	-
Ecotoxicity	Terrestrial	Ecosystems	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Freshwater	Ecosystems	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Marine	Ecosystems	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
Land occupation/transformation	Terrestrial	Ecosystems	-	-	-	-	M	E	E	E	M/E	M/E	M/E	-
Water scarcity	Human health	Human health	-	-	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	E
	Aquatic ecosystems	Ecosystems	-	-	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	E
	Terrestrial ecosystems	Ecosystems	-	-	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	E
	Resources	Resources	-	-	-	-	-	-	-	E	M/E	-	-	M/E
Abiotic resource scarcity	Fossil	Resources	M	M	-	-	-	E	E	E	M/E	M/E	M/E	-
	Mineral	Resources	M	M	-	-	-	E	E	E	M/E	M/E	M/E	-

1) Accumulated Exceedance; 2) Ecoindicator 99; 3) La méthode Ecological scarcity a été mise à jour en 2013. Cette version inclut plus de catégories que la version de 2006. Le tableau est basé sur la version de 2006 et non sur celle de 2013.

Pour plus de détails, nous vous suggérons d'accéder aux rapports et annexes originales (en anglais). Chacun des chapitres présentés en annexe VIII.1 couvre une des 12 catégories d'impact environnemental. Il reprend:

- Une brève description de l'indicateur d'impact ainsi que de la chaîne de causalité ;
- Un résumé de l'évaluation des méthodes ;
- Les recommandations établies sur base du document ILCD et du rapport de Prosuite.

De plus, un fichier Excel avec les tableaux d'évaluation contenus dans le rapport ILCD est également fourni.

Les méthodes et modèles de caractérisation existants ont été évalués sur base de recherches publiées et de notre propre expérience. Les critères suivants (adaptés du Manuel ILCD; Commission européenne, 2010) ont donc été utilisés pour l'analyse présentée dans le fichier Excel:

- Pertinence environnementale – pertinence des mécanismes couverts ;
- Complétude du champ – nombre de flux élémentaires couverts ;
- Reconnaissance de la robustesse scientifique – robustesse et fiabilité des modèles ainsi que reproductibilité; les principales limites des méthodes les unes par rapport aux autres seront identifiées. Le terme définit ici la reconnaissance des experts ACV pour ces méthodes. Mais d'autres modèles/méthodes d'évaluation des impacts (autres que selon la méthode d'ACV) peuvent avoir une meilleure robustesse scientifique dans l'absolu pour décrire les impacts.
- Documentation, transparence, reproductibilité – publication de la documentation, accessibilité, possibilité pour des tierces personnes de reproduire les calculs ;
- Applicabilité : facilité d'application (ex : méthodes implémentées ou non dans les logiciels) ;
- Degré d'acceptation par les parties prenantes et facilité de la communication dans le contexte des entreprises ou des politiques.

Note : Il existe d'autres indicateurs qui sont souvent considérés pour la prise de décision en utilisant la perspective du cycle de vie. Les exemples incluent la demande totale d'énergie, l'utilisation totale de l'eau, etc. Ces indicateurs sont uniquement des résultats cumulés pour un inventaire et ne donnent aucune indication de l'impact potentiel sur les critères d'évaluation pertinents. Leur utilisation est néanmoins discutée dans le chapitre relatif à l'état de la pratique (cf. section III.4).

II.3. Analyse par indicateur d'impact

II.3.1. CHANGEMENT CLIMATIQUE

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Milieu Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCiPe	Pfister
Human health	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-
Freshwater ecosystems	M	M	-	-	-	E	-	-	M/E	M	M	-
Terrestrial ecosystems	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-

Effets intermédiaires

Toutes les méthodes sont basées sur le “**Global Warming Potentials (GWPs)**” développé par « the Intergovernmental Panel on Climate Change of the United Nations (IPCC) ».

Il existe actuellement 5 versions différentes de la méthode GWPs (IPCC 1991, 1995, 2001, 2007, and 2013) and 3 horizons temporels (effets des émissions actuelles cumulés sur 20, 100 ou 500 ans).

A l'heure actuelle, **toutes les méthodes se basent sur la révision 2007** et sur un **horizon temporel de 100 ans** mais nous nous attendons à ce les auteurs de la plupart de ces méthodes proposent une mise **à jour leur méthode** pour s'aligner **avec la révision 2013** mais en gardant le même horizon temporel.

Au niveau des méthodes en développement, il est à noter que l'IPCC a publié aussi des sets de valeurs pour l'indicateur « Global Temperature change Potential » (GTP). En outre, des valeurs de GWP et GTP incluant une notion temporelle sont proposées de même que des valeurs résolues spatialement pour des activités très particulières liées à la combustion de biomasse et à la production de bois cultivé, et ce pour certaines zones de forêts.¹

Effets finaux

Les méthodes ReCiPe et EPS2000 sont les plus complètes à ce jour, parce qu'elles considèrent les effets sur la santé humaine et la biodiversité, alors qu'Ecoindicator99 considère uniquement l'effet sur la santé humaine. L'avantage de **ReCiPe est qu'elle est scientifiquement la plus solide et utilise des facteurs de caractérisation ont récemment été mis à jour.**

Bien que la méthode LC-IMPACT ne soit pas définitive, elle va probablement inclure la méthode ReCiPe.

A l'heure actuelle, il est important de mentionner **qu'aucune méthode n'est globalement acceptée par l'ensemble des parties prenantes.**

¹ Cherubini et al. SETAC Europe 24th Annual Meeting (2014) et Geophysical Research Abstracts Vol. 16, EGU2014-7352 (2014)

II.3.2. APPAUVRISSEMENT EN OZONE

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Mila i Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCi Pe	Pfister
Human health	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	-	M/E	-
Ecosystems	M	M	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Effets intermédiaires

Toutes les méthodes sont basées sur le « **Ozone Depletion Potentials (ODPs)** » publié par « **World Meteorological Organisation (WMO)** » (www.wmo.ch) dont la version la plus récente a été publiée en 1999.

Il existe actuellement différentes versions de la méthode suivant l'horizon temporel considéré (de 5 ans à l'infini). A l'heure actuelle, toutes les méthodes se basent sur un **horizon temporel de 100 ans** afin d'être cohérentes avec le choix réalisé pour d'autres indicateurs d'impact tels que l'effet de serre.

Effets finaux

Les différentes méthodes divergent entre elles par :

- L'âge du modèle ;
- La robustesse et la complexité du modèle ;
- Les effets finaux considérés (sur la santé humaine, sur les écosystèmes...) ;
- L'acceptation par les parties prenantes.

Il est donc difficile de recommander une méthode à utiliser.

II.3.3. TOXICITÉ HUMAINE

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Milieu Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCi Pe	Pfister
Cancer Human health	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
Non-cancer Human health	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-

Effets intermédiaires

Les différentes méthodes diffèrent entre elles par :

- La robustesse scientifique du modèle ;
- L'acceptation par les parties prenantes ;
- La possibilité de calculer des facteurs de caractérisation supplémentaires ;
- La possibilité de régionaliser le modèle.

Bien qu'elle nécessite encore des développements, notamment en lien avec la régionalisation, **la méthode USEtox est recommandée à l'heure actuelle.**

Effets finaux

Les parties prenantes recommandent l'utilisation de la méthode midpoint USEtox combinée avec des facteurs permettant le passage en effets finaux. Cette méthode n'a pas encore été mise en œuvre. Aucune des méthodes actuellement disponibles n'est donc recommandée.

II.3.4. PARTICULES / MATIÈRES INORGANIQUES RESPIRATOIRES

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Milieu Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCi Pe	Pfister
Human health	M	-	-	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
Ecosystems	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Effets intermédiaires et finaux

Les différentes méthodes diffèrent entre elles par :

- La différenciation spatiale ;
- La robustesse scientifique du modèle (fonction dose-réponse).

Il n'y a pas de consensus sur la méthode à utiliser.

II.3.5. RADIATION IONISANTE

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Mila i Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCi Pe	Pfister
Human health	-	-	-	-	-	-	E	E	M/E	M/E	M/E	-

Effets intermédiaires et finaux

Il existe un **seul modèle - Frischknecht et al 2000** - qui est mis en œuvre dans les différentes méthodes. Le modèle possède **une portée complète et est scientifiquement robuste**. Le modèle a été largement utilisé, mais **n'a pas été approuvé par un organisme faisant autorité internationale**.

La méthode Frischknecht est recommandée pour les effets intermédiaires.

II.3.6. FORMATION D'OZONE PHOTOCHIMIQUE

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Mila i Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCi Pe	Pfister
Human health	-	M	-	-	-	E	-	-	M/E	-	M/E	-
Ecosystems	M	M	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	-

Effets intermédiaires

La **méthode ReCiPe est recommandée pour les impacts sur la santé humaine**. Elle est basée sur un modèle détaillé du devenir dans l'environnement et de l'exposition, qui est prêt à être utilisé à différents niveaux géographiques tant qu'un facteur de devenir atmosphérique approprié est fourni.

Aucune méthode n'est recommandée concernant les impacts sur l'écosystème.

Effets finaux

La méthode LC-Impact est recommandée.

II.3.7. ACIDIFICATION

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Milieu Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCiPe	Pfister
Terrestrial Ecosystems	M	M	-	M	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-
Aquatic Ecosystems	-	-	-	M	-	-	-	-	M/E	M/E	-	-

Effets intermédiaires et finaux

Les différentes méthodes divergent entre elles par :

- Le modèle du devenir dans l'environnement et de l'exposition ;
- Les écosystèmes considérés.

A l'heure actuelle, **la méthode Accumulated Exceedance est recommandée au niveau des effets intermédiaires de l'acidification terrestre**. La méthode est disponible dans les logiciels sur la base des facteurs publiés par le JRC, mais la plupart du temps pas de façon régionalisée.

Pour les effets finaux, il est difficile de recommander une méthode à utiliser.

II.3.8. EUTROPHISATION

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Milieu Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCiPe	Pfister
Terrestrial Ecosystems	M	M	-	M	-	E	-	-	M/E	-	-	-
Freshwater Ecosystems	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-
Marine Ecosystems	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M	-

Effets intermédiaires

La méthode **Accumulated Exceedance est recommandée pour l'eutrophisation terrestre** :

- Elle est robuste d'un point de vue scientifique ;
- Elle fait l'objet d'une bonne acceptation par les parties prenantes (elle est utilisée à des fins politique en Europe par la Commission européenne et par la Commission économique des Nations Unies) ;
- Elle inclut des facteurs de devenir atmosphérique et dans le sol ;
- Elle permet une distinction entre les zones sensibles et non sensibles ;
- Il est possible de s'adapter à différents niveaux géographiques.

La méthode ReCiPe est préférée pour l'eutrophisation aquatique.

Effets finaux

Aucune méthode n'est recommandée pour l'eutrophisation terrestre et il n'y a pas de consensus sur la recommandation pour l'eutrophisation aquatique.

II.3.9. ECOTOXICITÉ

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Milieu Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCiPe	Pfister
Terrestrial Ecosystems	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
Freshwater Ecosystems	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
Marine Ecosystems	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-

Effets intermédiaires

Les méthodes diffèrent entre elles de par :

- La robustesse scientifique des modèles qu'elles utilisent ;
- L'acceptation par les parties prenantes ;
- La facilité de compréhension.

Ces 2 derniers critères priment pour la recommandation **d'utiliser la méthode USEtox pour l'écotoxicité en eaux douces**. Il n'y a pas de recommandation pour l'écotoxicité terrestre et marine.

Effets finaux

Les méthodes diffèrent entre elles de par :

- La robustesse scientifique des modèles qu'elles utilisent (modèle qui manque de maturité) ;
- L'acceptation par les parties prenantes ;
- La facilité de compréhension.

Aucune des méthodes étudiées n'obtient une bonne évaluation sur ces points, c'est pourquoi il n'y a **pas de recommandations spécifiques**.

II.3.10. OCCUPATION ET TRANSFORMATION DE L'ESPACE

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Milieu Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCiPe	Pfister
Terrestrial Ecosystems	-	-	-	-	M	E	E	E	M/E	M/E	M/E	-

Effets intermédiaires

Certaines méthodes ne sont que le résultat d'un inventaire (telle que ReCiPe) et ne considère donc pas l'effet sur l'environnement lié à l'occupation et à la transformation de l'espace. D'autres évaluent l'effet sur l'environnement mais seulement partiellement. **C'est pourquoi, aucune méthode n'est recommandée.**

Effets finaux

La plupart des méthodes sont encore en cours de développement pour cet indicateur **et donc ne sont pas assez matures pour établir une recommandation.**

II.3.11. APPAUVRISSEMENT EN EAU

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Milieu Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCiPe	Pfister
Human health	-	-	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	E
Aquatic Ecosystems	-	-	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	E
Terrestrial Ecosystems	-	-	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	E
Resources	-	-	-	-	-	-	-	E	M/E	-	-	M/E

Effets intermédiaires et finaux

Etant donné la complexité du sujet et les nombreux développements ayant eu lieu ces dernières années (ou en cours de développement), **aucune méthode ne peut-être recommandée actuellement.**

Le JRC Ispra travaille à une mise à jour des recommandations pour fin 2015.

II.3.12. APPAUVRISSEMENT EN RESSOURCES MINÉRALES ET FOSSILES

Extrait du Tableau 2

Endpoint category	CML-IA Baseline	EDIP	USE Tox	AE ¹	Milieu Canals	EPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCiPe	Pfister
Fossil Resources	M	M	-	-	-	E	E	E	M/E	M/E	M/E	-
Mineral Resources	M	M	-	-	-	E	E	E	M/E	M/E	M/E	-

Effets intermédiaires et finaux

Les méthodes midpoint les plus souvent utilisées sont basées sur l'évaluation des réserves disponibles. Cette évaluation est très complexe et il n'y a pas de consensus sur le type de réserve à considérer. **Aucune méthode ne peut donc être recommandée actuellement.**

Au niveau des effets finaux, étant donné la complexité du sujet et les nombreux développements ayant eu lieu ces dernières années (ou en cours de développement), **aucune méthode ne peut-être recommandée actuellement.**

Le JRC Ispra travaille à une mise à jour des recommandations pour fin 2015.

II.4. Recommandations sur les méthodes à utiliser

Les recommandations proposées dans la synthèse ci-après sont de deux sortes :

- Des recommandations et perspectives générales ;
- Les recommandations issues des publications scientifiques les plus à jour : ILCD et Pro-Suite.

II.4.1. RECOMMANDATIONS GÉNÉRALES

Recommandation 1 : Le praticien ACV doit être prudent lors de l'utilisation d'un set de méthodes provenant de différentes sources / auteurs

Les praticiens ACV doivent être très prudents lorsqu'ils utilisent un set de méthodes qui est compilé à partir de plusieurs autres méthodes.

En général, les développeurs de méthodes ont mis beaucoup d'efforts dans la création d'un ensemble cohérent d'indicateurs d'impact sans grands chevauchements ou lacunes et ont veillé à atteindre le plus haut niveau de cohérence en ce qui concerne, par exemple, les choix méthodologiques.

Recommandation 2 : Le praticien ACV doit être prudent lors de l'utilisation d'un set de méthodes provenant d'une même source ou d'un même auteur

Dans le même temps, le choix des méthodes par indicateur d'impact, comme l'a fait ILCD, montre qu'aucun concepteur de méthode ne peut être le meilleur pour tous les indicateurs d'impact environnementaux. Cela implique dès lors que lorsqu'on utilise une méthode unique pour l'ensemble des indicateurs, celle-ci ne soit pas la plus à jour/robuste pour l'ensemble des impacts.

Recommandation 3 : Si le temps disponible pour réaliser l'étude le permet, mieux vaut procéder à la production et à l'analyse des résultats avec un double set de méthodes : (i) set de méthodes unique, (ii) set de méthodes différentes

L'interprétation des résultats à la lumière de deux sets de méthodes permet de tirer des conclusions qui convergent sur base de l'analyse des résultats sous les deux angles et de conclure avec plus de précautions sur les éléments qui divergent.

Les conclusions qu'il est possible de tirer de cette analyse combinée sont :

- L'identification des étapes du cycle de vie les plus contributrices ;
- L'identification des procédés les plus contributeurs ;
- L'identification des flux élémentaires les plus contributeurs.

Cela permet ainsi de cibler les pistes d'écoconception avec plus de fiabilité que lorsqu'on utilise un seul set de méthodes.

Perspectives 1 : Le JRC ISPRA travaille à de nouvelles recommandations pour certains indicateurs d'impact environnementaux pour fin 2015

Le JRC ISPRA conscient des limites actuelles des recommandations formulées dans le document ILCD travaille actuellement à l'élaboration de nouvelles recommandations pour 3 à 5 indicateurs d'impact. Ces recommandations se baseront sur les nouveaux développements ayant eu lieu ces 5 dernières années et concerneront notamment l'épuisement de l'eau et l'épuisement des ressources fossiles et minérales.

Perspectives 2 : Un grand atelier sera organisé à l'initiative du SETAC afin de déterminer un cadre d'orientation générale pour l'évaluation des impacts environnementaux.

Pour l'avenir, nous avons l'espoir que le processus d'alignement global actuellement entrepris par le PNUE initiative LC SETAC apportera plus de cadre et de clarté sur ce sujet. En 2015, un grand atelier sera organisé afin de construire un consensus sur un cadre d'orientation global pour l'évaluation des impacts, de façon similaire à l'orientation mondiale sur les bases de données ACV.

II.4.2. EFFETS INTERMÉDIAIRES

Le Tableau 3 reprend les méthodes recommandées pour les effets intermédiaires pour les différents indicateurs d'impact environnementaux.

Tableau 3: Méthodes recommandées pour les effets intermédiaires

Category	ILCD Handbook midpoint	PROSUITE midpoint
Climate change	IPCC GWP100	IPCC GWP100
Ozone depletion	WMO100	WMO100
Human toxicity	USEtox	USEtox
Particulate matter	Humbert et al 2009	Humbert et al 2011
Ionising radiation	Frischknecht et al. (2000)	Frischknecht et al. (2000)
Photochemical ozone formation	ReCiPe	ReCiPe
Acidification	Accumulated Exceedance	Accumulated Exceedance
Eutrophication (terrestrial)	Accumulated Exceedance	Accumulated Exceedance
Eutrophication (aquatic)	ReCiPe	ReCiPe
Ecotoxicity	USEtox	USEtox
Land occupation/transformation	Mila i canals et al. 2007	Mila i canals et al. 2007
Water scarcity	Ecological scarcity	Pfister et al 2009
Abiotic resource scarcity	CML (reserve base)	CML (not specified)

Lorsque l'on regarde la liste des méthodes recommandées par le document ILCD et le rapport de ProSuite par indicateur d'impact, **un mélange de différentes sources / auteurs est présent**. En combinant ces méthodes, le praticien ACV doit être conscient du fait qu'elles **peuvent être fondées sur des hypothèses très différentes de modélisation**. Des problèmes peuvent survenir si le praticien ACV souhaite combiner différentes méthodes pour différents indicateurs d'impact environnementaux.

C'est pourquoi, il est important que le **praticien ACV s'assure** que :

1. les **hypothèses de modélisation** et la **portée des méthodes** sont identiques ou au moins similaires.

Par hypothèses de modélisation sont entendus par exemple l'horizon temporel considéré, le mode d'actualisation des dommages futurs ou le mode de détermination de la distance entre l'état actuel et l'état préféré de l'environnement.

2. le **champ d'application** est cohérent pour l'ensemble des méthodes choisies

Ainsi, certaines méthodes peuvent ne pas couvrir les mêmes aspects de la santé humaine ou les effets sur les mêmes types d'espèces d'un écosystème.

Par ailleurs, des méthodes ont choisi d'appréhender ensemble la toxicité et le problème de PM 10, tandis que d'autres les séparent. Un autre exemple concerne la formation de l'ozone qui est parfois considérée avec les PM 10 alors que dans d'autres méthodes, il s'agit d'une catégorie d'impact distincte.

Si le praticien ACV ne peut satisfaire ce dernier point, il doit être conscient que lorsque les méthodes d'évaluation d'impact sont séparées de leur contexte et réarrangées/combinées dans un nouveau set de méthodes, il peut y avoir de **graves lacunes, chevauchements ou incohérences** qui rendent plus difficile la compréhension des résultats et l'arbitrage entre les indicateurs d'impact.

Si une **normation** est appliquée, le risque de lacune ou de double-comptage est fortement accru par l'utilisation d'indicateurs d'impact issus de méthodes différentes, et ce même à partir d'un inventaire de référence commun.

Le JRC a publié en 2014 des facteurs de normation basés sur :

- L'inventaire des émissions dans l'air, l'eau et le sol et de l'extraction de ressources, ayant eu lieu sur le territoire de l'Europe (EU-27), pour l'année 2010.² Il s'agit donc d'un périmètre domestique. Les données sont essentiellement fournies par des agences de statistiques internationales et européennes ;
- Les méthodes d'évaluation d'impact recommandées au Tableau 3 (et les facteurs de caractérisation correspondants publiés par le JRC en 2012).

Les facteurs sont repris dans le Tableau 4 ainsi que le niveau de robustesse attribué, par catégorie d'impact, aux facteurs de normation.

² Un inventaire alternatif a été calculé pour couvrir le champ de la consommation apparente, tenant compte des échanges commerciaux de l'Europe. Pour des raisons de méthodologie et de disponibilité des données, cet inventaire de consommation apparente est jugé non-suffisamment mature que pour recommander les facteurs de normation qui en découlent.

Les principales sources d'incertitude sur les facteurs sont :

- Les correspondances entre les nomenclatures des données statistiques et des flux élémentaires ILCD (ex : NO_x versus NO/NO₂) ;
- Les hypothèses d'extrapolation pour estimer les données manquantes (ex : émissions totales de N et P dans l'eau) ;
- La part des flux couverts par l'inventaire par rapport aux flux repris dans la méthode de caractérisation ;
- La part des flux couverts par l'inventaire par rapport à l'ensemble des émissions effectives ;
- Les incertitudes sur les facteurs de caractérisation.

Tableau 4 : Facteurs de normation publiés par le JRC (2014)

Impact category	Unit	DOMESTIC	Normalisation Factor per Person (domestic)	Overall Robustness
Climate change	kg CO ₂ eq	4.60E+12	9.19E+03	Very High
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	1.08E+07	2.16E-02	Medium
Human toxicity- cancer effect	CTUh	1.84E+04	3.68E-05	Low
Human toxicity- non cancer effect	CTUh	2.66E+05	5.32E-04	Low
Acidification	mol H ⁺ eq	2.36E+10	4.72E+01	High
Particulate matter	kg PM _{2.5} eq	2.30E+09	4.60E+00	Very High
Freshwater Ecotoxicity	CTUe	4.36E+12	8.71E+03	Low
Ionizing radiations	kBq U ₂₃₅ eq	5.64E+11	1.13E+03	Medium
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	1.58E+10	3.16E+01	Medium
Terrestrial eutrophication	mol N eq	8.76E+10	1.75E+02	Medium
Freshwater eutrophication	kg P eq	7.41E+08	1.48E+00	Medium to Low
Marine eutrophication	kg N eq	8.44E+09	1.69E+01	Medium to Low
Land use	kg C deficit	3.41E+14	6.82E+05	Medium
Resource depletion water*	m ³ water eq	4.06E+10	8.11E+01	Medium to Low
Mineral, fossil & renewable resource depletion	kg Sb eq	5.03E+07	1.01E-01	Medium

Une grande prudence est requise lors de l'utilisation de ces facteurs de normation.³ En effet, une importante limite réside dans le mode de collecte de données très différent pour les inventaires nationaux/européens/globaux (statistiques) et pour les données ICV (modèles et extrapolation de données de site). Ces sources sont relativement complètes et cohérentes lorsqu'il s'agit par exemple des émissions de gaz à effet de serre et des émissions dans l'air de substances acidifiantes. Par contre, pour l'indicateur toxicité par exemple, les sources statistiques sont très incomplètes. Les émissions de métaux y sont notamment très peu rapportées alors que les ICV les modélisent (par exemple, émissions en trace liées aux impuretés dans les combustibles fossiles). Il en résulte des facteurs de normation potentiellement sous-estimés.

En pratique, ce sont les facteurs de normation qui sont implémentés dans les logiciels et bases de données. La mise à disposition de l'inventaire source complet permettrait par

³ Pour une discussion plus large de l'utilisation des facteurs de normation, le lecteur peut se référer à l'étude ScoreLCA n° 2012-04 (« Appréhender l'ordre de grandeur des résultats d'impacts environnementaux – Les apports et les limites de la normation »).

contre d'obtenir un résultat normalisé, avec n'importe quelle méthode, en utilisant strictement les mêmes facteurs de caractérisation que ceux utilisés pour l'ACVI.

II.4.3. EFFETS FINAUX

Le **Tableau 5** reprend les méthodes recommandées pour les effets finaux pour les différents indicateurs d'impact environnementaux.

Tableau 5 : Méthodes recommandées pour les effets finaux

Category	ILCD Handbook endpoint	PROSUITE Endpoint
Climate change (not freshwater)	None	ReCiPe
Climate change (freshwater)	None	LC-IMPACT
Ozone depletion	ReCiPe interim	ReCiPe
Human toxicity	USEtox/Huijbregts	USEtox/Huijbregts
Particulate matter	ReCiPe adapted	LC-IMPACT
Ionising radiation	None	Frischknecht et al. (2000)
Photochemical ozone formation	ReCiPe	LC-IMPACT
Acidification	ReCiPe interim	LC-IMPACT
Eutrophication (aquatic)	ReCiPe interim	LC-IMPACT
Ecotoxicity (freshwater)	None	USEtox/ReCiPe
Land occupation/transformation	ReCiPe interim	LC-IMPACT
Water scarcity	None	Pfister et al 2009
Abiotic resource scarcity	ReCiPe interim	LC-IMPACT

Lorsque les effets intermédiaires doivent être combinés en effets finaux, **le problème d'incohérence entre méthodes devient encore plus grand**. En effet, les méthodes évaluant l'effet final (endpoint) sont basées sur les principes que la chaîne d'effets est modélisée jusqu'à ce que l'indicateur d'impact obtienne la même unité que les autres effets finaux contribuant au même domaine de protection.

- Par exemple, la méthode midpoint recommandée pour l'utilisation des terres ne peut pas être traduite en effets finaux sur les écosystèmes, car il n'existe pas de modélisation de chaîne d'effets qui aboutisse à l'unité correspondante.
- Les unités des effets finaux bien que similaires en apparence, peuvent ne pas avoir la même signification ; par exemple les unités basées sur la PDF (Partially Disappeared Fraction) peuvent ne pas prendre en compte les mêmes types d'espèces.

III. Etat de la pratique

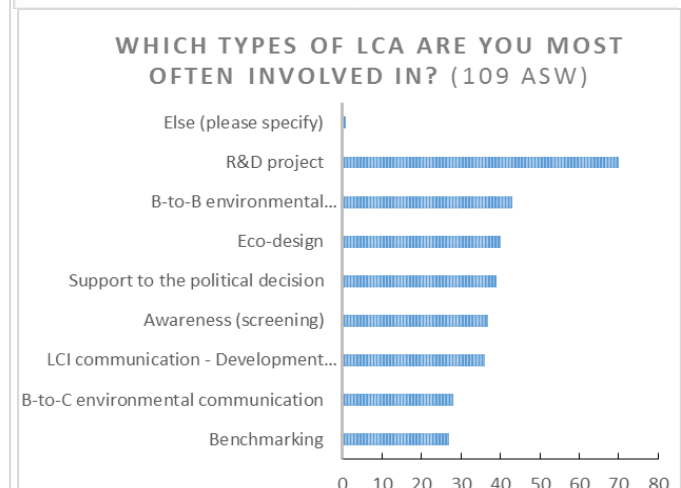
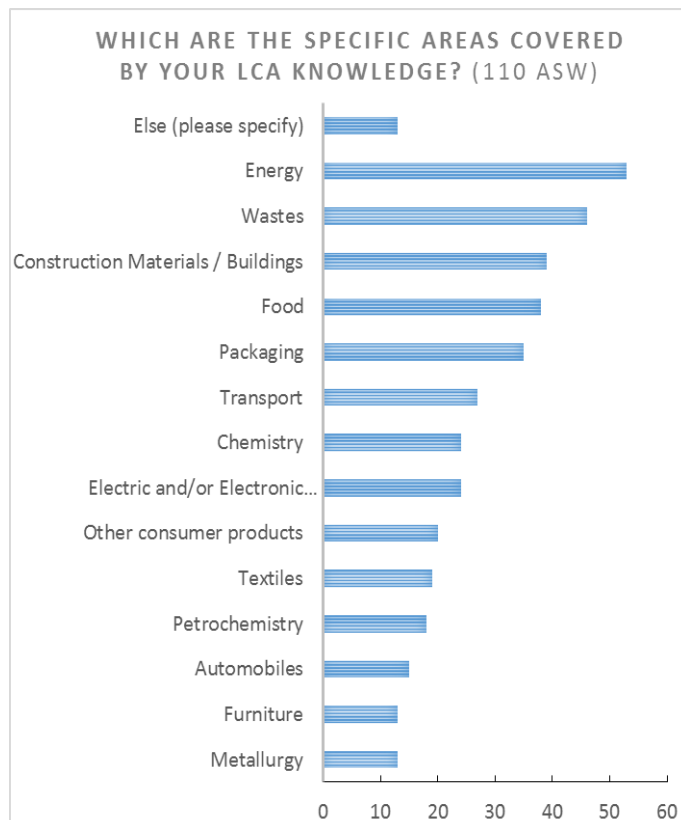
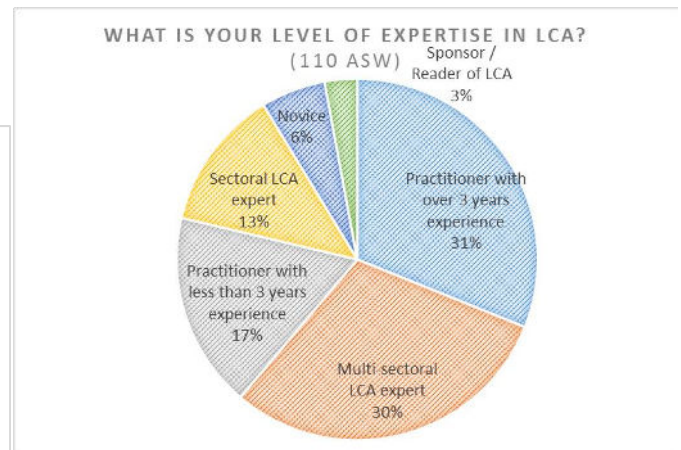
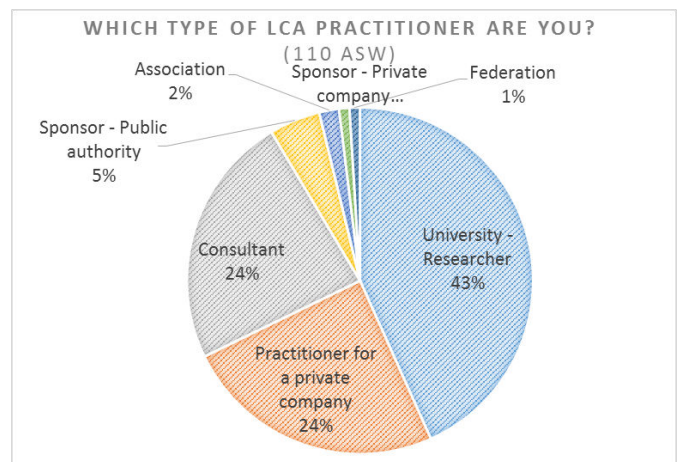
III.1. Enquête auprès des praticiens

III.1.1. DESCRIPTION DU PANEL

L'état de la pratique des praticiens ACV est basé sur une enquête web anonyme, effectuée à partir du logiciel Survey-Monkey. Cette enquête a été relayée lors du séminaire SCORELCA 2014, sur les groupes ACV de LinkedIn, sur le forum e-mail de PRé Consultants et par e-mail auprès de certains des clients de RDC Environment.

Le panel de répondants de **110 personnes est hétérogène** (cf. graphiques ci-contre), selon:

- La typologie de praticien. Les 3 profils les plus représentés sont :
 - Les universitaires/chercheurs ;
 - Les consultants ;
 - Les praticiens ACV au sein d'entreprise.
- Leur expérience ;
- Les secteurs d'activités couverts par leurs travaux ACV ;
- Les objectifs de leurs travaux ACV.



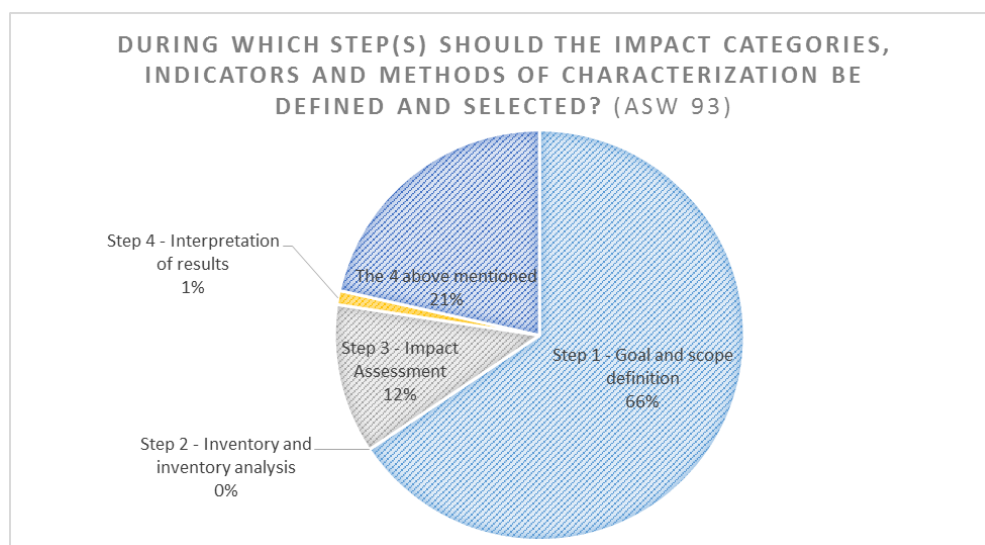
Attention :

- Les répondants n'ont pas toujours proposé une réponse à l'ensemble du questionnaire. Le nombre de réponses est toujours mentionné dans les analyses (ASW= answers) ;
- Le questionnaire peut avoir un effet « bon élève » lorsque les praticiens répondent et ainsi flouer les résultats. Cet effet n'est pas quantifiable .

III.1.2. LIEN AVEC LA NORME ISO 14044

Deux questions ont permis d'évaluer la pratique des répondants vis-à-vis des préconisations de la norme ISO 14044 : 2006 :

- Seuls 20% des répondants proposent une réponse respectant les préconisations de la norme, à savoir que la définition et la sélection des catégories d'impact, des indicateurs et des méthodes de caractérisation ont lieu pendant les 4 étapes de l'ACV, selon sa logique itérative ;
- 65%des répondants disent effectuer cette sélection uniquement en étape 1, sans remettre en cause leur choix lors de l'avancement de leurs travaux.

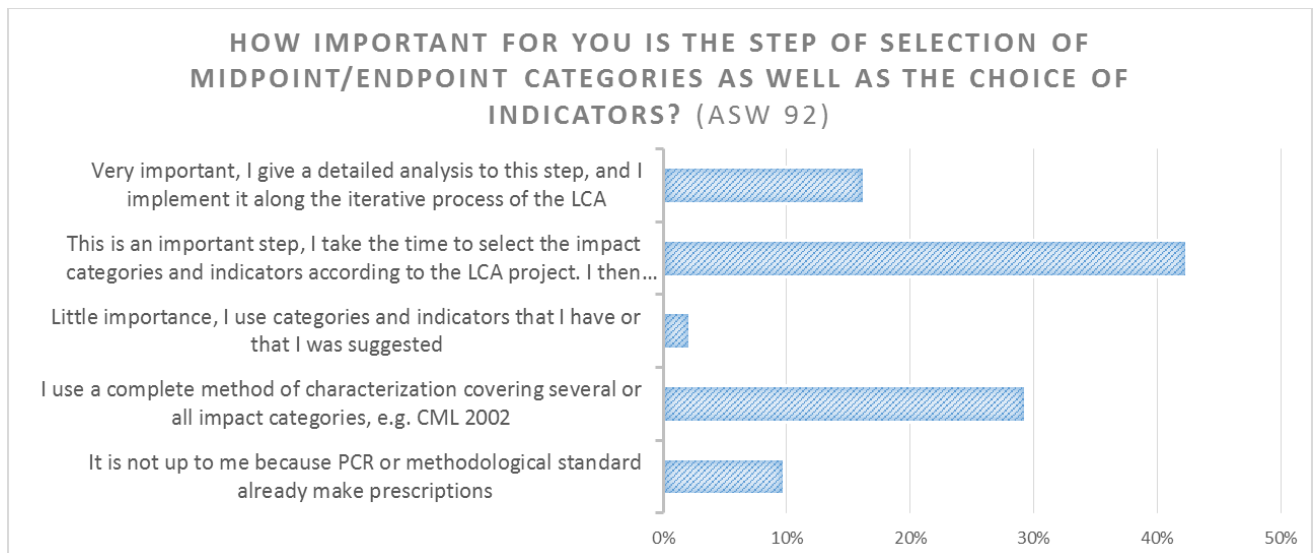


La seconde question demande de proposer des exemples de flux élémentaires, de méthodes de caractérisation, d'indicateurs de catégorie d'impact, ...

La grande majorité des répondants ont proposé des exemples justes et illustre leur réponse avec la catégorie changement climatique.

III.1.3. UTILISATION ET SÉLECTION DES CATÉGORIES D'IMPACT

- 15 % des répondants insistent sur la grande importance de l'étape de sélection des catégories d'impact et mettent à jour la sélection selon le processus itératif de l'ACV ;
- Environ 45 % des répondants décrivent cette étape de sélection comme importante et prennent le temps de sélectionner les catégories d'impact selon leur projet et les textes de références ;
- Une seconde grande partie des répondants, environ 30%, utilisent des sets de méthodes de caractérisation englobant beaucoup (voir la totalité) des catégories d'impact, par exemple CML 2002. Ainsi ils se préoccupent peu de la sélection ;
- Enfin une minorité (environ 10%) accorde peu d'importance à cette étape, principalement car des règles par catégorie de produits fixent les catégories à étudier.

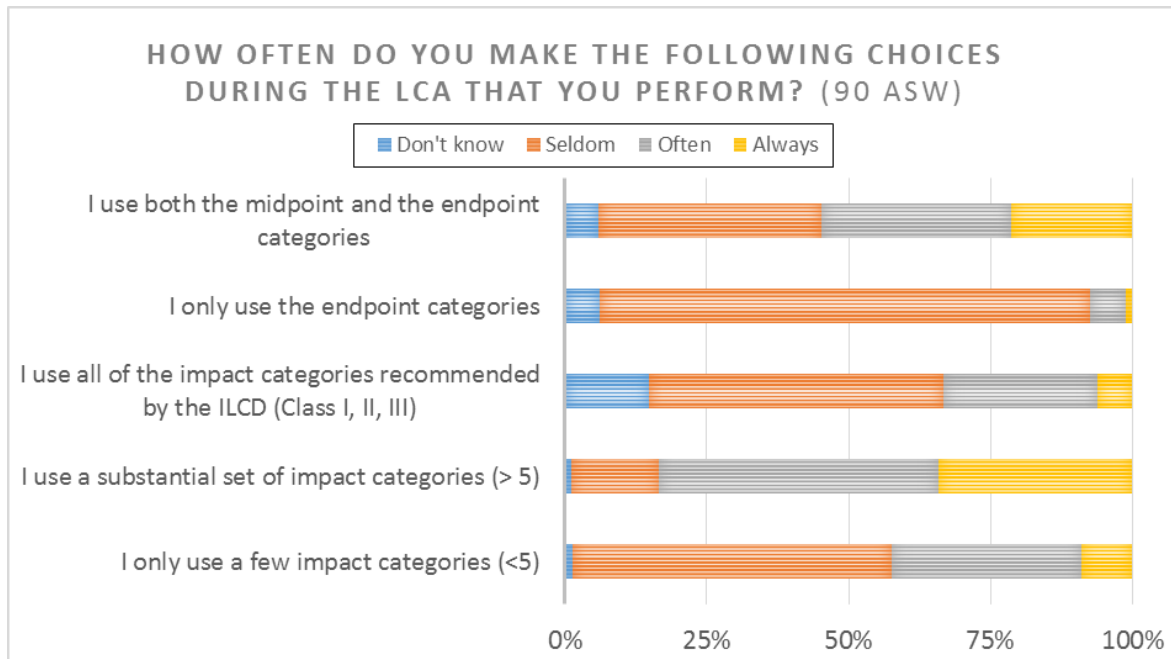


Les résultats concernant la fréquence d'utilisation des catégories d'impact endpoint sont mitigés:

- Lorsque qu'elles sont couplées à des catégories d'impact midpoint, 50 % des répondants affirment les utiliser fréquemment ou toujours ;
- Très peu de praticiens les utilisent seules (sans les coupler à aucun résultat de catégorie d'impact).

En zoomant sur la sélection des catégories d'impact :

- Seuls 30 % des personnes interrogées proposent d'étudier fréquemment ou toujours l'ensemble des catégories d'impact recommandées par l'ILCD Handbook ;
- Rares sont les praticiens (6 à 12 %) n'étudiant toujours que quelques catégories d'impact (<5).

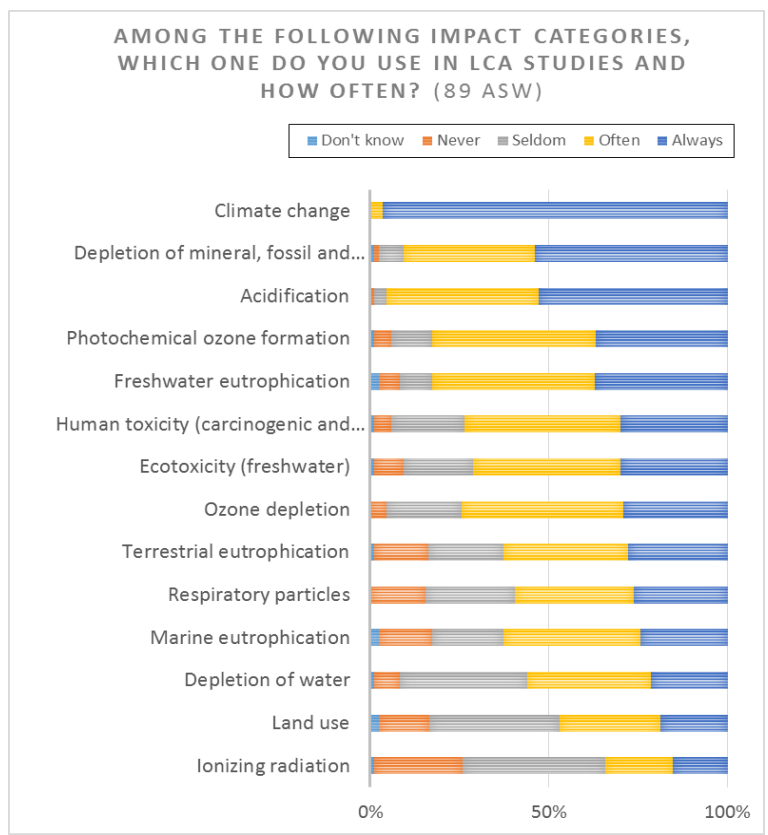


Environ 45 % des 110 interrogés ont tenté de proposer un nombre minimal de catégories d'impact à étudier. Ces répondants proposent fréquemment un seuil minimal entre 3 et 5 catégories d'impact. Ils se justifient fréquemment par la volonté d'avoir un rapport cohérent entre la facilité de lecture et de compréhension de l'ACV et l'approche multicritère de l'ACV qu'il faut préserver.

Une minorité (moins de 10% des interrogés) propose des seuils plus élevés : entre 10 et 12 catégories d'impact.

Les 5 catégories d'impact toujours ou fréquemment étudiées par plus de 80% des praticiens sont (par ordre décroissant) :

- Le changement climatique ;
- L'appauvrissement des ressources minérales et/ou fossiles ;
- L'acidification de l'air ;
- L'eutrophisation (des eaux douces) ;
- La formation d'ozone photochimique.



Inversement, les 3 catégories jamais ou peu reprises par plus de 50 % des praticiens sont (par ordre décroissant) :

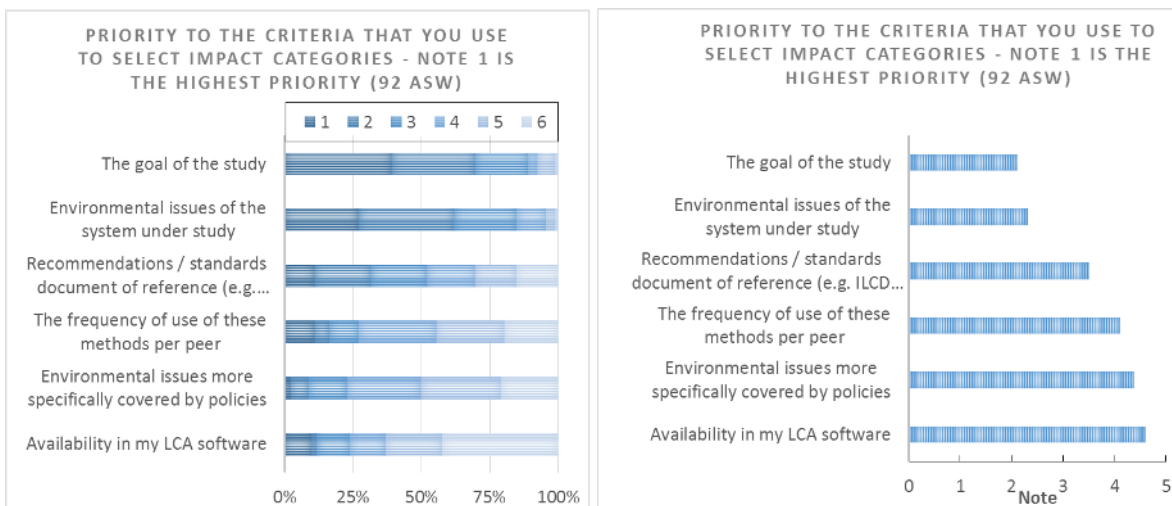
- Les radiations ionisantes ;
- L'utilisation des sols ;
- L'appauvrissement de la ressource eau.

Les 2 critères éclairant l'étape de sélection des catégories d'impact largement mis en avant par l'enquête sont :

- Les objectifs de l'étude ;
- Les problématiques environnementales spécifiques du système étudié.

Dans une moindre mesure, les guides et documents de références sont des critères aidant à la sélection.

A l'inverse, la potentielle non-disponibilité d'indicateurs de catégories d'impact dans les logiciels ACV ne semble pas être un critère bloquant les praticiens.



D'autres critères ont été proposés par les praticiens (par ordre décroissant) :

- La disponibilité de modèles et de facteurs de caractérisation robustes (proposé de nombreuses fois) ;
- Le public cible de l'ACV (proposé plusieurs fois) ;
- La possibilité de monétariser ou pondérer la catégorie d'impact (proposé quelques fois) ;
- La nécessité de cohérences avec d'autres sources de données (exemple, lors d'une mise à jour, ou pour comparer à une autre étude) ;
- La demande du commanditaire ;
- Les enjeux des parties prenantes (pas forcément du produit) ;
- Les artefacts de calculs « polluant » les résultats ;

- La zone géographique du commanditaire.

III.1.4. SÉLECTION DES MÉTHODES DE CARACTÉRISATION D'IMPACTS ET DE LEURS INDICATEURS

Cette enquête a été l'occasion de dresser un état de la pratique de l'utilisation des méthodes de caractérisation d'impacts et de leurs indicateurs. Le tableau et le graphique ci-après détaillent les résultats suivants pour chaque catégorie :

- **Nombre de répondants à la question :**

Ce taux de réponse est décroissant jusqu'à atteindre un facteur 6 entre la catégorie d'impact changement climatique et la catégorie d'impact consommation d'eau. Cette évolution est un indicateur de l'utilisation de ces catégories d'impact par les praticiens (que l'on peut croiser avec le graphique précédent). Nous pouvons conclure que :

- Le changement climatique est la catégorie d'impact la plus utilisée ;
- Un groupe de 6 catégories d'impact semble fréquemment utilisé ;
- Les 3 catégories d'impact liées à l'utilisation des sols, à la consommation d'eau et aux radiations ionisantes sont moins fréquemment utilisées ;
- Il existe une contradiction⁴ pour les catégories d'impact consommation de ressources (minérales et fossiles) et formation d'ozone photochimique.

- **Les choix de méthodes de caractérisation classés par ordre décroissant d'utilisation et le pourcentage d'utilisation :**

- Les méthodes « globales » CML et ReCiPe sont les plus utilisées, alors qu'Impact 2002 + est reprise moins fréquemment. Attention, nous ne concluons pas que ce sont les méthodes dans leur globalité qui sont fréquemment reprises mais bien que les praticiens piochent principalement dans ces deux méthodes globales en fonction des catégories d'impact à évaluer ;
- De plus, cette analyse nous livre quelques tendances strictes :
 - Pour l'effet de serre, la méthode IPCC 2007 est quasiment l'unique utilisée (elle est reprise par les méthodes « globales » CML, ReCiPe, ...) Certains praticiens mentionnent leur utilisation d'une méthode IPCC mise à jour en version 2013 ou 2014 ;
 - Pour l'eutrophisation terrestre et la consommation de ressources, seule la méthode CML est fréquemment utilisée ;
 - Pour la toxicité humaine et l'écotoxicité, USEtox est la méthode reconnue ;
 - Pour l'utilisation des sols, la méthode proposée par ReCiPe est la plus utilisée ;
 - Il y a une égalité remarquable (mais basée sur un petit échantillon) pour les méthodes traitant de la consommation d'eau : Pfister et Frischknecht. De plus, une dizaine de praticiens utilisent leurs propres méthodologies ou se basent uniquement sur les flux d'inventaire.

⁴ La potentielle lassitude des répondants à cette suite de questions répétitives apporte sans nul doute un voile à l'interprétation de ces statistiques.

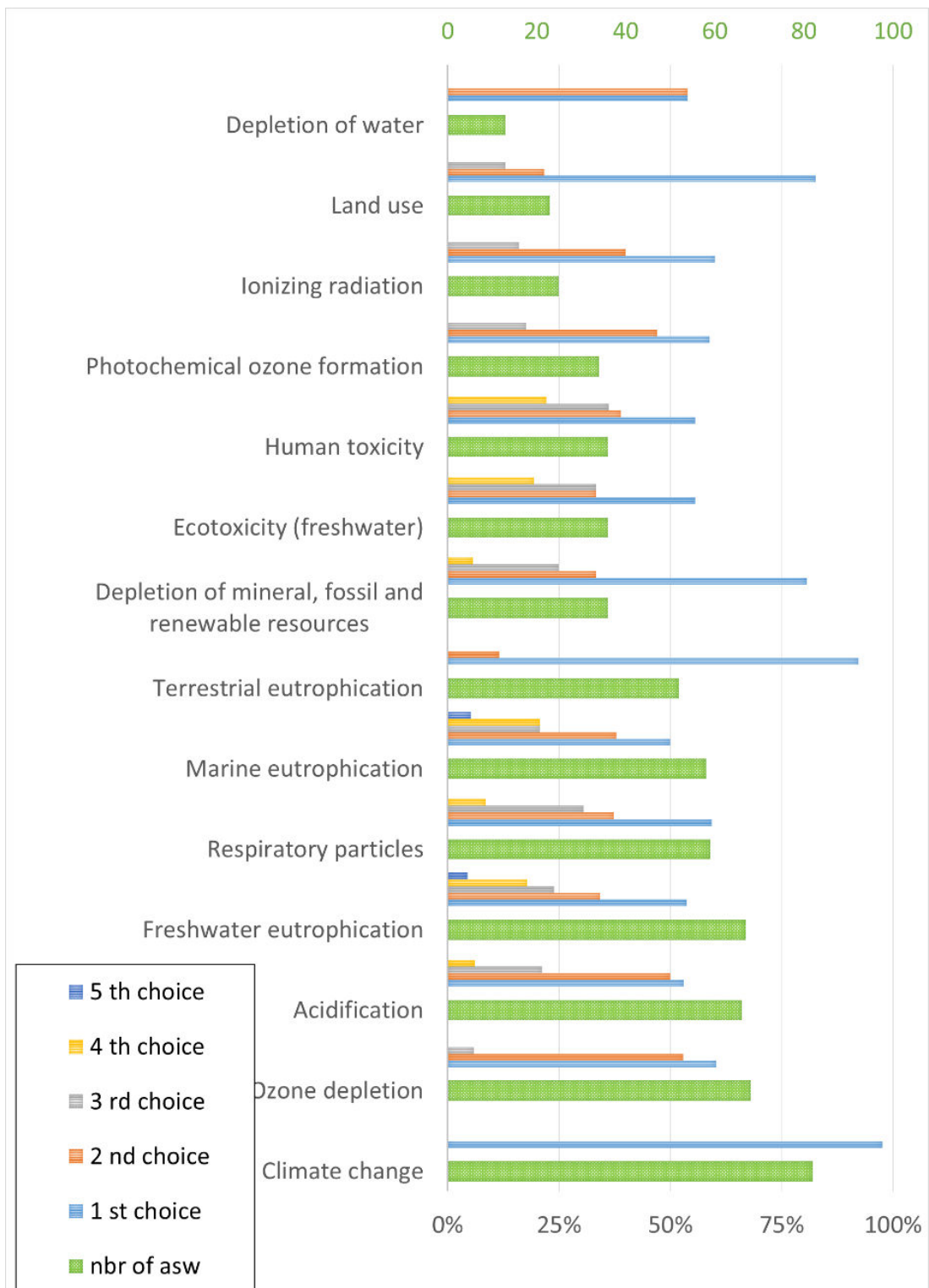
Les autres réponses proposées par les répondants sont principalement :

- La méthode TRACI utilisée pour une multitude de catégories d'impact, développée et adaptée pour les zones américaines ;
- La méthode Stepwise : 2006 qui combine les méthodes IMPACT 2002+ et EDIP 2003 et qui utilise la monétarisation et couvre ainsi de multiples catégories d'impact ;
- Accumulated exceedance pour l'eutrophisation terrestre et l'acidification de l'air.

	répondants	Choix 1	Choix 2	Choix 3	Choix 4	Choix 5
Climate change	82	IPCC 2007				
		97.6%				
Ozone depletion	68	ReCiPe	CML - IA	EDIP		
		60%	53%	6%		
Air acidification	66	CML-IA	ReCiPe	IMPACT 2002+	EDIP	
		53%	50%	21%	6%	
Freshwater eutrophication	67	ReCiPe	CML-IA	USEtox	IMPACT 2002+	EDIP
		54%	34%	24%	18%	5%
Respiratory particles	59	ReCiPe	CML-IA	IMPACT 2002+	Riskpoll	
		59%	37%	31%	9%	
Marine eutrophication	58	ReCiPe	CML-IA	USEtox	IMPACT 2002+	EDIP
		50%	38%	21%	21%	5%
Terrestrial eutrophication	52	CML-IA	EDIP			
		92%	12%			
Depletion resources	36	CML-IA	ReCiPe	IMPACT 2002+	EDIP	
		81%	33%	25%	6%	
Ecotoxicity (freshwater)	36	USEtox	ReCiPe	CML-IA	IMPACT 2002+	EDIP
		56%	33%	33%	19%	0%
Human toxicity	36	USEtox	CML-IA	ReCiPe	IMPACT 2002+	EDIP
		56%	39%	36%	22%	0%
Photochemical ozone formation	34	ReCiPe	CML-IA	IMPACT 2002+	EDIP	
		59%	47%	18%	0%	
Ionizing radiation	25	ReCiPe	CML-IA	IMPACT 2002+		
		60%	40%	16%		
Land use	23	ReCiPe	IMPACT 2002+	Soil organic matter		
		83%	22%	13%		
Depletion of water	13	Pfister	Frischknecht			
		54%	54%			

Les pourcentages représentent le nombre de répondant utilisant la méthode mentionnée pour la catégorie d'impact étudiée, par rapport au nombre de répondant total. Par exemple, pour la catégorie « ozone depletion » seuls 4 répondants utilisent EDIP sur les 68 répondants à cette question contre 40 utilisant ReCiPe. Attention, les réponses sont à choix multiples, les

pourcentages ne sont donc pas sommables. Ainsi, un répondant peut utiliser plusieurs méthodes)



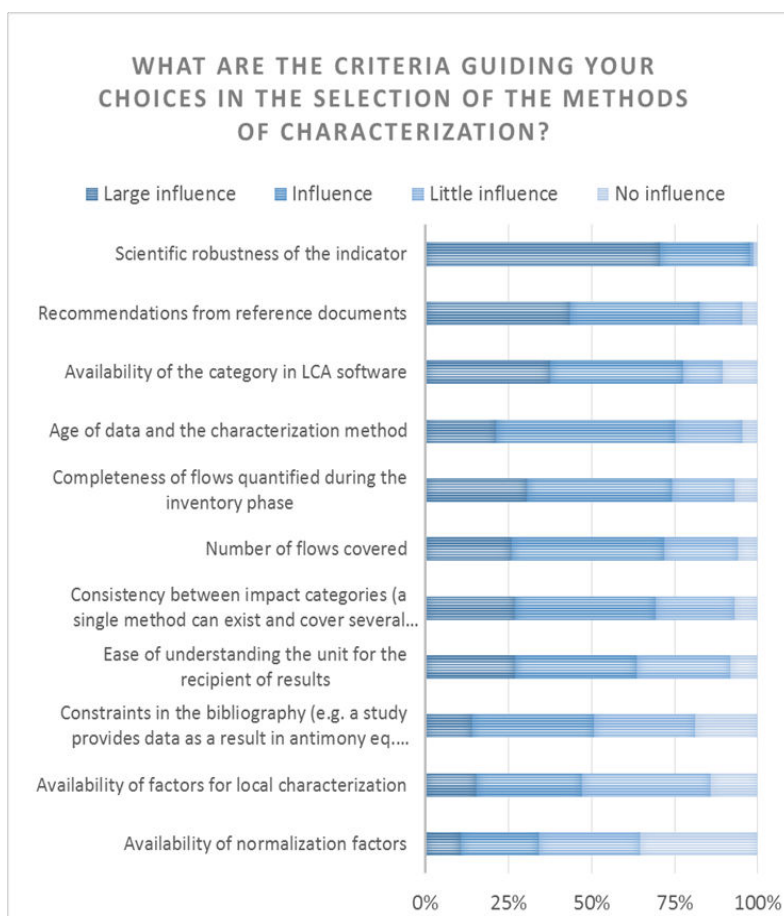
Les 5 critères influençant particulièrement⁵ la sélection de méthodes de caractérisation sont (classés par ordre décroissant) :

- La robustesse scientifique des modèles ;
- Les recommandations de texte de références (ex : ILCD, PCR,...) ;
- L'âge de la méthode
- La disponibilité de la méthode dans le logiciel ACV ;
- La cohérence entre la complétude de l'inventaire réalisé et la méthode de caractérisation.

A l'inverse :

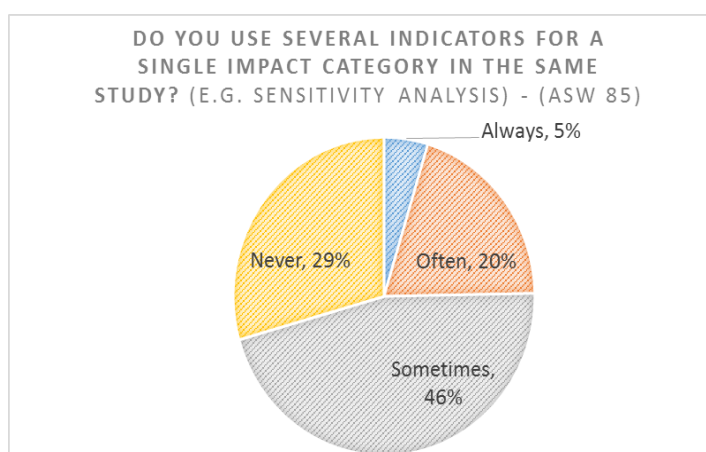
- La disponibilité de facteurs régionalisés ;
- Ainsi que de facteurs de normation ;

Ne sont que des critères secondaires et peu déterminants dans les choix des méthodes de caractérisation.



Notons qu'il est peu fréquent que les praticiens utilisent plusieurs méthodes de caractérisation pour une catégorie d'impact unique (75 % des praticiens déclarent ne jamais recourir à plusieurs méthodes ou rarement).

La catégorie de praticiens ACV rassemblant les universitaires est la catégorie utilisant fréquemment plusieurs méthodes de caractérisation pour une catégorie d'impact unique (60% des répondant « Sometimes » et « Often »).



⁵ Rassemblant un minimum de 75% de note « influence largement » ou « influence ».

L'enquête a également permis d'identifier certaines pratiques de modification des méthodes et modèles de caractérisation :

- 47 praticiens affirment traiter / modifier les méthodes de caractérisation ou les données d'ICV dans leur logiciel ACV. Les raisons évoquées sont :
 - Des écarts de noms ou de complétude entre les listes de flux d'inventaire et les listes de facteurs de caractérisation. Par exemple, des praticiens ajoutent un (des) facteur(s) de caractérisation pour appréhender le flux carbone biogénique ;
 - Modifier les facteurs de caractérisation pour les rendre spécifiques de la région étudiée (régionalisation).

- 50 praticiens ont ainsi mis à jour ou mis en œuvre une méthode de caractérisation avec des motivations très variables :
 - Rectifier des erreurs de mise en œuvre ou des manques (notamment pour les méthodes USEtox) ;
 - Séparer les émissions à long terme et les émissions à court terme ;
 - Mettre à jour des facteurs de caractérisation suite à de nouvelles publications ou des propositions d'experts (ex : IPCC pour le changement climatique) ;
 - Ajouter des méthodes pour de nouvelles catégories d'impact ou agréger des flux : méthodes compatibles avec la réalisation de FDES, indicateur d'odeur, indicateur de déchets, ...
 - Le tableau ci-après propose l'ensemble des indicateurs de flux que peuvent proposer les praticiens.

Energy consumption or cumulative energy demand	Water inventory (input/output) or more complex water footprint indicators
Smelling	costs,
Waste generation	Hazardous waste generation
stock creation of resources	Sometimes we add worker health.
Pfister for water	Radioactive waste (if ionizing radiations not included in the set)
Biotic Resource Use	Nitrogen flow (agricultural product)
Land use/occupation at inventory level	

Ces pratiques font écho au manque exprimé par environ 36 praticiens (environ 50% des répondants à la question) précisant que les outils ACV actuels ne permettent pas l'utilisation de certaines méthodes de caractérisation et limitent ainsi les travaux ACV. Les manques les plus fréquemment exprimés concernent :

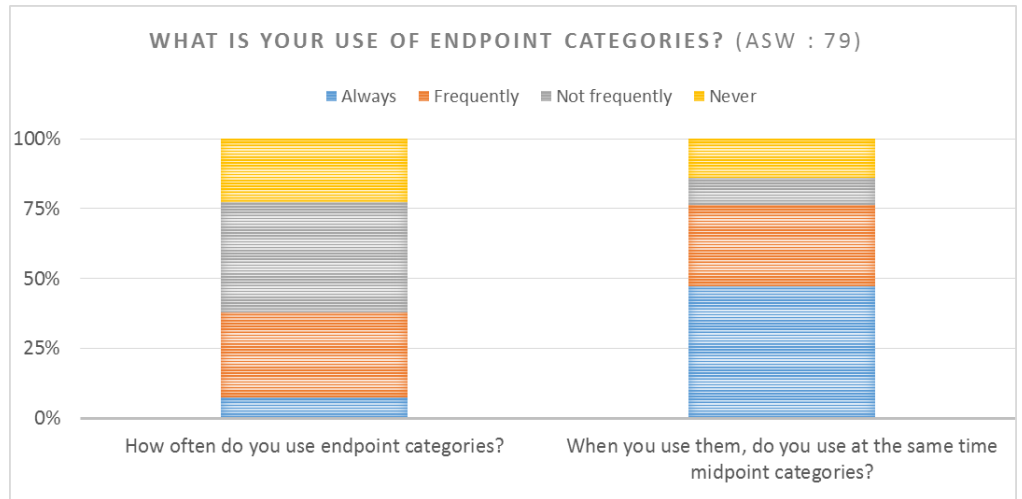
- La méthode IMPACT World + ;
- Des facteurs régionalisés pour les méthodes en proposant.

Les praticiens ne remettent pas (ou peu) en cause les modèles de caractérisation car ils suivent plus volontiers les récentes publications qui les guident (ex : ILCD ou PCR).

III.1.5. UTILISATION ET SÉLECTION DE CATÉGORIES D'IMPACT ENDPOINT

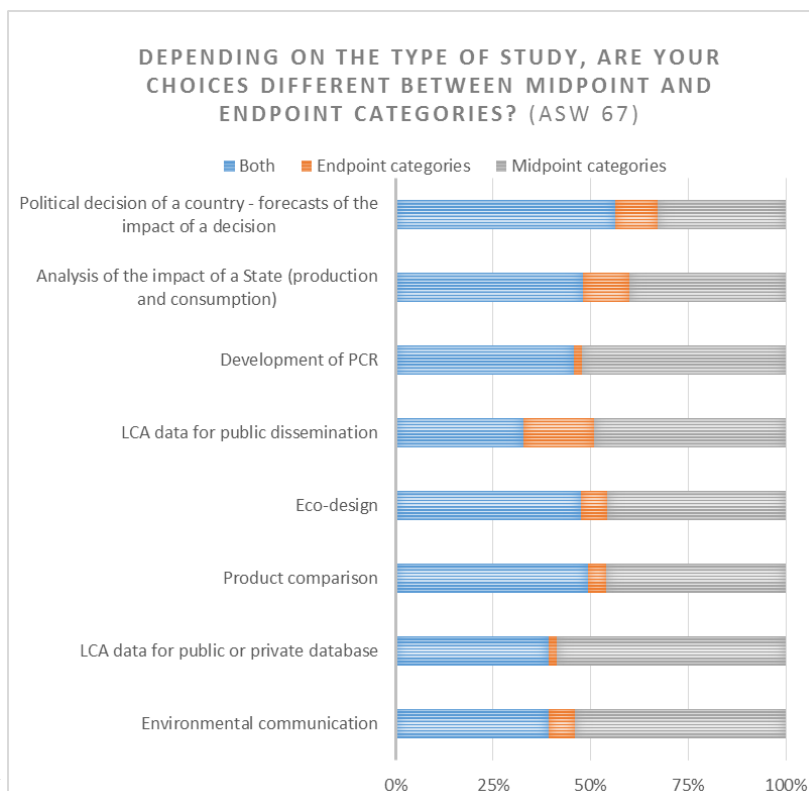
Les catégories d'impact endpoint sont utilisées fréquemment car environ 40% des praticiens disent les utiliser toujours à fréquemment et seulement 20 % ne les utilisent jamais.

Dans un second temps, dès lors que des catégories d'impact endpoint sont utilisées, une grande majorité de praticiens utilisent (75% disent fréquemment ou toujours) également les catégories d'impact midpoint.



Le graphique ci-dessous propose les tendances sur des utilisations différentes entre les catégories d'impact midpoint et les catégories d'impact endpoint selon les objectifs et perspectives de l'étude. Il ne se dégage qu'une seule tendance marquante :

- les praticiens présentent plus fréquemment des catégories d'impact endpoint de manière autonome, dès lors que l'objectif est la dissémination vers le grand public.



Les méthodes de caractérisation les plus utilisées sont (par ordre décroissant d'utilisation) :

- ReCiPe ;
- IMPACT 2002+ ;
- EcoIndicator 99.

Les autres méthodes (LC Impact, EPS 2000, LIME, Ecological scarcity 2006) ne sont utilisées qu'occasionnellement.

Pour justifier le choix de ces méthodes, les arguments les plus redondants sont :

- L'âge de méthodes ;
- La cohérence avec les préconisations des documents de références et en particulier les préconisations de l'ILCD ;
- Le champ géographique européen (ou au contraire USA) du développement de ces méthodes.

III.2. Mise en œuvre des méthodes de caractérisation dans les bases de données et logiciels ACV

La discussion de la sélection des catégories d'impact et des modèles de caractérisation et indicateurs associés doit être complétée par l'analyse de la façon dont les méthodes développées sont intégrées dans les bases de données et logiciels ACV. La démarche poursuivie comprend deux volets :

1. Interviews des développeurs de bases de données et logiciels ACV :

Andreas Ciroth	Greendelta	Logiciel openLCA
Tommie Ponsioen	Pré Consultants	Logiciel SimaPro
Marco Recchioni	JRC	Base de données ILCD (partie fourniture d'ICV)
Emilie Moreno Ruiz	ecoinvent	Base de données ecoinvent

2. Comparaison quantitative des résultats obtenus avec différentes bases de données (sur base de la littérature).

III.2.1. INTÉGRATION DES MÉTHODES D'ACVI DANS LES BASES DE DONNÉES ET LOGICIELS ACV

Choix des méthodes à intégrer

Le facteur principal d'intégration des méthodes dans les logiciels et bases de données est la reconnaissance par la communauté scientifique (pertinence et robustesse scientifique). La demande d'utilisateurs, éventuellement accompagnée d'un financement, justifie aussi l'intégration des méthodes, de même que des motifs d'ordre politique (par ex : ILCD). L'effort raisonnable à fournir est aussi un facteur pris en compte par certains acteurs.

Procédure d'intégration des méthodes ACVI

L'implémentation de méthodes dans les bases de données comprend en général les étapes suivantes :

- Etablissement des correspondances entre la nomenclature **de flux élémentaires** (FE) utilisée dans les sources **des facteurs de caractérisation (FC)**⁶ et la nomenclature de la base de données ciblée. Lorsqu'il n'y a pas de correspondance évidente, quatre situations peuvent être rencontrées :
 - Seule l'unité du FE diffère : un facteur de conversion est appliqué au facteur de caractérisation ;

⁶ En général, les sources sont les publications des scientifiques auteurs des méthodes. Pour les facteurs publiés par l'ILCD, les sources sont les fichiers Excel mis à disposition par le JRC.

- Les facteurs sources sont donnés pour des familles de substances, par exemple pour un flux « Heavy metals » ou « NMVOC ». Il s'agit alors de définir un FC pour les substances appartenant à cette famille. Des questions liées à la spéciation des métaux peuvent aussi intervenir ;
 - Des FC sont fournis pour des FE ne figurant pas dans la liste des FE de la base de données cible (par exemple pour le bruit). En fonction des cas et des outils, il peut être choisi d'ajouter ces flux et les FC correspondants (à court terme ou à plus long terme) ;
 - Des FE contribuant a priori à une catégorie d'impact ne possèdent pas de FC dans la publication source. Différentes approches sont rencontrées dans ce cas : soit, des FC sont calculés pour les FE concernés (en accord avec les développeurs de la méthode ou par hypothèse) ; soit le problème supposé de complétude n'est pas corrigé de manière à rester fidèle aux données sources.
- Comme évoqué, des échanges ont lieu avec les **développeurs des méthodes**, dans la mesure du possible, afin de valider les hypothèses et choix posés lors de l'intégration.
 - **Tests** et révision :
 - Pour les logiciels : des versions « beta » d'implémentation sont soumises à des partenaires experts qui testent la version avant mise à la disposition des utilisateurs ;
 - Pour ecoinvent : le groupe d'expert attaché à ecoinvent valide la correspondance établie entre les listes de FE.
 - **En cas d'erreur détectée** sur une version officielle : elle est corrigée et intégrée à une mise à jour de l'outil. Pour SimaPro et Openlca, les mises à jour ne se font pas à fréquence fixe. Bien qu'ecoinvent réalise immédiatement les corrections sur la version vivante de la base de données (accessible via l'Eco-edtior), la version de référence est par contre annuelle (v.0 en 2013, v3.1 en 2014 et v3.2 prévue en 2015). Entre temps ecoinvent publie une liste des erreurs connues.

Les **principales difficultés** rencontrées lors de l'implémentation des méthodes se situent au niveau de la non-cohérence des listes de flux élémentaires. En outre, les méthodes ayant elles-mêmes leurs propres limites, différentes approches existent dans la façon de garder les données originales mais aussi de compléter les méthodes pour couvrir autant que possible les FE de la base de données utilisée.

L'intégration des méthodes d'ACVI tend à se faire de façon transparente :

- Les fichiers Excel publiés par le JRC pour les méthodes recommandées par l'ILCD contiennent une série de commentaires relatifs aux hypothèses faites sur certaines correspondances de FE ;
- Ecoinvent publie aussi dans la version 3.1 des rapports d'implémentation. Il s'agit d'un ensemble de fichiers Excel reprenant par méthode les correspondances réalisées et en commentaires sont indiquées les hypothèses et justifications des choix posées.

Aide à l'utilisateur

- Dans les logiciels ACV analysés, la sélection des catégories d'impact et des indicateurs correspondants s'opère par la sélection d'une liste au sein d'un ensemble de **listes d'indicateurs préétablies**,⁷ par exemple CML 2001, EDIP 2003 ou ILCD 2011. Ces listes regroupent soit des indicateurs midpoint, soit des indicateurs endpoint. A l'exception notamment de la liste définie par l'ILCD, chaque liste est basée sur une même méthode globale de caractérisation. Quelques listes « mono-indicateur » sont aussi proposées ;
- Les logiciels ne fournissent **pas de recommandations** quant au choix de la liste d'indicateurs appropriée pour un type d'utilisateur ou en fonction du but de l'étude. En effet, les logiciels sont utilisés par une diversité d'utilisateurs, en termes de localisation géographique, de secteur concerné, d'expertise et les buts poursuivis dans les études ACV sont variés ;
- Les **métadonnées** fournies dans les logiciels et bases de données sont succinctes et renvoient le plus souvent aux sources des méthodes. Les fournisseurs mettent à disposition des manuels traitant des méthodes caractérisation. Ils y décrivent les indicateurs inclus dans les méthodes, les principes de base de celles-ci, l'existence ou non de facteurs de normation et de pondération associés et les principales limites des modèles. ;
- Dans les logiciels ACV, les utilisateurs peuvent **éditer et modifier les facteurs de caractérisation**, de normation et de pondération associés à un indicateur d'impact. Ils peuvent ainsi ajouter, supprimer ou modifier la valeur d'un facteur ;
- Lorsqu'il s'agit de modifier des méthodes existantes, **les mises à jour** remplacent les valeurs précédentes. Par contre, lorsqu'il s'agit de l'ajout de nouvelles méthodes (pouvant être la mise à jour de méthodes plus anciennes, comme par exemple ecological scarcity 2013 versus 2006), les anciennes méthodes restent accessibles. Dans SimaPro par exemple, une série de méthodes anciennes sont classées comme « supplantées » (« *Superseded* »). Elles restent accessibles mais ne font plus l'objet de maintenance ;
- Les **fonctionnalités suivantes aident à l'interprétation** et à l'amélioration au cours du processus itératif de l'ACV :
 - Plusieurs logiciels permettent de calculer, pour chaque indicateur, les résultats d'impacts en mettant en évidence les FE ou les procédés les plus contributeurs. Ainsi, l'homogénéité de la modélisation et la robustesse des inventaires à travers les différentes étapes du cycle de vie peuvent être vérifiées ;⁸
 - Une fonctionnalité (existant au moins dans SimaPro, sous le nom de « Checks ») permet d'identifier les FE de l'inventaire du cycle de vie qui ne contribuent à aucun résultat d'impact. La nécessité d'ajouter des facteurs de

⁷ Des utilisateurs qui le souhaitent peuvent néanmoins appliquer une procédure pour composer leur propre sélection d'indicateurs à partir de différentes méthodes existantes ou en créant leurs propres méthodes.

⁸ Par exemple la contribution des infrastructures du transport routier à l'indicateur « Resource depletion » recommandé par l'ILCD, est due à la consommation d'indium intervenant dans la modélisation de la production du caoutchouc des pneus. Une attention particulière doit être portée à la modélisation de ce procédé.

caractérisation (par exemple pour de nouvelles substances à partir du modèle USEtox) ou d'adopter des méthodes de caractérisation plus appropriées peut ainsi être évaluée.

Evaluation d'impacts régionalisée : Etat des lieux

Parce que les impacts d'une émission (ou d'un prélèvement de ressource) dépendent des caractéristiques du milieu récepteur (donneur), des méthodes se développent pour tenir compte d'une différenciation spatiale et calculer des facteurs régionalisés. L'échelle peut être celle du pays ou une résolution supérieure comme par exemple celle du bassin versant.

En prenant les catégories d'impact recommandées par l'ILCD comme référence, les catégories pour lesquelles des facteurs de caractérisation régionalisés sont disponibles sont :

- Acidification ;
- Eutrophisation terrestre ;
- Rareté de l'eau.

D'importants travaux en termes de régionalisation sont en cours avec les développements des méthodes LC-IMPACT et IMPACT World+, non encore disponibles (ou non-implémentées).

D'après les informations recueillies, voici l'état actuel de mise en œuvre de la différenciation spatiale dans les bases de données et logiciels :

- Base de données ILCD : la structure de la base de données permet de prendre en compte une localisation des flux élémentaires. Actuellement, seules des localisations de type pays sont utilisées mais d'autres échelles de différenciation peuvent être mises en œuvre (par exemple le bassin versant).
- Ecoinvent : depuis la version 3.0, la structure d'ecoinvent associe une localisation à une activité (pays, continent et région au sein de très grands pays). Ce n'est par contre qu'à partir de la version 3.2 qu'ecoinvent proposera des résultats ACVI régionalisés, avec l'intégration d'Impact World+.
- SimaPro : depuis l'intégration d'ecoinvent v3.0, la différenciation spatiale à l'échelle du pays est disponible pour le calcul de l'empreinte eau selon différentes méthodes.⁹
- OpenLCA : un travail innovant et en profondeur¹⁰ a été réalisé dans le logiciel OpenLCA pour permettre de prendre en compte la différenciation spatiale avec la résolution appropriée. La solution est basée sur l'utilisation d'un système d'information géographique (SIG). La régionalisation s'opère à trois niveaux :
 - LCI : un inventaire spécifique à une région ou un pays peut être utilisé (cette fonctionnalité n'est pas nouvelle. Elle est déjà présente dans les autres logiciels) ;
 - Modélisation : la localisation d'un procédé élémentaire peut être définie à l'étape de modélisation. N'importe quelle localisation peut être définie (pas de set

⁹ Dans la version bientôt disponible de SimaPro intégrant ecoinvent v3.1, les bilans hydriques seront en outre corrigés par rapport à la version 3.0 non-satisfaisante sur ce point.

¹⁰ Réalisé avec le support du *US Department of Agriculture (USDA)*. Présenté par C. Rodriguez à *9th International Conference LCA of Food San Francisco, USA 8-10 October 2014*

prédéfini), jusqu'à une zone ou une rue. Les paramètres associés à la localisation sont stockés dans un « fichier de forme » (*shape file*) ;

- ACVI : des facteurs de caractérisation régionalisés sont calculés à partir notamment des données spécifiques à la localisation (fichier de forme). Le calcul s'adapte alors au niveau de différenciation spatiale accessible pour l'indicateur d'impact considéré.

Perspectives

Au niveau de la **régionalisation**, les développements vont se poursuivre pour mettre en œuvre le plus complètement possible les méthodes régionalisées qui sont en cours d'élaboration.

Concernant l'**incertitude associée aux facteurs de caractérisation**, le projet LC-Impact aborde ce problème. Des résultats sont attendus à l'horizon de quelques années.

Concernant la possibilité d'**uniformiser les nomenclatures des bases de données**, les démarches actuelles se concentrent sur le développement de convertisseurs. Plusieurs convertisseurs existent et peuvent présenter encore des lacunes. Le JRC etecoinvent travaillent à une table de correspondance officielle entre les formats Ecospold 2 et ILCD.

La compilation d'une liste de FE, unique et la plus complète possible, qui ne soit pas une simple juxtaposition des listes existantes mais évitant les doublons, constitue un objectif pour certains acteurs, dont le JRC. Il n'y a cependant pas de délai de réalisation prévu. L'utilisation de cette liste unique par les développeurs de méthodes se situe donc encore à un horizon plus lointain.

III.2.2. COMPARAISON DE RÉSULTATS D'IMPACTS ENTRE BASES DE DONNÉES

Suite à la discussion de la section III.2.1, il est utile d'évaluer si des résultats différents sont susceptibles d'être obtenus à partir d'un même inventaire et d'une même méthode de caractérisation mais dans des logiciels différents.

Dans son livre blanc « National LCA Databases – Status and ways towards interoperability » (2014), Maki Consulting affirme que des résultats différents peuvent être obtenus : « *However, due to different elementary flow lists and mapping, the very same LCI data sets result in somewhat different LCIA results depending on the specific LCA software used.* ».

Pour discuter concrètement de ce point, la comparaison réalisée par OpenLCA constitue un support représentatif.¹¹ Il s'agit de la comparaison des résultats d'ACVI pour 6 procédés issus de la base de données ecoinvent v2.2. Les résultats obtenus dans OpenLCA et dans SimaPro pour les méthodes du set « ILCD 2011, midpoint » sont comparées (cf. Figure 2).

Remarque : Il s'agit d'une comparaison réalisée à un moment donné avec 2 versions précises des logiciels. Entretemps les valeurs implémentées ont pu subir des modifications. En outre,

¹¹ Greendelta, Quality Assurance of openLCA LCIA methods - Comparison with SimaPro 8, February 2014. <http://www.openlca.org/documents/14826/130f0de0-c466-468a-82fa-43fea91e04ad> . Dernier accès : 29/10/2014.

cet exemple ne prétend pas être exhaustif ni porter un jugement. Il vise à illustrer le type de difficultés rencontrées et l'amplitude des différences qui peut en résulter.

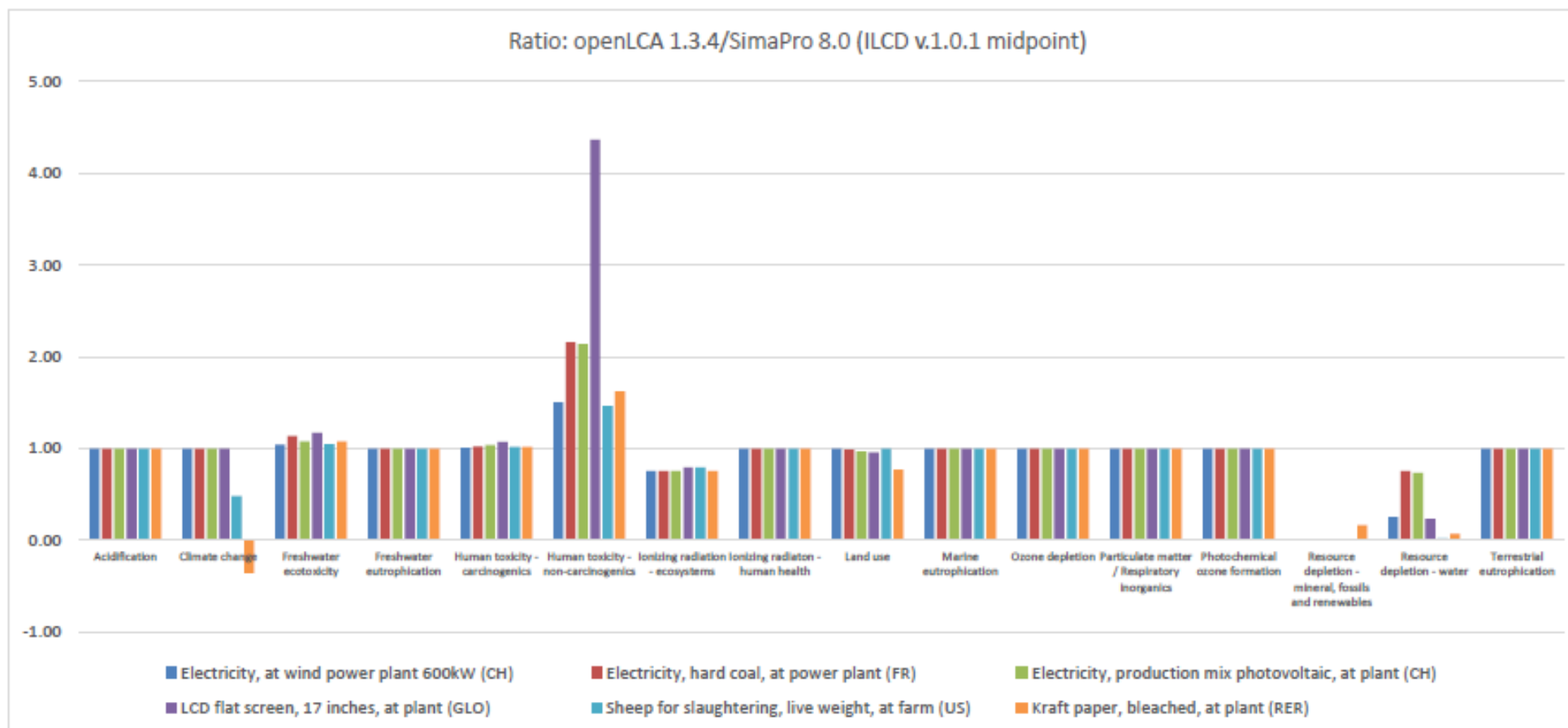
Les résultats sont homogènes entre les logiciels pour les indicateurs suivants (ratio égal à 1) :

- Acidification;
- Freshwater, marine et terrestrial eutrophication;
- Human toxicity – carcinogenics;
- Ionizing radiation – human health;
- Ozone depletion;
- Particulate matter/respiratory inorganics;
- Photochemical ozone formation.

Pour les autres catégories d'impact, des différences sont observées :

- Climate change : seuls les procédés incluant une captation de CO₂ dans l'air présentent des différences. En effet, dans cette version de SimaPro, le flux "Carbon dioxide, in air" a un FC égal à 0, contre -1 dans OpenLCA ;
- Freshwater ecotoxicity et Human toxicity – non-carcinogenics: pour ces deux indicateurs, c'est le mapping des flux liés aux ions arsenic qui posent problème ;
- Ionizing radiation – ecosystems, Land use et Resource depletion – water: Dans les trois cas, les écarts trouvent leur origine dans l'extension de facteurs de caractérisation de certains flux élémentaires à des sous-compartiments supplémentaires ;
- Resource depletion – mineral, fossils and renewables: plusieurs divergences existent. La principale, d'après l'étude, est liée à la modification de plusieurs inventaires par SimaPro, notamment en remplaçant les flux élémentaires correspondant à des mélanges de métaux par des métaux purs. Or dans les facteurs ILCD, il n'y a pas de facteurs pour les mélanges de métaux, uniquement pour les métaux purs, d'où les résultats beaucoup plus faibles avec OpenLCA. Une autre différence concerne l'association d'un facteur à la consommation d'uranium ;

Figure 2 : Ratio openLCA: SimaPro des résultats d'ACVI obtenus pour les différentes catégories d'impact du set "ILCD 2011, midpoint" (source: Greendelta 2014) ; Les ratios sont présentés pour 6 procédés.



III.3. Analyse bibliométrique / bibliographique

Une rapide analyse bibliométrique nous permet de compléter l'analyse de l'état de la pratique à travers les aspects suivants :

- Le niveau géographique des acteurs impliqués dans l'évaluation des méthodes de caractérisation ;
- Les différentes approches adoptées pour la sélection des catégories d'impact;
- L'influence du choix des modèles de caractérisation sur les conclusions d'une étude.

III.3.1. LES ACTEURS DE L'ÉVALUATION DES MODÈLES DE CARACTÉRISATION

L'évaluation des modèles de caractérisation et de leur indicateur associé doit nécessairement exister à un niveau international/européen et être réalisée par des organisations compétentes. De tels travaux existent ou sont en cours ;

- Au niveau européen par le JRC :
 - ILCD Handbook: Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment [LCIA – Analysis document-EC-JRC (2010a)];
 - ILCD Handbook Framework and requirements for LCIA models and indicators [LCIA –Framework and Requirements document EC-JRC (2010b)] focused on definition of evaluation criteria for recommended LCIA methods and general recommendations for characterisation models and Areas of Protection;
 - Guidance on recommended LCIA characterisation methods (models and factors);
- Au niveau international par l'UNEP - SETAC :
 - Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators, life cycle initiative - Phase III (2012- 2016) - Flagship 1b.

Ces travaux sont en cours, mais l'un des livrables sera un système Internet proposant les indicateurs et leurs facteurs de caractérisation (variables selon les régions).

Les publications déjà existantes nous informent des catégories d'impact pour lesquelles les travaux sont prioritaires. Le premier critère est l'importance de l'enjeu environnemental global. Ainsi le processus de construction d'un consensus devrait commencer par des catégories d'impact très pertinentes telles que le réchauffement global, les effets des émissions de particules sur la santé, l'utilisation des sols et de l'eau.

L'évaluation de ces modèles se base alors sur les recommandations de la série de normes ISO 14 040's (cf. paragraphe IV.1 p57) et sur des critères génériques d'évaluation¹². Une partie de ces travaux d'évaluation sont présentés dans les fiches proposées en annexe.

III.3.2. APPROCHES POUR LA SÉLECTION DES CATÉGORIES D'IMPACT

La normalisation est un outil permettant de classer de manière comparative, les catégories d'impact pour lesquelles le système étudié a le plus de contribution. **Les auteurs d'ACV utilisent alors fréquemment les résultats de la normalisation pour sélectionner les catégories d'impact.**

Attention, il existe aujourd'hui une fréquente et mauvaise interprétation des résultats de la normalisation. Les utilisateurs négligent les choix de valeurs induits par une utilisation abusive de la normalisation. La manière dont la normalisation peut contribuer à la sélection des catégories d'impact est expliquée précisément dans la publication suivante :

- RDC Environment pour SCORE LCA : Appréhender l'ordre de grandeur des résultats d'impacts environnementaux – les apports et les limites de la normalisation – 2013 ;

De plus, l'étude suivante (récemment publiée) propose une méthode de sélection des catégories d'impact basée sur la normalisation pour les détergents :

- G. Van Hoof, Indicator selection in life cycle assessment to enable decision making: issues and solutions, May 2013.

Les travaux de sélection étant réalisés en cohérence avec les objectifs et le champ d'une étude ACV, **il est pertinent que les PCR définissent ces catégories d'impact et leurs indicateurs.**

En effet, pour une catégorie de produits et pour un objectif commun (fréquemment la communication environnementale vers une tierce partie via une EPD ou un affichage environnemental), le PCR permet d'harmoniser et de partager les efforts nécessaires à cette sélection.

Attention, tous les PCR ne sont pas égaux sur la qualité de leurs travaux de sélection (cf. paragraphe IV.2 p 64).

Les publications suivantes sont une bonne illustration de ces travaux :

- Nicolas Thériault (septembre 2011) : Conception d'un outil d'aide à la sélection d'un jeu de catégories d'impact pour les entreprises européennes et nord-américaines du secteur textile (cf. Tableau 6) ;
- RECORD (2000) Analyse critique de la pertinence des indicateurs de catégories d'impact sur l'environnement dans les acv : toxicité humaine – écotoxicité – pollution photochimique ;

¹²Certains critères sont détaillés dans les publications suivantes:

- Udo de Haes and al. . (2002). Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC).
- Margni, Mand al (2008). Guidance on how to move from current practice to recommended practice in Life Cycle Impact Assessment. Paris, UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.

- Ensemble des référentiels sectoriels en vue de l'affichage environnemental en France. Annexe du BPX 30 323-0 ;
- Jonas Bengtsson and Nigel Howard (Novembre 2010) : A life cycle impact assessment/ Part 1 : Classification and Characterisation.

En résumé, les travaux de préconisation pour la sélection de catégories d'impact et d'indicateurs sont sectorisés et fréquemment basés sur des grilles d'analyse, alors que la sélection des méthodes de caractérisation et les justifications scientifiques associées sont globalisées au sein d'organisations internationales rassemblant le consensus scientifique : JRC, UNEP - SETAC.

III.3.3. INFLUENCE DU CHOIX DES MODÈLES DE CARACTÉRISATION

Plusieurs publications visent à appliquer différentes méthodes d'évaluation d'impacts au sein d'une même étude. Le but est de comparer les résultats obtenus et d'évaluer l'influence du choix des méthodes de caractérisation sur les conclusions de l'étude.

Publication ¹³	Midpoint / endpoint / score unique	Conclusion de la comparaison
Weidema 2014	3 méthodes endpoint	Les 3 méthodes endpoint (comparées en les exprimant toutes les 3 dans des unités monétaires) montrent des grandes différences pour certaines catégories d'impact: ressources, changement climatique – santé humaine et utilisation des sols
Owsianiak 2014	3 méthodes midpoint : ILCD 2009, ReCiPe et Impact 2002+	Dans le cadre de cette ACV comparative, des différences de classement des 4 systèmes comparés sont observées pour les catégories d'impact liées à la toxicité, l'occupation des sols et l'épuisement des ressources minérales/métaux
Cavalett 2013	6 méthodes (comparaison de 5 midpoint et de 4 scores uniques)	Dans le cadre de cette ACV comparative, le classement des 2 systèmes comparés est robuste pour les différentes catégories d'impact midpoint testées. Par contre, les résultats de score unique (après normalisation et pondération des endpoints) divergent quant à la conclusion de la comparaison des 2 systèmes.
Renou 2008	5 méthodes	Ces études, plus anciennes, mettent surtout en évidence les larges différences observées et les problèmes potentiels en lien avec la toxicité humaine et l'écotoxicité.
Dreyer 2003	3 méthodes (2 midpoint et 1 endpoint)	

La publication de Weidema (2014) met en évidence les risques associés à l'intégration de nouvelles méthodes :

- Quelques hypothèses cruciales justifient la plus grande partie des différences observées, par exemple la non-substituabilité des ressources dans ReCiPe 2008. Ces hypothèses doivent donc être en particulier validées ;

¹³ Weidema. Comparing Three Life Cycle Impact Assessment Methods from an Endpoint Perspective, Journal of Industrial Ecology, published online: (2014)

Owsianiak et al. IMPACT 2002+, ReCiPe 2008 and ILCD's recommended practice for characterization modelling in life cycle impact assessment: a case study-based comparison. Int J Life Cycle Assess 19:1007–1021 (2014)

Cavalett et al. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods Int J Life Cycle Assess 18:647–658 (2013)

Renou et al. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. J Clean Prod 16:1098–1105 (2008)

Dreyer et al. Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99; Does it matter which one you choose? Int J Life Cycle Assess 8:191–200 (2003)

- Des erreurs résiduelles dans les méthodes peuvent subsister.

L'article d'Owsianiak (2014) s'attache à identifier la source des différences observées parmi les trois causes possibles :

- Des différences de modèles de caractérisation ;
- Des différences dans la couverture des substances ;
- Des erreurs d'implémentation dans les logiciels.

En fonction des méthodes comparées, les trois types de contributions ont été rencontrés. Il en ressort les recommandations suivantes :

- Pour les catégories posant problème, des différences importantes entre méthodes ont été identifiées au niveau des flux les plus contributeurs. Si les mêmes différences sont observées pour de nombreux cas d'études relatifs à d'autres biens et services, il y aurait lieu d'utiliser avec prudence les catégories recommandées par l'ILCD ;
- Il s'agit de porter attention à la façon dont les facteurs ont été implémentés dans le logiciel utilisé ;
- Dans cette étude, les conclusions portent sur des catégories midpoint. Le passage à la normalisation constitue une source supplémentaire de différence, et de même pour la pondération.

III.4. Utilisation des indicateurs de flux

Un indicateur de flux consiste en une agrégation de flux élémentaires (souvent à travers une somme ou soustraction). Contrairement à un indicateur d'impact, il n'exprime pas un impact environnemental potentiel. Il se situe en amont de la chaîne d'effets. Il vise à couvrir une problématique pour laquelle les effets intermédiaires et/ou finaux sont supposés relativement proportionnels à l'indicateur de flux. Par exemple, pour l'indicateur de quantité de déchets ultimes en kg (voire en volume), les nuisances des sites de mise en décharge sont supposées en partie au moins proportionnelles à cette quantité de déchets.

Un praticien peut se tourner vers un indicateur de flux lorsque :

- Les méthodes d'évaluation d'impacts ne sont pas -ou pas encore assez- développées (par exemple : l'indicateur de prélèvement d'eau a longtemps été le seul utilisé car les méthodes d'évaluation d'impacts relatives à l'eau étaient quasi inexistantes jusqu'il y a quelques années encore). L'analyse de l'indicateur de flux permet ainsi une première approche de la problématique ;
- L'indicateur permet d'exprimer un ensemble de flux élémentaires dans une même unité et que cette unité fait sens par rapport à la chaîne d'effets supposée (par exemple : l'indicateur « *Cumulated energy demand* » ou l'indicateur de consommation d'énergie primaire permettent de déterminer la consommation d'énergie dans une unité commune parlante : le MJ primaire).

Pour ces raisons, certains référentiels préconisent leur utilisation.

Les indicateurs de flux les plus fréquemment utilisés sont présentés dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Indicateurs de flux

Description de l'indicateur	Unité	Exemples de référentiels qui préconisent son utilisation
Utilisation d'énergie primaire (éventuellement distinction renouvelable, non-renouvelable...)	MJ	EN 15804 PEP ecospassport
Cumulative energy demand (CED) : non-renewable fossil / non-renewable nuclear / renewable biomass / renewable wind, solar, geothermal / renewable water	MJ	
Ressources – énergie et matériaux	kg	Programme EPD
Consommation d'eau (Différents niveaux existent: par exemple, consommation nette, ne pas compter l'eau de mer...)	m3	Programme EPD, EN 15804, PEP ecospassport, (BP X 30-323-0 :2011)
Déchets (distinction dangereux, non-dangereux)	kg	Programme EPD, EN 15804, PEP ecospassport
Volume critique de dilution lié soit à la pollution de l'air soit à la pollution de l'eau ¹⁴	m3	Transcription française de la norme EN 15804 (Arrêté du 23 décembre 2013), PEP ecospassport

Le praticien doit être prudent dans l'interprétation des indicateurs de flux car ceux-ci ne traduisent pas un impact environnemental potentiel. En outre, il faut garder en tête le double-comptage possible avec d'éventuelles catégories d'impact, par exemple :

- Les impacts du traitement des déchets peuvent être modélisés dans les frontières du système ;
- Les flux de ressources énergétiques peuvent être pris en compte dans des indicateurs d'ACVI relatifs à l'épuisement des ressources.

III.5. Conclusions relatives à l'état de la pratique

Au terme de ce chapitre consacré à l'état de la pratique, la conclusion met en évidence plusieurs constatations faite au long de l'analyse. Elle ne constitue néanmoins pas un résumé. C'est pourquoi le lecteur est invité à se référer au corps du chapitre pour y trouver les éléments détaillés et factuels liés aux pratiques actuelles.

Les praticiens accordent de l'importance à la sélection des catégories d'impact utilisées. Le choix est principalement guidé par le but et la portée de l'ACV réalisée ainsi que par la spécificité des systèmes étudiés. Dans le cadre d'un programme d'affichage environnemental ou de déclaration environnementale (EPD), la tâche est facilitée par l'existence de PCR ou au moins d'un document méthodologique cadrant.

¹⁴ Le principe consiste à calculer le volume fictif d'air ou d'eau exprimé en m3 par lequel il faudrait diluer chaque flux de l'inventaire pour le rendre conforme à un seuil, et à faire la somme des volumes fictifs ainsi calculés. Pour l'application en France, les seuils sont définis dans l'Arrêté intégré du 2 février 1998 modifié relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toutes natures des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation.

Il est difficile de lier l'utilisation de catégories endpoint ou de la normalisation à un type d'étude ou de public cible. Les catégories d'impact endpoint sont néanmoins rarement utilisées sans les catégories midpoint.

Plus encore que pour la sélection des catégories d'impact, les référentiels aident le praticien dans la sélection des indicateurs et méthodes de caractérisation correspondantes. Les recommandations formulées par l'ILCD ou les PCR rencontrent plusieurs besoins :

- Elles permettent une uniformisation des méthodes retenues, ce qui contribue à la comparabilité des ACV et renforce leur crédibilité ;
- Elles aident le praticien dans l'identification des méthodes reconnues scientifiquement.

Bon nombre de praticiens maintiennent néanmoins un regard critique par rapport aux méthodes recommandées et aux résultats obtenus. Les études spécifiques visant à comparer différents modèles de caractérisation sur des études de cas (cf. III.3.3) en témoignent ainsi que la démarche proactive d'un nombre significatif de praticiens qui modifient ou complètent les méthodes reprises dans les bases de données et logiciels.

L'implémentation des méthodes ACVI dans les logiciels et bases de données pose des problèmes en raison du manque de correspondance entre les différentes nomenclatures de flux élémentaires. Ces difficultés ont notamment été mises en évidence lors de l'intégration des méthodes recommandées par l'ILCD dans les logiciels. Cela pousse les utilisateurs à être prudents lors de l'intégration de nouvelles méthodes.

A l'heure actuelle, la prise en compte des aspects géographiques se manifeste davantage par le choix de méthodes développées spécifiquement dans le contexte d'une zone géographique donnée (par exemple TRACI pour l'Amérique du Nord) que par l'utilisation de méthodes offrant une différenciation spatiale, au niveau de la localisation des flux élémentaires ou des procédés. Néanmoins, ceci va très probablement fortement évoluer dans les prochaines années avec les développements des méthodes régionalisées et leur implémentation dans les bases de données et logiciels.

IV. Exigences et recommandations des textes de guidance et des normes ISO

IV.1. Les normes ISO 14040-44

Pour identifier et synthétiser les exigences et recommandations en matière de sélection de catégories d'impact et d'indicateurs de catégories d'impact, nous avons analysé les normes ISO 14 040 : 2006 et ISO 14 044 : 2006.

- **L'objectif des catégories d'impact et de leurs indicateurs est de condenser, expliquer les résultats d'ICV**

Les catégories d'impact et leurs indicateurs permettent de mieux appréhender et comprendre la résultante et les conséquences que peuvent avoir l'inventaire de cycle de vie d'un produit sur l'environnement. Les catégories d'impact et leurs indicateurs condensent et expliquent les résultats d'ICV.

ISO 14044 : 2006 (§ introduction)	The life cycle impact assessment phase (LCIA) is the third phase of the LCA. The purpose of LCIA is to provide additional information to help assess a product system's LCI results so as to better understand their environmental significance.
-----------------------------------	--

- **La sélection des catégories d'impact intermédiaires et endpoint, de leurs indicateurs ainsi que des méthodes de caractérisation associées est une étape obligatoire à réaliser.** Elle doit être coordonnée avec les autres étapes de l'ACV, dans le cadre du processus itératif.

ISO 14044 : 2006 (§ 4.4.1)	The LCIA phase shall be carefully planned to achieve the goal and scope of an LCA study. The LCIA phase shall be coordinated with other phases of the LCA to take into account the following possible omissions and sources of uncertainty: a) whether the quality of the LCI data and results is sufficient to conduct the LCIA in accordance with the study goal and scope definition; b) whether the system boundary and data cut-off decisions have been sufficiently reviewed to ensure the availability of LCI results necessary to calculate indicator results for the LCIA; c) whether the environmental relevance of the LCIA results is decreased due to the LCI functional unit calculation, system wide averaging, aggregation and allocation. The LCIA phase includes the collection of indicator results for the different impact categories, which together represent the LCIA profile for the product system.
----------------------------	---

Dès lors qu'une ACV fait appel à des catégories d'impact (pas obligatoire, une ACV peut proposer simplement un ICV), les éléments suivants sont obligatoirement définis au sens de la norme ISO 14 044 : 2006 :

- La description de la sélection des catégories d'impact, des indicateurs, des sets de modèles de caractérisation associés ;
- Mais également les données d'ICV que les catégories d'impact vont analyser, en d'autres termes les flux élémentaires associés aux méthodes de caractérisation ;

- L'identification de l'impact final associé.

La figure ci-contre est une bonne illustration (Source : ISO 14044 :2006.)

Terme	Exemple
Catégorie d'impact	Changement climatique
Résultats de l'inventaire	Quantité d'un gaz à effet de serre par unité fonctionnelle
Modèle de caractérisation	Modèle de base sur 100 ans élaboré par le Groupe d'Experts Environnemental sur l'Évolution du Climat
Indicateur de catégorie	Forçage radiatif infrarouge (W/m ²)
Facteur de caractérisation	Potentiel de réchauffement global (GWP ₁₀₀) pour chaque gaz à effet de serre (kg équivalents CO ₂ /kg gaz)
Résultat d'indicateur de catégorie	kg d'équivalents CO ₂ par unité fonctionnelle.
Impacts finaux par catégorie	Récifs coralliens, forêts, récoltes
Pertinence environnementale	Le forçage radiatif infrarouge est une donnée indirecte pour des effets potentiels sur le climat, dépendant de l'absorption de chaleur atmosphérique intégrée engendrée par les émissions et de la répartition dans le temps de l'absorption de chaleur

• Lors de ces travaux de sélection, plusieurs autres points obligatoires existent :

- Il doit exister une cohérence avec l'objectif de l'étude ACV ;
- La sélection doit également refléter un set d'enjeux environnementaux propres au système étudié et au champ de l'étude ;
- Les travaux de sélection doivent être justifiés et documentés dans le rapport ACV et des noms précis, justes et descriptifs doivent être utilisés.

Ces obligations s'appliquent également aux catégories d'impact supplémentaires développées spécifiquement pour une ACV.

ISO 14044 : 2006 (§ 4.2.3.4)	The mandatory LCIA elements are listed below: - It shall be determined which impact categories, category indicators and characterization models are included within the LCA study. The selection of impact categories, category indicators and characterization models used in the LCIA methodology shall be consistent with the goal of the study and considered as described in 4.4.2.2
ISO 14044 : 2006 (§ 4.4.2.2)	Whenever impact categories, category indicators and characterization models are selected in an LCA, the related information and sources shall be referenced. This also applies when new impact categories, category indicators or characterization models are defined. NOTE Examples of impact categories are described in ISO/TR 14047. Accurate and descriptive names shall be provided for the impact categories and category indicators The selection of impact categories, category indicators and characterization models shall be both justified and consistent with the goal and scope of the LCA. The selection of impact categories shall reflect a comprehensive set of environmental issues related to the product system being studied, taking the goal and scope into consideration. The environmental mechanism and characterization model that relate the LCI results to the category indicator and provide a basis for characterization factors shall be described. The appropriateness of the characterization model used for deriving the category indicator in the context of the goal and scope of the study shall be described. LCI results other than mass and energy flow data included in an LCA (e.g. land use) shall be identified and their relationship to corresponding category indicators shall be determined.

- A la suite des préconisations précédentes, obligatoires au sens de la série de normes ISO 14 040's, **d'autres recommandations sont proposées avec plus de souplesse** (au sens du mot anglais *should* par opposition au mot *shall*) :
 - Utiliser des indicateurs, catégories d'impact et modèles de caractérisation acceptés et partagés au niveau international, par une organisation reconnue comme compétente. Nous pouvons citer : UNEP, SETAC, JRC ;
 - Les choix de valeurs ou arbitraires et les hypothèses doivent être minimisés lors de la sélection des catégories d'impact, de leurs indicateurs et des modèles de caractérisation ;
 - La sélection doit permettre d'identifier les doubles comptes (sauf si explicitement recommandé vis-à-vis des objectifs de l'étude), par exemple si les molécules ont des impacts potentiels successifs, tels les métaux lourds. En effet ceux-ci ont des impacts sur l'écotoxicité et, lorsqu'ils entrent dans la chaîne alimentaire, ont également un rôle sur la santé humaine ;
 - Les indicateurs retenus sont pertinents par rapport aux enjeux environnementaux. On peut par exemple fréquemment se questionner sur la catégorie d'impact traitant de l'appauvrissement de la couche d'ozone lorsque le système étudié n'est pas particulièrement contributeur (émetteur de CFC,..). En effet, cette problématique environnementale tend à être résolue avec les actions déjà prises ces dernières années (résolution définitive à long terme, vers 2030).

ISO 14044 : 2006 (§ 4.4.2.2.3)	<p>In addition to the requirements in 4.4.2.2.1, the following recommendations apply to the selection of impact categories, category indicators and characterization models:</p> <p>a) the impact categories, category indicators and characterization models should be internationally accepted, i.e. based on an international agreement or approved by a competent international body;</p> <p>b) the impact categories should represent the aggregated impacts of inputs and outputs of the product system on the category endpoint(s) through the category indicators;</p> <p>c) value-choices and assumptions made during the selection of impact categories, category indicators and characterization models should be minimized;</p> <p>d) the impact categories, category indicators and characterization models should avoid double counting unless required by the goal and scope definition, for example when the study includes both human health and carcinogenicity;</p> <p>e) the characterization model for each category indicator should be scientifically and technically valid, and based upon a distinct identifiable environmental mechanism and reproducible empirical observation;</p> <p>f) the extent to which the characterization model and the characterization factors are scientifically and technically valid should be identified;</p> <p>g) the category indicators should be environmentally relevant.</p>
--------------------------------	---

- **Les simplifications, hypothèses et/ou choix de valeur réalisés dans les modèles de caractérisation influencent fortement l'utilité d'un indicateur** (notamment pour la prise de décision que permet l'ACV).
- Les modèles de caractérisation sont souvent **un compromis entre la simplification et la précision de la complexité des mécanismes environnementaux**. Ainsi les recommandations et qualifications proposées par JRC 2011¹⁵ sont très utiles pour trier les indicateurs de catégories d'impact réellement utiles pour la prise de décision par rapport aux simplifications, hypothèses et choix de valeur.

<p>ISO 14044 : 2006 (§ 4.4.2.4)</p>	<p>The usefulness of the indicator results for a given goal and scope depends on the accuracy, validity and characteristics of the characterization models and characterization factors. The number and kind of simplifying assumptions and value-choices used in the characterization model for the category indicator also vary between impact categories and can depend on the geographical region.</p> <p>A trade-off often exists between the simplicity and accuracy of the characterization model. Variation in the quality of category indicators among impact categories can influence the overall accuracy of the LCA, because of, for example, differences in :</p> <ul style="list-style-type: none"> – the complexity of the environmental mechanisms between the system boundary and the category endpoint, – the spatial and temporal characteristics, for example the persistence of a substance in the environment, and – the dose-response characteristics. <p>Additional data about the environmental condition can enhance the meaning and usability of the indicator results. This issue may also be dealt with in the data quality analysis.</p>
-------------------------------------	---

- **Les modèles de caractérisation permettant la différenciation spatiale et temporelle des facteurs de caractérisation ainsi que la régionalisation de l'ICV sont à prioriser.**

Cet effort peut être exhaustif ou partiel en se concentrant sur les flux contributeurs principaux. Par exemple :

- Les particules fines émises lors de la combustion de fuel lourd au milieu des océans par les tankers transocéaniques ne contribuent pas autant que les émissions de la combustion de diesel dans les véhicules en centre-ville ou encore ;
- Les émissions de substances eutrophisantes dans un milieu déjà saturé n'ont pas le même impact sur l'environnement que dans un milieu non saturé.

<p>ISO 14044 : 2006 (§ 4.4.2.2.3)</p>	<p>Depending on the environmental mechanism and the goal and scope, spatial and temporal differentiation of the characterization model relating the LCI results to the category indicator should be considered. The fate and transport of the substances should be part of the characterization model.</p>
---------------------------------------	--

¹⁵ Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context –JRC: 2011

• **Aide pragmatique à la sélection**

Les normes ISO 14 040-44 ne proposent que des règles génériques et difficilement applicables pour chaque ACV. Il est donc préférable que les évaluations et synthèses permettant d'éclairer le praticien lors de la sélection soient réalisées plus largement. C'est par exemple l'objectif :

- Des travaux du JRC en 2011 via la publication du Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context – JRC : 2011 ;
- Des règles par catégories de produits (PCR : Product Categories Rules) telles que : NF EN 15 804 : 2012 ou le PCR du programme PEP ecopassport : 2012, le BP X 30-323-0 : juin 2011.

• **Limites pertinentes à rappeler lors d'une évaluation ACV :**

- L'ACV ne traite que des problèmes environnementaux identifiés dans les objectifs et le champ de l'étude. C'est pourquoi **l'ACV n'est pas une évaluation complète de tous les problèmes environnementaux du système de produits étudié** ;
- Le manque de dimensions spatiales et temporelles dans les résultats d'inventaire du cycle de vie (très fréquent) introduit de l'incertitude dans les résultats de l'ACV. L'incertitude varie selon les caractéristiques spatiales et temporelles de chaque catégorie d'impact.

ISO 14040 : 2006 (§ 5.4.3)	<p>The LCIA addresses only the environmental issues that are specified in the goal and scope. Therefore, LCIA is not a complete assessment of all environmental issues of the product system under study</p> <p>[...]</p> <p>The lack of spatial and temporal dimensions in the LCI results introduces uncertainty in the LCIA results. The uncertainty varies with the spatial and temporal characteristics of each impact category.</p>
----------------------------	---

- Lors de la phase de classification des flux élémentaires contribuant à un indicateur de catégorie d'impact (ou lors de l'interprétation des résultats ACV et de cette classification), **le praticien ACV veille à distinguer, pour les flux de l'ICV contribuant, les mécanismes environnementaux en parallèle, des mécanismes en série.**

Par exemple, le flux SO₂ est réparti pour les indicateurs traitant de la santé humaine et de l'acidification de façon parallèle (sans interaction entre les deux mécanismes environnementaux, qui sont non-cumulatifs). Alors que les NO_x peuvent être classifiés comme contribuant à la fois à la formation de l'ozone troposphérique et à l'acidification via un mécanisme environnemental en série.

ISO 14044 : 2006 (§ 4.4.2.3)	<p>Assignment of LCI results to impact categories should consider the following, unless otherwise required by the goal and scope:</p> <p>a) assignment of LCI results which are exclusive to one impact category;</p> <p>b) identification of LCI results which relate to more than one impact category, including</p> <ul style="list-style-type: none"> - distinction between parallel mechanisms, e.g. SO₂ is allocated between the impact categories of human health and acidification, and - allocation among serial mechanisms, e.g. NO_x may be assigned to both
-------------------------------	--

	ground-level ozone formation and acidification.
--	---

IV.2. Recommandations d'autres textes normatifs ou de guidance

IV.2.1. INTRODUCTION

Le Tableau 8 présente une série de documents de référence en précisant leur portée.

Tableau 8 : Documents de référence

Nom du programme	Documents de référence	Date de publication	But du document	Secteur
ILCD handbook (EU-27)	Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context –JRC: 2011	2011	Préciser les normes ISO 14040-44 afin d'apporter davantage de guidance aux praticiens. Les recommandations en termes de sélection de catégories d'impact et de sélection des modèles de caractérisation correspondants ont déjà été présentées (cf. II.4).	Tous secteurs
Life cycle environmental performance of products and organisations (EU-27)	Product Environmental Footprint (PEF) Guide & Guidance for the implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) pilot phase: 2013	Mai 2013 2013	Le guide PEF vise une harmonisation méthodologique des évaluations de performances environnementales. Il utilise les recommandations de l'ILCD en termes de choix des méthodes de caractérisation.	
Affichage Environnemental des produits de grande consommation (France)	Référentiel de bonnes pratiques AFNOR BP X 30-323 -0	Juin 2011 (en cours de révision)	Définir les principes méthodologiques retenus pour l'affichage environnemental en France. Le programme se décline aussi en PCR pour les différentes catégories de produits.	
Déclarations environnementales de Type III	ISO 14025 : 2006	2006	Préciser les principes et modes opératoires pour les déclarations environnementales de type III. Celles-ci visent essentiellement la communication entre professionnels (donc a priori pas vers le consommateur).	

« INDICATEURS D'IMPACT ENVIRONNEMENTAUX EN ACV »

Nom du programme	Documents de reference	Date de publication	But du document	Secteur
International EPD® System	General Programme Instructions V2.01	Septembre 2013	Le programme EPD® propose un cadre organisationnel pour faciliter la communication des performances environnementales sous la forme de déclarations environnementales, notamment en conformité avec ISO 14025.	
Environmental Product Declarations (EPD) of construction products	Norme européenne EN 15 804 : 2012+A1 :2013 Exemple de transcription de la norme au niveau national en France : Arrêté du 23 décembre 2013	Janvier 2012+2013	En application de la norme ISO 14025, des règles de définition des catégories de produits (PCR, Product Category Rules) sont déterminées dans plusieurs secteurs.	Produit de construction
Programme PEP ecopassport	PCR Règles de définition des catégories de produit du programme PEP ecopassport	2012+ projet de révision 2014		Produits Electriques, Electroniques et du Génie Climatique
European Food Sustainable Consumption & Production Round Table	ENVIFOOD Protocol Environmental Assessment of Food and Drink Protocol: draft v1.0	Novembre 2013	Encadrer l'évaluation et la communication des performances environnementales dans le secteur des produits alimentaires.	Produits alimentaires (" <i>Food and Drink</i> ")

Les paragraphes suivants se concentrent sur l'analyse des recommandations de ces documents en termes de sélection des catégories d'impact ainsi que des méthodes de caractérisation et indicateurs correspondants.

IV.2.2.PRODUCT ENVIRONMENTAL FOOTPRINT (PEF)

Le guide PEF fournit une liste par défaut de catégories d'impact à étudier. En fonction du système de produit et du but de l'étude, des catégories d'impact peuvent être exclues sur base d'une justification appropriée.

Le guide PEF spécifie les méthodes ainsi que les facteurs de caractérisation à utiliser. Ils correspondent aux recommandations formulées dans l'ILCD Handbook (cf. II.4).

<p>PEF Guide :2013 (§ 4.4)</p>	<p>The selection of EF impact categories should be comprehensive in the sense that they cover all relevant environmental issues related to the product supply chain of interest. For a PEF study, all of the specified default EF impact categories and associated specified EF impact assessment models shall be applied. Any exclusion shall be explicitly documented, justified, reported in the PEF report and supported by appropriate documents.</p>
	<p>Depending on the product system and intended application, users of this PEF Guide may elect to narrow the suite of EF impact categories considered. Such exclusions should be supported by appropriate documents, such as (non-exhaustive list):</p> <ul style="list-style-type: none"> • International consensus process; • Independent external review; • Multi-stakeholder process; • LCA studies which have been peer reviewed; • Screening step (see section 5.2).

Le document de guidance accompagnant la phase pilote d'implémentation du PEF fournit des précisions en termes de **nombre de catégories d'impact à inclure**. Une distinction est faite entre la communication de résultats aux consommateurs à propos de produits finaux et les autres types de communication. Dans le premier cas, le nombre de catégories d'impacts peut être restreint, tout en incluant au moins les 3 catégories les plus pertinentes. Dans les autres cas, toutes les catégories devraient a priori être étudiées et d'éventuelles exclusions justifiées au terme de la phase de screening.

<p>PEF Guidance document :2014 (§ 3.6)</p>	<p>In the draft PEFCR all impact categories shall be included (and therefore used in the PEFCR supporting study). The draft PEFCR shall be revised based on the results of the PEFCR supporting studies. In the final PEFCR - and only for final products - the number of impact categories to be addressed may be reduced.</p>
<p>PEF Guidance document :2014 (§ 3.12)</p>	<p>The results of the PEFCR supporting studies, in combination with the results of the screening, shall be used to define the most relevant impact categories. This selection is done based on the results of a contribution analysis and by applying the normalization and weighting factors (see 3.7.2). For B2C communication at least the 3 most relevant impact categories shall be included. For intermediate products all the environmental categories shall be addressed. The rationale for the choice done shall be adequately justified in the final PEFCR. For B2B communication the minimum number of relevant impact categories shall be decided based on the outcomes of the PEFCR supporting studies and any additional environmental information available, also taking into account the comments gathered during the consultation stages. In case of intermediate products, all impact categories shall be included. Any deviation from this general rule shall be adequately justified in the final PEFCR.</p>

IV.2.3.AFFICHAGE ENVIRONNEMENTAL EN FRANCE

Remarque : Le BP X 30-323-0 est en cours de révision. Les extraits présentés ci-dessous sont issus de la publication de 2011 mais les révisions, telles qu'elles apparaissent en 2014, sont mentionnées.

Choix des catégories d'impact

L'affichage environnemental vise une communication aux consommateurs. Le nombre d'indicateurs rapportés est limité. Fréquemment trois indicateurs sont repris dans les documents sectoriels, parmi lesquels figure dans tous les cas l'évaluation des émissions des gaz à effet de serre.

Une grille de sélection est fournie pour aider à identifier les catégories pertinentes au sens de l'affichage environnemental (Annexe F).

BP X 30-323-0 : 2011 (§5)	L'affichage environnemental restitue les indicateurs propres à la catégorie de produits. Ces indicateurs, en nombre limité, rendent compte des principaux impacts environnementaux pertinents générés par le produit de manière lisible par le consommateur. Ces indicateurs peuvent varier en fonction des catégories de produits.
BP X 30-323-0 : 2011 (§6)	Les lignes directrices et guides méthodologiques déclinés par catégories de produits : a) définissent l'unité fonctionnelle de la catégorie de produits ; b) identifient les principaux impacts environnementaux de la catégorie ; c) identifient les données d'inventaire du cycle de vie à l'origine des impacts ; d) sur la base des résultats de l'évaluation environnementale d'une catégorie de produits et d'une analyse en conformité avec l'Annexe F, elles précisent les indicateurs pertinents pour la catégorie, et leur degré de précision. Les indicateurs rendant compte des impacts doivent être privilégiés par rapport à des indicateurs rendant compte des flux ;
BP X 30-323-0 : 2011 (§5)	Dans tous les cas, sans préjudice des indicateurs mentionnés au paragraphe 5.4) précédent, l'affichage environnemental rend compte des émissions de gaz à effet de serre définies dans les Annexes A et B. Cet indicateur est exprimé en équivalent CO ₂ massique.
BP X 30-323-0 : 2011 (Annexe F)	Annexe F : grille de critères pour la sélection des indicateurs environnementaux

« INDICATEURS D'IMPACT ENVIRONNEMENTAUX EN ACV »

Critère	Commentaire
Pertinence	
Evaluation d'un enjeu environnemental de la catégorie de produits et imputable au produit	Cohérence avec le référentiel général (cf. principe 5.2 du BPX30-323-0 :2011)
Importance de l'enjeu	Notamment vis-à-vis des impacts quotidiens d'un habitant en France (normation) + expertise des parties prenantes
Différenciation pour une majorité de produits du marché (comparabilité)	Cohérence avec le référentiel général
Redondance avec les autres indicateurs	
Permet de mettre en avant des pistes d'éco-conception	Cohérence avec le référentiel général
Mise en œuvre, faisabilité	
Possibilité/facilité de mise en œuvre pour la base de données	Facilité de mise en œuvre pour l'ADEME (disponibilité des facteurs de caractérisation, etc....)
Accessibilité aux données primaires nécessaires à la caractérisation de l'indicateur pour l'entreprise	Facilité de mise en œuvre pour l'entreprise
Cohérence	
Cohérence avec les recommandations de la plateforme ADEME/AFNOR (plateforme générale, GT méthodologie, GTs sectoriels)	
Périmètre cycle de vie	Informatif/justifier le choix d'in indicateur ne respectant pas ce critère
Périmètre produit-emballage	Informatif/justifier le choix d'in indicateur ne respectant pas ce critère
Cohérence avec les autres indicateurs affichés	Informatif
Robustesse, fiabilité	
Reconnaissance scientifique et internationale	
Robustesse méthodologique	
Fiabilité de la modélisation (règle de calcul)	Notamment fiabilité de la modélisation de la phase d'utilisation
Fiabilité attendue des données primaires	
Fiabilité des données secondaires	

Choix des méthodes de caractérisation

Le BPX tend à s'aligner sur les méthodes préconisées par l'ILCD. Dans la version de 2011, seuls 6 indicateurs se voient recommander une méthode et ce de façon temporaire, vu l'attente des recommandations de l'ILCD au moment de la publication du BPX. Dans le cadre de la révision en cours (sur base de la version de janvier 2014), la version du BPX s'oriente comme suit :

« INDICATEURS D'IMPACT ENVIRONNEMENTAUX EN ACV »

- L'utilisation des méthodes recommandées par l'ILCD pour l'ensemble des catégories midpoint est préconisée, bien que certains indicateurs soient considérés comme à utiliser avec précaution ;¹⁶
- L'évaluation liée à la consommation d'eau passe d'un indicateur de flux (cf. Annexe D2) à une évaluation d'impacts.

BP X 30-323-0 : 2011 (§6)	Les méthodes de caractérisation pour les indicateurs sont précisées dans l'annexe D. Si aucune méthode de caractérisation n'est précisée dans cette annexe pour un enjeu considéré comme déterminant par un groupe de travail sectoriel, ce dernier définit un indicateur et le propose à la plateforme générale.		
<p>(attention révision en cours)</p> <p>BP X 30-323-0 : 2011 (Annexe D1)</p>	Indicateur	Méthode	Commentaire
	Effet de serre	IPCC 2007 (PRG à 100 ans)	Si les méthodes sont actualisées, la dernière version de la méthode sera retenue.
	Epuisement des ressources naturelles non renouvelables	EDIP 97 avec mises à jour 2004 (Hauschild and Wenzel, 1998a-update 2004)	
	Eutrophisation des eaux	EUTREND model (Struijs et al, 2009b) implémentée dans ReCiPe	
	Pollution photochimique	LOTOS-EUROS (Van Zelm et al., 2008) appliquée dans ReCiPe	
	Acidification	ReCiPe	Le choix de cette méthode de caractérisation sera rediscuté lorsque la recommandation de l'ILCD Handbook d'utiliser « Accumulated Exceedance (Seppälä et al., 2006, Posch et al., 2008) » sera définitive et que ce dernier aura fourni les facteurs de caractérisation pour cette méthode.
	Ecotoxicité aquatique	USETox model (Rosenbaum et al, 2008)	La pertinence de cette méthode sera réévaluée dans un an à la lumière des facteurs de caractérisation qui seront disponibles. La mesure de l'écotoxicité étant particulièrement sensible au périmètre de l'étude et à la qualité des données, une attention particulière des groupes sectoriels doit être portée sur ces deux points
Biodiversité	/	Méthode à définir	
Artificialisation des sols	/	Méthode à définir	
<p>(attention révision en cours)</p> <p>BP X 30-323-0 : 2011 (Annexe D2)</p>	<p>Les indicateurs rendant compte des impacts doivent être privilégiés par rapport à des indicateurs rendant compte des flux. Toutefois, l'indicateur lié à la consommation d'eau a été identifié par certains groupes comme essentiel.</p> <p>Il s'agira de comptabiliser :</p> <ul style="list-style-type: none"> • La consommation nette • Les rejets dans un autre milieu ne sont pas comptabilisés • L'eau de mer ou l'eau issue de nappe phréatique stable (> 3ans) ne sont pas comptabilisées <p>La pertinence de cette méthode sera réévaluée à la lumière de la norme en développement à l'ISO sur « l'empreinte eau ».</p>		

¹⁶ Dans la version en cours de révision, cela concerne les catégories liées aux radiations ionisantes, à l'écotoxicité, à l'occupation des sols et à l'épuisement de la ressource eau.

IV.2.4.ISO 14025

En ce qui concerne la réalisation de l'ACV, la norme 14025 fait référence aux normes ISO14040 et 14044. L'étape d'évaluation de l'impact du cycle de vie est facultative à savoir qu'une option méthodologique pour l'établissement des déclarations revient à interpréter directement l'ICV. La norme 14025 fait explicitement intervenir :

- Des résultats d'inventaire comme des flux élémentaires ou des indicateurs de flux ;
- Des données environnementales additionnelles, Celles-ci « ont pour but de s'assurer que tous les aspects environnementaux pertinents du produit sont couverts dans la déclaration environnementale de Type III. Ces informations peuvent ou non être dérivées d'une analyse du cycle de vie du produit. »

<p>ISO 14025 : 2006 (§ 6.8.2)</p>	<p>Les paramètres suivants issus d'ACV ou de modules d'information peuvent être considérés comme des paramètres prédéterminés:¹⁷</p> <ul style="list-style-type: none"> – un ensemble d'indicateurs de catégories d'impact (dans le cas unique de l'option A); – un ensemble de résultats d'inventaire qui sont des flux élémentaires (par exemple minerais de fer, CO₂); – un ensemble de données qui ne représentent pas des flux élémentaires (par exemple déchets). <p>Les méthodologies pour l'élaboration des déclarations environnementales de Type III doivent suivre l'un des chemins suivants illustrés à la Figure 2:</p> <p>a) option A: Étude ACV comprenant les phases de définition de l'objectif et du champ d'étude, d'analyse de l'inventaire du cycle de vie (ICV), d'évaluation de l'impact du cycle de vie (LCIA) et d'interprétation;</p> <p>b) option B: Étude ACV comprenant les phases de définition de l'objectif et du champ d'étude, d'analyse de l'inventaire du cycle de vie (ICV) et d'interprétation.</p>
---------------------------------------	--

La norme indique les catégories d'impact qui peuvent être prises en compte lorsqu'une étape d'ACVI intervient dans l'étude. La liste n'est ni contraignante ni exhaustive.

<p>ISO 14025 : 2006 (§ 7.2.2)</p>	<p>Une déclaration de produit environnementale de Type III doit, selon l'option choisie (voir Figure 2), inclure les données issues d'études ACV, d'études ICV et/ou des modules d'information. Cela peut inclure, sans toutefois s'y limiter, les catégories suivantes dérivées des étapes du cycle de vie ou des informations environnementales additionnelles. Ces données doivent être divisées en trois catégories distinctes, comme suit:</p> <p>a) données issues de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie (ICV), conformément aux PCR, incluant</p> <ul style="list-style-type: none"> – la consommation des ressources, comprenant l'énergie, l'eau et les ressources renouvelables, et – les émissions dans l'air, l'eau et le sol, <p>b) résultats des indicateurs issus de l'évaluation de l'impact du cycle de vie (LCIA) :</p> <ul style="list-style-type: none"> – le changement climatique, – l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique, – l'acidification de la terre et des ressources en eau, – l'eutrophisation, – la formation d'oxydants photochimiques, – l'appauvrissement des ressources d'énergie fossile, et – l'appauvrissement des ressources minérales. <p>c) autres indicateurs tels que la quantité et le type de déchets produits (déchets</p>
---------------------------------------	---

¹⁷ Les paramètres prédéterminés sont les paramètres identifiés dans le PCR pour lesquels doivent être fournies les informations environnementales sur un produit.

« INDICATEURS D'IMPACT ENVIRONNEMENTAUX EN ACV »

	dangereux/non dangereux).
--	---------------------------

IV.2.1.AUTRES DOCUMENTS LIÉS AUX DÉCLARATIONS ENVIRONNEMENTALES DE TYPE III

Le Tableau 9 synthétise les préconisations de plusieurs documents de référence liés aux déclarations environnementales de type III.

Tableau 9 : Documents de référence et sélection des résultats environnementaux à communiquer

Légende : ++ : obligatoire ; + : optionnel

ISO14025	EPD		EN 15804+A1	PEP ecopassport : 2012 ¹⁸	
Indicateurs issus de l'inventaire					
	++	Renewable resources - material resources (in kg)			
	++	Renewable resources - energy resources (used for energy conversion purposes) (in MJ)	++	Use of renewable primary energy excluding renewable primary energy resources used as raw materials MJ, net calorific value	
			++	Use of renewable primary energy resources used as raw materials MJ, net calorific value	
			++	Total use of renewable primary energy resources (primary energy and primary energy resources used as raw materials) MJ, net calorific value	
	++	Non-renewable resources - material resources (in kg)			
	++	Non-renewable resources - energy resources (used for energy conversion purposes) (in	++	Use of non-renewable primary energy excluding non-renewable primary energy	

¹⁸ Ce tableau est basé sur l'édition 2012 du PEP ecopassport. Comme décrit dans l'annexe VIII.2.3, une révision a été proposée en 2014 (processus en cours), allant dans le sens d'un rapprochement avec les recommandations de l'EN15804+A1 (excepté le caractère optionnel maintenu pour une série d'indicateurs, dont les indicateurs de flux ajoutés).

« INDICATEURS D'IMPACT ENVIRONNEMENTAUX EN ACV »

ISO14025	EPD		EN 15804+A1		PEP ecopassport : 2012 ¹⁸	
		kg)		resources used as raw materials MJ, net calorific value		
			++	Use of non-renewable primary energy resources used as raw materials MJ, net calorific value		
			++	Total use of non-renewable primary energy resources (primary energy and primary energy resources used as raw materials) MJ, net calorific value	++	Total use of non-renewable primary energy resources
	++	Secondary resources - material resources (in kg)	++	Use of secondary material kg		
	++	Secondary resources - energy resources (used for energy conversion purposes) (in kg)	++	Use of renewable secondary fuels MJ, net calorific value		
			++	Use of non-renewable secondary fuels MJ, net calorific value		
	++	Recovered energy flow (such thermal) expressed in MJ				
	++	Total amount of water (net water for closed-loop systems)	++	Net use of fresh water m3	++	net water consumption
	++	Direct amount of water used by the core process				
Indicateurs ACVI						
le changement climatique	++	CML 2001: GWP100, IPCC (2007)	++	CML baseline (update 2012) : GWP100, IPCC (2007)	++	IPCC 2007 GWP100
l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique	+	(pas de méthode imposée)	++	CML baseline (update 2012) : WMO model	++	WMO
l'acidification de la terre et des ressources en eau	++	CML 2001 non-baseline Hauschild & Wenzel, 1998	++	CML baseline (update 2012) : Huijbregts, 1999	++	CML : Hauschild & Wenzel, 1998
l'eutrophisation	++	CML 2001 baseline : Heijungs 1992	++	CML baseline (update 2012) : Heijungs 1992	++	CML : Heijungs 1992

« INDICATEURS D'IMPACT ENVIRONNEMENTAUX EN ACV »

ISO14025	EPD		EN 15804+A1		PEP ecopassport : 2012 ¹⁸	
la formation d'oxydants photochimiques	++	POCP (high NOx), CML 2001 baseline	++	CML baseline (update 2012) : PCOP (high NOx)	++	POCP : UNECE
l'appauvrissement des ressources d'énergie fossile	+	(no method)	++	CML baseline (update 2012) : ADP van Oers 2002 – Ultimate reserve (in MJ)	+	Depletion of natural resources expressed in year-1
l'appauvrissement des ressources minérales			++	CML baseline (update 2012) : ADP van Oers 2002 – Ultimate reserve (in kg eq Sb)		
					+	Air Toxicity : critical volum (CVCH-air)
					+	Water toxicity: critical volum (CVCH-eau)
Autres indicateurs						
	++	Non-Hazardous waste	++	Non-hazardous waste disposed		
	++	Hazardous waste	++	Hazardous waste disposed	+	Hazardous waste
			++	Radioactive waste disposed		
			++	Components for re-use		
			++	Materials for recycling		
			++	Materials for energy recovery		
			++	Exported energy		

IV.2.2. ENVIFOOD PROTOCOL

L'ENVIFOOD Protocol recommande d'utiliser les catégories d'impact et les méthodes listées dans les recommandations de l'ILCD. L'évaluation de la rareté de l'eau constitue l'exception puisque la méthode de Ridoutt & Pfister est préférée par rapport à la méthode publiée par Frischknecht, recommandée par l'ILCD.

Une catégorie d'impact peut être exclue de l'évaluation pour autant qu'une justification transparente et circonstanciée soit fournie. Les critères retenus pour identifier les catégories pertinentes sont :

- Pertinence pour le secteur alimentaire et des boissons. Une exclusion sur base de ce critère doit être appuyée par plusieurs sources dont des références bibliographiques ;
- Robustesse scientifique des méthodes et applicabilité des méthodes et modèles ;
- Corrélation entre les catégories d'impact.

En outre, l'utilisation d'énergie, répartie par type de source, peut être fournie comme indicateur de flux, si cela est considéré pertinent.

IV.3. Discussion des documents de référence

Les normes ISO 14040-44 préconisent essentiellement au praticien d'assurer :

- L'adéquation de la sélection des catégories d'impact, des indicateurs de catégories d'impact et des modèles de caractérisation associés avec le but et le champ de l'étude ;
- La transparence détaillant de façon claire et précise les choix effectués ;
- La justification de l'éventuelle exclusion de catégories d'impact et de la pertinence des méthodes d'évaluation retenues.

Des critères de sélection sont mentionnés notamment par le BP X et l'ENVIFOOD Protocol. Ils font essentiellement intervenir :

- La pertinence par rapport à la catégorie de produits avec justification à l'appui ;
- La robustesse scientifique ;
- L'applicabilité des méthodes et modèles.

En termes de nombre de catégories d'impact à inclure, il est soit fixé par le document de référence, soit à déterminer par l'utilisateur en fonction du but de l'étude. Pour une communication destinée au consommateur final, le nombre de catégories d'impact à présenter peut être limité (typiquement avec au minimum les 3 catégories les plus pertinentes, comme par exemple dans la guidance du pilote PEF).

L'ISO 14025 et les PCR associés requièrent tous d'utiliser des indicateurs de flux.

Les recommandations des différents documents de référence relatifs aux déclarations environnementales de type III tendent à s'homogénéiser à la suite de leurs révisions respectives. Cette constatation se base sur un échantillon limité de document mais on peut par exemple noter que la révision en cours du PEP ecopassport reprend les mêmes facteurs

que la norme NF EN 15804+A1 pour l'épuisement des ressources naturelles et préconise de déclarer les mêmes indicateurs de flux.

La fréquence de révision des documents de référence est élevée, par exemple :

- Publication en 2012 de l'EN 15804 et révision en 2013 ;
- Révision en 2014 de la version du PEP ecopassport de 2012 ;
- Révision du BP X 30-323-0 en 2011 et en cours en 2014.

Les praticiens et l'ensemble des parties prenantes sont donc confrontés à une instabilité des indicateurs sur lesquels baser l'évaluation et la communication.

V. Conclusions, perspectives et recommandations générales

Cet ultime paragraphe rassemble les éléments principaux à souligner lorsqu'un praticien ACV se pose la question de la sélection d'une catégorie d'impact, de son indicateur et de la méthode de caractérisation associée.

Vous y trouverez¹⁹ des **conclusions** générales issues de l'analyse de la théorie et de la pratique, des **perspectives** illustrant les travaux en cours ou encore à mener pour aider les praticiens et enfin des **recommandations** aux praticiens à appliquer lors de leurs travaux ACV.

Le lecteur est invité à parcourir les paragraphes associés à chacun des éléments pour obtenir une information plus complète.

Conclusion 1 : La sélection des catégories d'impact doit être en relation avec le but et le champ de l'étude

Le nombre et le type de catégories d'impact dépendent du but de l'étude, du public cible, du type de produit et des données disponibles. Afin de guider le praticien dans la tâche de sélection, des documents de référence ont été établis. Ils concernent de manière spécifique certains types d'études, notamment des programmes d'affichage environnemental et de déclarations environnementales de type III. Les principaux critères retenus pour identifier les catégories d'impact pertinentes sont :

- L'existence de méthodes robustes et fiables ;
- La disponibilité des données primaires et secondaires en lien avec les impacts visés ;
L'importance de l'enjeu (évaluée à l'appui notamment d'une normalisation) pour la catégorie de produits visée ;
La redondance des indicateurs et leur cohérence.

Cf. chapitre	II.4 ,III.1.3, III.3.2, IV.1, IV.2
--------------	------------------------------------

Conclusion 2 : La sélection des méthodes de caractérisation peut influencer les conclusions d'une étude

La nature des modèles de caractérisation et leur complétude peuvent influencer les résultats en termes de flux élémentaires les plus contributeurs à une catégorie d'impact. Dans le cadre d'une ACV comparative, les conclusions de la comparaison peuvent varier en fonction de la méthode retenue, pour certains indicateurs. Les différences sont d'autant plus importantes que les incertitudes sur les facteurs sont élevées et que les données d'inventaire sont difficiles à collecter.

Cf. chapitre	III.3.3
--------------	---------

¹⁹ Aucun classement d'importance n'est utilisé pour ces conclusions, perspectives et recommandations

Conclusion 3 : Les flux élémentaires couverts par l'inventaire peuvent différer de ceux repris dans la méthode de caractérisation

La liste des flux élémentaires intervenant au sein d'un indicateur d'impact peut couvrir plus ou moins de flux que les données d'inventaire. Il y a donc un risque de non-adéquation entre le choix d'une méthode et les données disponibles. En outre les nomenclatures des différentes sources peuvent différer. Il en résulte des difficultés d'intégration dans les bases de données et logiciels, voire des différences de résultats entre différentes implémentations.

De même, les inventaires servant de données de normation proviennent de sources statistiques, donc différentes des inventaires présents dans les bases de données pour les procédés élémentaires. Il en résulte aussi un biais sur les facteurs de normation.

Cf. chapitre	III.2.1, III.2.2
--------------	------------------

Conclusion 4 : La recommandation de méthodes de caractérisation dans les référentiels contribue à la comparabilité des études

Dans les programmes où des études réalisées par différentes personnes sont amenées à être directement comparées, la cohérence des choix de méthodes et de facteurs de caractérisation assure la comparabilité des résultats.

La publication extensive des facteurs de caractérisation dans les documents de référence (comme par exemple dans la norme 15804 :2012+A1 :2013) apporte une stabilité des facteurs au moins jusqu'à la prochaine révision du document. Ces documents sont, au stade actuel de leur développement, encore fréquemment mis à jour.

Cf. chapitre	III.5, IV.2
--------------	-------------

Perspective 1 : L'utilisation de méthodes prenant en compte une différenciation spatiale devrait s'amplifier

A l'heure actuelle, la prise en compte des aspects géographiques se manifeste davantage par le choix de méthodes développées spécifiquement dans le contexte d'une zone géographique donnée (par exemple TRACI pour l'Amérique du Nord) que par l'utilisation de méthodes offrant une différenciation spatiale, au niveau de la localisation des flux élémentaires ou des procédés. Néanmoins, ceci va très probablement fortement évoluer dans les prochaines années avec le développement des méthodes régionalisées (Impact World + et LC-Impact) et leur implémentation progressive dans les bases de données et logiciels.

Par contre, l'association d'incertitude aux facteurs de caractérisation et la composante temporelle des flux élémentaires constituent des perspectives plus éloignées dans le temps.

Cf. chapitre	III.2.1
--------------	---------

Perspective 2 : Les travaux se poursuivent pour améliorer les recommandations

Suite à la période de test du PEF, le JRC prévoit de réviser ses recommandations en termes d'ACVI, notamment en lien avec l'épuisement de l'eau et l'épuisement des ressources (révision attendue pour fin 2015). En outre, le processus d'alignement global actuellement entrepris par l'UNEP - SETAC devrait aboutir en 2016 à la publication à la fois de lignes directrices pour l'ACVI et de facteurs de caractérisation.

Cf. chapitre	II.4, III.3.1
--------------	---------------

Perspective 3 : Les différents fournisseurs de base de données collaborent pour améliorer les outils de correspondance entre nomenclatures

Les différences de nomenclatures entre bases de données de même qu'avec les développeurs de méthodes posent de grosses difficultés aux parties prenantes. Afin de réduire ces problèmes et de faciliter l'interaction entre les différentes sources de données, les outils de conversion continuent de se développer, notamment à l'initiative du JRC.

Cf. chapitre	III.2.1
--------------	---------

Recommandation finale 1 : Le praticien ACV doit être transparent et justifier la sélection des catégories d'impact et méthodes de caractérisation

Si l'étude se conforme à un document de référence précis qui définit le nombre et la nature des catégories d'impact à inclure, le réalisateur doit y faire explicitement référence.

Sinon, conformément aux normes ISO 14040-44, le praticien doit a priori considérer l'ensemble des catégories d'impact et justifier l'éventuelle exclusion de catégories d'impact en fonction du but et du champ de l'étude. Il doit référencer de manière claire et précise les méthodes utilisées.

Concernant le nombre de catégories d'impact à étudier, une distinction peut être faite en fonction du public cible. Pour une communication vers le consommateur final, le nombre d'indicateurs présentés peut être limité, tout en incluant au minimum les 3 catégories les plus pertinentes.

Cf. chapitre	III.1.3, IV.1, IV.2
--------------	---------------------

Pratique courante, conformité à ISO 14040-44, difficulté moyenne	
--	--

Recommandation finale 2 : Le praticien ACV doit être prudent lors de l'utilisation d'un set d'indicateurs provenant de méthodes différentes

En général, les développeurs de méthodes ont mis beaucoup d'efforts dans la création d'un ensemble cohérent d'indicateurs d'impact minimisant les chevauchements ou lacunes. Ils ont veillé à atteindre un haut niveau de cohérence en ce qui concerne par exemple les choix méthodologiques.

En utilisant des indicateurs d'impact issus d'une méthode unique, le praticien évite les doubles-comptages et incohérences. Cette recommandation s'applique particulièrement aux cas où des indicateurs endpoint sont évalués ou si une normalisation est appliquée.

S'ils utilisent un set d'indicateurs midpoint compilé à partir de plusieurs méthodes distinctes, les praticiens ACV doivent être très prudents dans l'interprétation des résultats.

Cf. chapitre	II.4.2, II.4.3
--------------	----------------

Pratique non-généralisée, potentiellement en contradiction avec certains référentiels	
---	--

Recommandation finale 3 : Le praticien doit veiller à utiliser différentes méthodes pour un même indicateur lorsque l'enjeu de la prise de décision le justifie

En l'absence de recommandations de méthodes spécifiques et/ou lorsque la prise de décision y est sensible, le praticien peut comparer les résultats obtenus à partir de plusieurs méthodes. En pratique, il peut procéder à la production et à l'analyse des résultats avec : (i) un set homogène de méthodes, (ii) un set de méthodes différentes (par exemple, la sélection ILCD).

Il peut ainsi éprouver la robustesse des conclusions et mettre mieux en évidence les zones d'incertitudes ou limites (notamment en termes de complétude des inventaires et des méthodes).

Par ailleurs, s'il n'existe pas de consensus sur la méthode et l'indicateur les plus précis pour une catégorie d'impact, utiliser plusieurs méthodes de caractérisation permet souvent d'identifier une étape du cycle de vie ou un procédé unitaire prépondérant et de cibler des pistes d'écoconception sur cette étape. Bien que les conclusions de ce type d'approche soient limitées, des éléments intéressants peuvent néanmoins être dégagés.

Cf. chapitre	III.1.4
Pratique non-généralisée, techniquement facile, difficulté de communication	

Recommandation finale 4 : Le praticien doit porter un regard critique sur la complétude des inventaires et sur l'intégration des méthodes de caractérisation

Un regard critique doit être porté sur la cohérence entre les données d'inventaire disponibles et les méthodes d'évaluation d'impacts, que ce soit en termes de complétude ou en termes de nomenclature de flux. Notamment, le praticien doit identifier les données d'ICV qui ne participent à aucun indicateur d'impact. Le besoin de compléter les méthodes peut ainsi être évalué.

Lors de la publication d'une méthode de caractérisation et de l'acceptation de sa pertinence, il faut un certain délai d'implémentation dans les logiciels et bases de données. Ce processus peut être long et nécessiter le retour de la pratique (comme l'a montré l'intégration des facteurs de caractérisation ILCD par les différents acteurs). Il faut être prudent lors de l'utilisation de méthodes récemment implémentées. Des erreurs potentielles et une fréquence élevée de mise à jour des versions des outils sont à anticiper.

Cf. chapitre	III.2.1, III.2.2
Pratique consensuelle, niveau d'expertise requis	

Recommandation finale 5 : Le stockage de données sous forme d'ICV est à favoriser

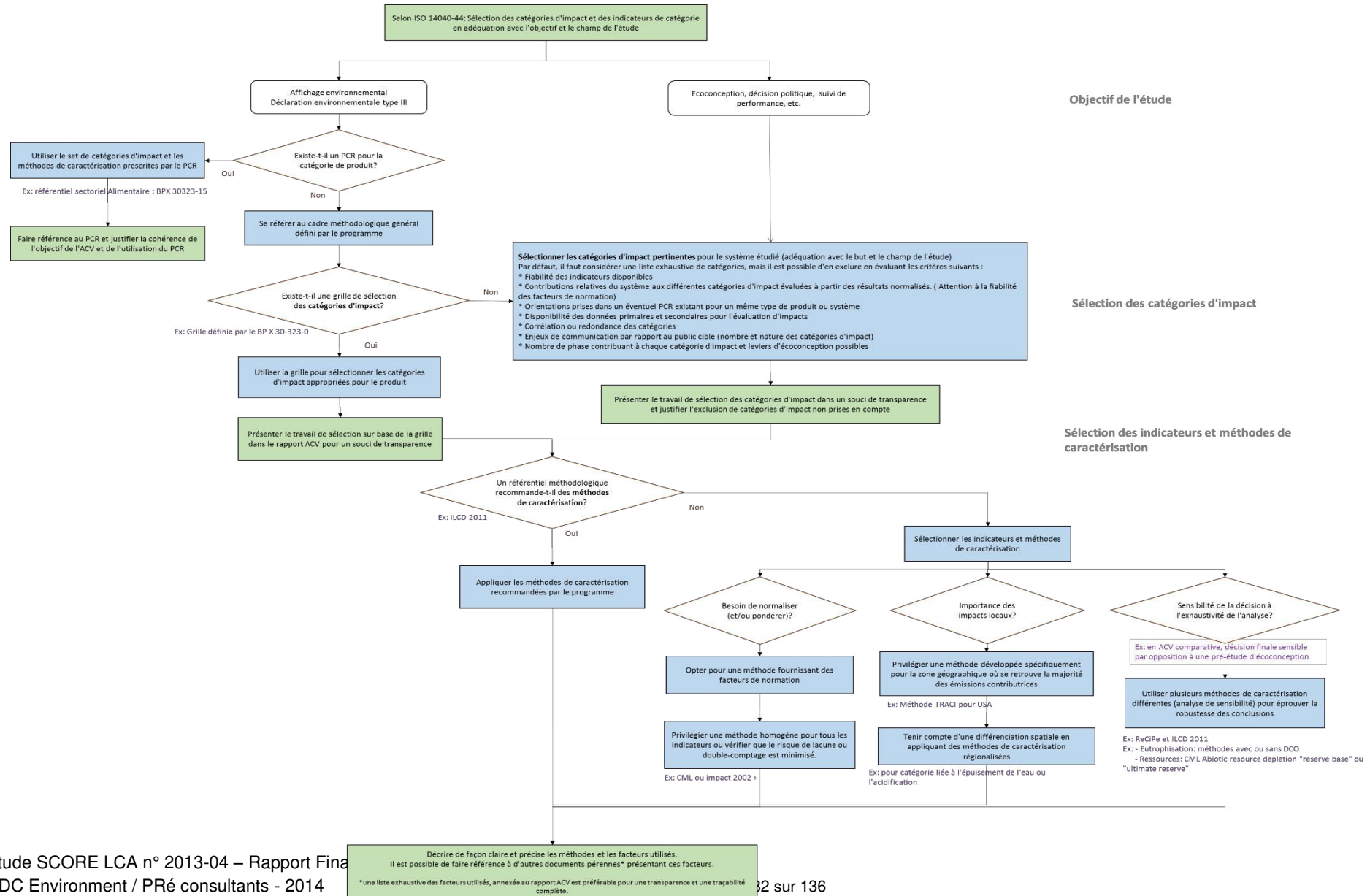
Il est important que les praticiens gardent accès aux données et modèles de l'étude sous la forme d'inventaire détaillé (ICV) et non pas uniquement sous la forme de résultats d'ACVI. En effet, cela permet de:

- comparer plusieurs méthodes d'ACVI
- recalculer les indicateurs dans le futur avec des méthodes de caractérisation mises à jour
- adapter les méthodes aux méthodes adoptées dans l'élaboration de facteurs de normation

De même, les données de normalisation devraient être mises à disposition sous la forme d'inventaires plutôt que sous la forme de facteurs de normation.

Cf. chapitre	II.4.2
Pratique consensuelle. Facile si le logiciel ACV le	

VI. Arbre de décision



VII. Bibliographie

AFNOR, 2011. BP X 30-323-0 : « Affichage environnemental des produits de grande consommation - Principes généraux et cadre méthodologique », (version 2011)

Association P.E.P., 2012. PCR Règles de définition Des Catégories de Produits du Programme PEP ecopassport

Environdec, 2013. General programme instructions for the International EPD® system 2.01

European Commission - JRC, 2010. «ILCD Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance - First edition»

European Commission - JRC, 2011. Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook-Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011

European Commission, 2013. «Single Market for Green Products - Annex II : Product Environmental Footprint (PEF) Guide.»

European Commission, 2014, Environmental Footprint Pilot Guidance document, - Guidance for the implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) pilot phase, v. 4.0, May 2014

Food SCP RT, 2013. ENVIFOOD Protocol, Environmental Assessment of Food and Drink Protocol, European Food Sustainable Consumption and Production Round Table (SCP RT), Working Group 1, Brussels, Belgium.

ISO, 2006. Normes ISO 14040 et 14044 : 2006 : Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Principes et cadre » et « Exigences et lignes directrices »

ISO, 2006. Norme ISO 14025 :2006 : Marquages et déclarations environnementaux - Déclarations environnementales de Type III - Principes et modes opératoires.

PROSUITE, 2013. « Recommended assessment framework, characterisation models and factors for environmental impacts and resource use (Dong et al, 2013) » publié dans le cadre du « FP7 funded project PROSUITE ».

VIII. Annexes

VIII.1. Etat de l'art – Rapport complet de PRé en anglais



Environmental life cycle
impact indicators

State of the art – spring 2014

Date: 23 June 2014

Commissioned by: ScoreLCA

Prepared by: PRé Consultants bv

Authors: Tommie Ponsioen and Mark Goedkoop

This report has been prepared by PRé Consultants bv. PRé Consultants puts the metrics behind sustainability, and provides decision makers with the tools, knowledge and network to make products and services more sustainable.

For more than twenty years PRé Consultants has been at the forefront of Life Cycle thinking and has built on its knowledge and experience in sustainability metrics and impact assessments to provide state of the art methods, consultancy and software tools. Internationally, leading organizations work with PRé Consultants to integrate sustainability into their product development procedures in order to create business growth and business value. PRé Consultants has offices in the United States and the Netherlands plus a global partner network to support large international or multi-client projects.

This report has been prepared by the Dutch office of PRé Consultants. Please direct all questions regarding this report to PRé Consultants bv.

PRé Consultants bv

Stationsplein 121

3818 LE Amersfoort

The Netherlands

Phone +31 (0)33 455 50 22

consultancy@pre-sustainability.com

www.pre-sustainability.com

VIII.1.1. INTRODUCTION

The aim of this report is to provide ScoreLCA with the state of the art with regards to environmental life cycle impact indicators.

The scope of the analysis is to evaluate existing indicators for 12 different impact categories found in 4 single issue methodologies and 8 different methodological frameworks. This includes the most recent developments of the LC-IMPACT method framework. All methods are available in LCA software, except for the LC-IMPACT methods (some single issue methods are found in software under the ILCD recommended midpoint methods). Some frameworks only include midpoint methods, others only endpoint methods and some consist of both midpoint and endpoint methods. A complete overview of all the evaluated methods is shown in Tableau 10.

There are other environmental indicators which are often considered for decision making using the life cycle perspective. Examples include total energy demand, total water use, etc. These however are merely accumulated inventory results and do not give any indication of the potential impact on the relevant endpoints. ScoreLCA decided to leave these out of the scope in this report.

Most of the work was based on the "Recommendations for life cycle impact assessment (LCIA) in the European context" published in the ILCD Handbook (European Commission, 2011) and the report entitled "Recommended assessment framework, characterisation models and factors for environmental impacts and resource use" (Dong et al, 2013) published in the scope of the FP7 funded project PROSUITE. The most important benefit of this report is that it makes the ILCD report easier to read and interpret, while respecting the extensive work and stakeholder consultation of the ILCD project. For more details we suggest you access the original reports and annexes. This project also produced an Excel spreadsheet with all the assessment tables found in the ILCD report.

The aim of this report is to provide LCA practitioners:

- A better insight in what the well established life cycle impact assessment methods do when they convert life cycle inventory results into impact category indicator results at endpoint and midpoint level.
- An insight on how experts have judged the "quality" of method.

This insight helps to understand the benefits and limitations of every method. We think this is very important, because often life cycle assessment practitioners probably choose their method on the basis of the reputation of a method. We think the choice should be based on understanding what the practitioner expects the method will do for them.

Following the ISO 14044 standard for life cycle assessment, the impact category indicator result should be based on a scientifically valid model. The model should describe the cause and effect chain (also known as environmental mechanism), between the release of a life cycle inventory emission or resource extraction and the endpoint. In the ISO standard, the endpoint is defined as "the issue of concern", such as "human health", "ecosystems", or "resources". ISO also states that an impact category indicator may be chosen somewhere along the cause and effect chain. Such indicators between the inventory and the endpoints

have become known as midpoints (although this is not an ISO term). The midpoint methods are therefore evaluated separately from the endpoint methods.

The indicators and characterisation models used to assess them were evaluated on basis of literature research and our own experience. The ILCD report contains the results of extensive work to develop quality criteria. This includes the understanding of the requirements for the "perfect method". The following criteria (adapted from the ILCD Handbook; European Commission, 2010) were therefore used:

1. Environmental relevance – relevance of impact pathways covered.
2. Completeness of scope – number of elementary flows covered.
3. Scientific robustness and certainty – the models are robust and reliable and can be reproduced.
4. Documentation, transparency and reproducibility – the documentation is published and accessible and third parties can, on basis of the information, reproduce the calculations.
5. Applicability – easy to apply, e.g. method implemented in commercial LCA software.
6. Degree of stakeholder acceptance and suitability for communication in a business and policy contexts.

Each of the following chapters covers one of the 12 impact categories. First, a short description of the impact category is given and the causality chain/environmental pathway is explained briefly. Then the evaluation of the midpoint and endpoint methods is summarized. Each summary is followed by the recommendations as found in the ILCD Handbook and the PROSUITE report.

References

- 1) European Commission (JRC – IES). 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context – based on existing environmental impact assessment models and factors. EUR 24571 EN - 2011. Luxembourg : Publications Office of the European Union. <http://eplca.jrc.ec.europa.eu>
- 2) Dong Y, Laurent A, Hauschild M. 2013. Recommended assessment framework, characterisation models and factors for environmental impacts and resource use. www.prosuite.org
- 3) European Commission (JRC – IES). 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators.

Why some methods have three versions called E, H or I?

One of the problems in the development of impact assessment method is that the developers have to make subjective choices. For instance:

- should we consider a long or a short term?
- should we include impacts that are not fully proven?
- should we include technical development, that can reduce future impacts?

Although the ISO standards for LCA tell us that subjective choices should be avoided or minimised, these can in fact not be avoided and minimising as problematic.

In the eco-indicator 99 and ReCiPe methods, the developers have tried to manage the impact of these choices by developing three versions, using three ways of looking at the problem, called perspectives. The H model is based on consensus, the I model has a somewhat short term, "no nonsense approach", and the E version is following the precautionary principle and uses a very long term perspectives.

Why two colours in figures?

Green boxes/arrows are related to midpoint method

Blue boxes/arrows are related to endpoint method

« INDICATEURS D'IMPACT ENVIRONNEMENTAUX EN ACV »

Tableau 10: Overview of the evaluated methods per impact category from the different methodological frameworks; M = midpoint method, E = endpoint method

Chapter	Impact category	Endpoint category	CML-IA Baseline	EDI P	USE tox	AE ¹	Mila i Canals	iEPS 2000	EI99 ³	ES 2006 ⁴	LC-IMPACT	IMPACT 2002+	ReCi Pe	Pfister
2 Climate change	Human health	Human health	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Freshwater ecosystems	Ecosystems	M	M	-	-	-	E	-	-	M/E	M	M	-
	Terrestrial ecosystems	Ecosystems	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-
3 Ozone depletion	Human health	Human health	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	-	M/E	-
	Ecosystems	Ecosystems	M	M	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4 Human toxicity	Cancer	Human health	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Non-cancer	Human health	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
5 Particulate matter	Respiratory inorganics	Human health	M	-	-	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Ecosystems	Ecosystems	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6 Ionising radiation	Ionising radiation	Human health	-	-	-	-	-	-	E	E	M/E	M/E	M/E	-
7 Photochemical ozone depletion	Human health	Human health	-	M	-	-	-	E	-	-	M/E	-	M/E	-
	Terrestrial	Ecosystems	M	M	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	-
8 Acidification	Terrestrial	Ecosystems	M	M	-	M	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Aquatic	Ecosystems	-	-	-	M	-	-	-	-	M/E	M/E	-	-
9 Eutrophication	Terrestrial	Ecosystems	M	M	-	M	-	E	-	-	M/E	-	-	-
	Freshwater	Ecosystems	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Marine	Ecosystems	M	M	-	-	-	E	E	-	M/E	M/E	M	-
10 Ecotoxicity	Terrestrial	Ecosystems	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Freshwater	Ecosystems	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
	Marine	Ecosystems	M	M	M	-	-	-	E	-	M/E	M/E	M/E	-
11 Land occupation/transformation	Terrestrial	Ecosystems	-	-	-	-	M	E	E	E	M/E	M/E	M/E	-

« INDICATEURS D'IMPACT ENVIRONNEMENTAUX EN ACV »

12 Water scarcity	Human health	Human health	-	-	-	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	E
	Aquatic ecosystems	Ecosystems	-	-	-	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	E
	Terrestrial ecosystems	Ecosystems	-	-	-	-	-	-	-	-	-	M/E	-	-	E
	Resources	Resources	-	-	-	-	-	-	-	-	E	M/E	-	-	M/E
13 Abiotic resource scarcity	Fossil	Resources	M	M	-	-	-	E	E	E	M/E	M/E	M/E	M/E	-
	Mineral	Resources	M	M	-	-	-	E	E	E	M/E	M/E	M/E	M/E	-

1) Accumulated Exceedance; 2) Ecoindicator 99; 3) The Ecological scarcity method was updated in 2013, which includes more of the categories included in the table, but the table here is based on the version of 2006.

VIII.1.2. CLIMATE CHANGE

• Introduction

Climate change is the change in weather patterns that has been observed in the past decades and which is expected to continue in the future. There is broad scientific consensus on the theory that the current climate change is caused by the enhanced greenhouse effect. The greenhouse effect is a process by which heat is absorbed by atmospheric greenhouse gases (mainly carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and CFCs). Part of the heat is returned to the earth surface, resulting in a global average temperature rise (global warming).

The increased use of fossil fuels in the past century has significantly increased the carbon dioxide concentration in the atmosphere during the past century. Also, increased rate of deforestation, number of livestock, use of synthetic fertilizer, and emissions of CFCs have significantly contributed to higher atmospheric concentrations of greenhouse gases.

Climate change has an impact on the endpoint category “human health”, through increasing heat stress, infectious diseases, flooding, and malnutrition, and on the category “ecosystems quality” through changing primary production, changing biomes, and increasing wild fires (see

). The midpoint level of climate change is called radiative forcing, which is the amount of heat a greenhouse gas absorbs and returns to the earth surface. This method is implemented in the method frameworks that have a midpoint category for climate change.

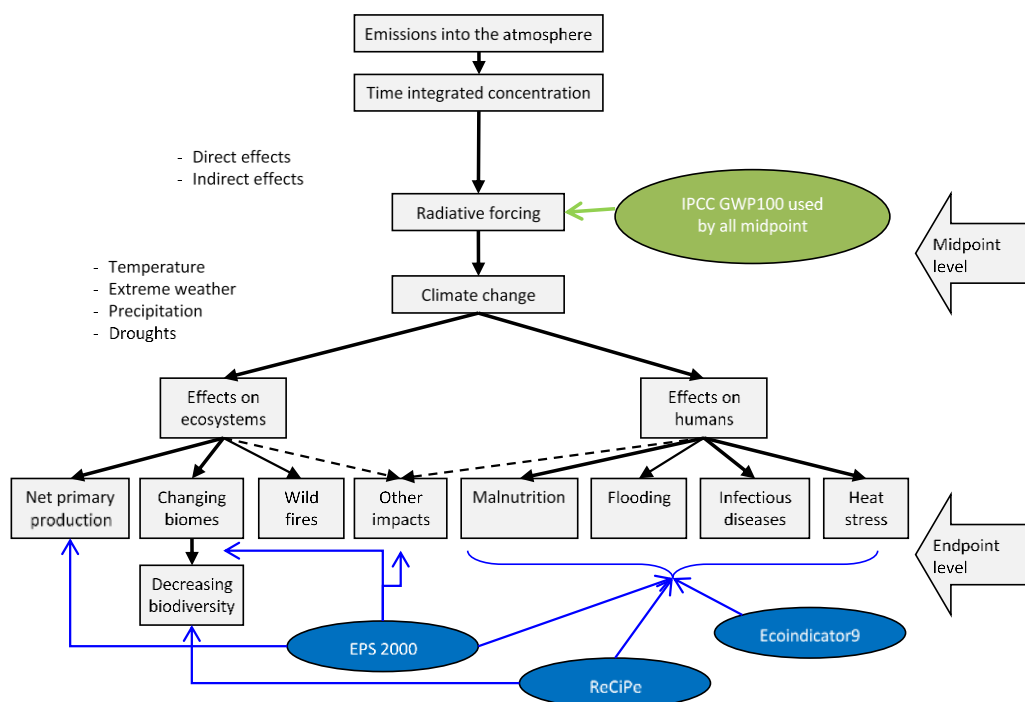


Tableau 11: Environmental mechanism for climate change and associated LCIA methods (from JRC, 2011)

- Evaluation of midpoint methods for climate change

The LCIA midpoint methods CML-IA baseline, EDIP, IMPACT 2002+, and the ReCiPe Midpoint methods have a climate change impact category and they all use the Global Warming Potentials (GWPs) developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change of the United Nations (IPCC). However, there are five different versions of the GWPs (IPCC 1991, 1995, 2001, 2007, and 2013) and three different time frames (accumulated effects of current emissions over 20, 100 and 500 years). At this moment, all methods have the revision of 2007 implemented, but we expect these will be updated to the 2013 version soon. Tableau 12 shows which method uses which time frame in the Global Warming or Climate Change category.

Tableau 12: Midpoint methods and the used GWP model for its Global warming/Climate change category (E, H and I stands for Egalitarian, Hierarchist and Individualist perspective according to Cultural Theory)

Method	Time frame
CML-IA baseline	GWP 100
EDIP	GWP 100
IMPACT 2002+	GWP 500
ReCiPe Midpoint (E)	GWP 500
ReCiPe Midpoint (H)	GWP 100
ReCiPe Midpoint (I)	GWP 20

The 500-year perspective is considered sufficiently long to assess the majority of the damage caused by emissions with the long atmospheric residence times. The 100- and 20-year timeframes capture the impact partially. However, the 100-year timeframe is used by most people as default, because this is the basis adopted for the Kyoto Protocol. In the ReCiPe method, it is argued that the Hierarchist perspective is the most common and therefore used as default. The Hierarchist perspective uses the intermediate time-frame of 100 years in the different categories, thus also in the climate change category.

Recommendations

The ILCD Handbook and the PROSUITE report both recommend the IPCC GWP100 method for the midpoint indicator of climate change.

- Evaluation of endpoint methods for climate change

The LCIA endpoint methods Ecoindicator 99, ReCiPe Endpoint (versions E, H and I), and EPS 2000 contain categories in which the effects of climate change are included.

1. Ecoindicator 99 contains the category “Climate change” in which effects on human health are included.
2. The ReCiPe Endpoint methods (E, H, and I) contain the categories “Climate change Human health” and “Climate change Ecosystems”.
3. EPS 2000 contains the following 6 categories that include the effects of climate change: 1) Life expectancy, 2) Severe morbidity, 3) Morbidity, 4) Crop growth capacity, 5) Wood growth capacity, and 6) Species extinction.

The ReCiPe methods and EPS2000 are the most complete, because they consider human health and biodiversity, while Ecoindicator99 only considers human health. The advantages of the ReCiPe Endpoint methods are that it is scientifically the most robust and most up to date, though none of the endpoint methods that include climate change is generally accepted by stakeholders.

Though the method is not final, the LC-IMPACT method will probably include the ReCiPe method for the endpoint categories. The IMPACT World+ method will not include an endpoint method for climate change, but will show the midpoint method next to the endpoint categories, just as done in the IMPACT 2002+ method.

Recommendations

The ILCD Handbook does not recommend any methods for a climate change endpoint indicator. In the PROSUITE report, the ReCiPe endpoint method for climate change is recommended for both the human health and ecosystems categories.

VIII.1.3. OZONE DEPLETION

• Introduction

The problem of ozone depletion became well known after the ozone hole was detected above Antarctica in 1985. The ozone layer normally protects humans and ecosystems from harmful solar ultraviolet UV-B radiation, which can cause skin cancer, premature aging and suppressing of the immune system. Normally, the ozone layer maintains itself by continuous degradation and formation. This balance has been affected by emissions of ozone depleting substances from human activities. Ozone depleting substances are persistent chemicals containing chlorine or bromine, such as chlorofluorocarbon (CFCs) and halons. Chlorine and bromine can destroy large amounts of ozone molecules, because they return to their original state after converting ozone molecules. The ozone molecules on the other hand do not turn back into ozone.

Tableau 13 gives an overview of the causality chain for ozone layer depletion with the positions of the different impact assessment methods that are discussed below. The midpoint level of ozone depletion is in the method frameworks that include this category always the method of the World Meteorological Organization (WMO 1999).

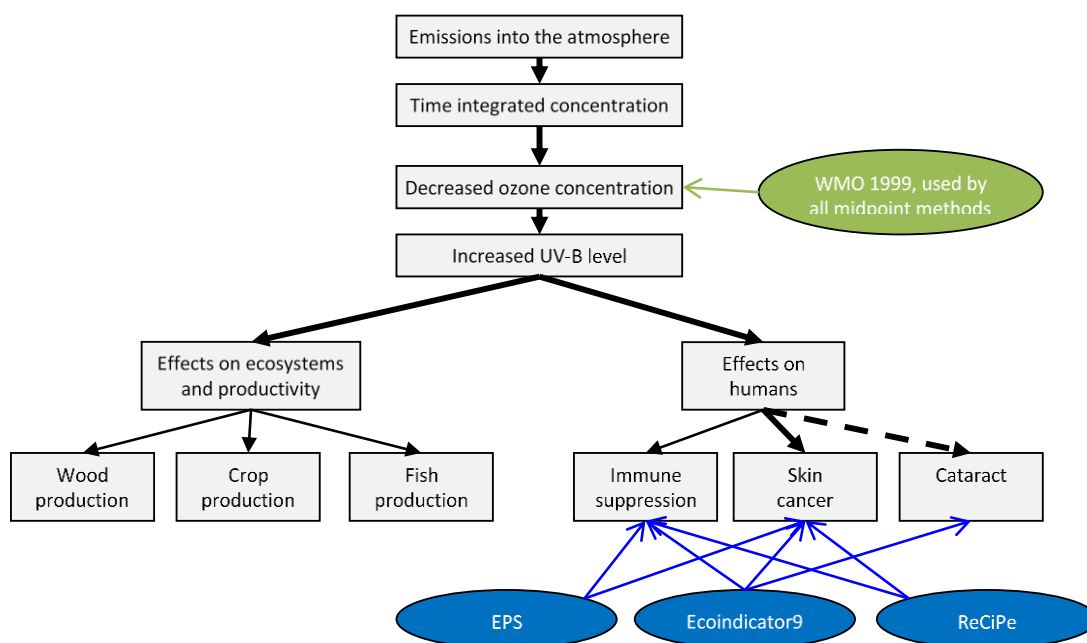


Tableau 13: Causality chain of the model to assess impacts of ozone depleting substance emissions. The link to ecosystems is generally not modelled in terms of biodiversity losses.

- Evaluation of midpoint methods for ozone depletion

All impact assessment methodologies have an impact category Ozone (Layer) Depletion and use the Ozone Depletion Potentials (ODPs) published by the World Meteorological Organisation (WMO) (www.wmo.ch). The most recent version of the ODP characterization factors were published in 1999. This model is used at the midpoint method and therefore referred to as WMO 1999. The ODP factors are the cumulative effects of emissions on ozone depletion over a certain timeframe. There are factors for several different timeframes available, ranging from 5 years to infinite. The infinite version is recommended by the WMO, but the 100 year version has very similar factors, because the lifetime of the ozone depleting substances is generally shorter than 100 years. All the evaluated methods use the WMO 100 factors (Tableau 14), because the 100 year timeframe is also used for other categories such as climate change.

Tableau 14: Midpoint methods and the used WMO model for its Ozone (Layer) Depletion category

Method	Time frame
CML-IA baseline	WMO 100
EDIP	WMO 100
IMPACT 2002+	WMO 100
ReCiPe Midpoint (E)	WMO 100
ReCiPe Midpoint (H)	WMO 100
ReCiPe Midpoint (I)	WMO 100

Recommendations

The ILCD Handbook and the PROSUITE report recommend the steady-state ODPs from WMO assessments (sourced from ReCiPe).

- Evaluation of endpoint methods for ozone depletion

Three different endpoint methods were evaluated for the impact of ozone depletion:

- 1) ReCiPe endpoint,

The ReCiPe method uses an up to date scientific model to assess human health damages caused by ozone depletion. However, the method has no links to ecosystem endpoints. It also has a very limited stakeholder acceptance, as it is a relatively new and is not easy to understand. The method is also not considered mature enough for recommendation.

- 2) EPS2000, and

The EPS2000 method uses a relatively simple model. In this model, the total expected future damage predicted in a WMO report is divided by the total expected releases over 100 years. An important benefit of this approach is that it is easy to explain and does not differ too much from a midpoint model in this respect. However, EPS2000 scores

relatively low in the scientific criteria, but because of its relative simplicity it scores among the best in stakeholder acceptance criteria

3) Ecoindicator 99.

The Ecoindicator 99 method was the starting point for the ozone depletion method in ReCiPe. Ecoindicator 99 is outdated less sophisticated than ReCiPe. As with the EPS2000, the simplicity can be seen as strength if stakeholders are to understand it, but the ozone depletion problem is certainly more complicated. It is not recommended.

Recommendations

None of the evaluated methods were recommended by the ILCD Handbook. The PROSUITE document, however, recommends the use of the ReCiPe endpoint method for ozone depletion. The ReCiPe method scores better in the ILCD Handbook than the other two for most criteria, especially scientific robustness and certainty.

VIII.1.4. HUMAN TOXICITY (CANCER, NON-CANCER AND RESPIRATORY DISEASES)

- Introduction

The human toxicity category in life cycle assessment covers the effects of toxic substances that are released into water, soil and outdoor/indoor air on:

- cancer,
- non cancer and
- respiratory inorganics.

In some methods, these effects are treated as separate impact categories as the environmental mechanisms have different properties. Respiratory diseases are assessed and described in the next chapter.

The toxicity mechanism broadly consists of two parts, a “fate and exposure model” is used to determine how much of an life cycle inventory emission or resource extraction is expected to be taken up by the body via air, water or food (Figure 3.1). This is called the intake fraction. Calculating an intake fraction is not simple. This step is therefore probably the biggest cause of uncertainty, especially in case of metals. The uncertainty is therefore introduced at an early stage in the cause and effect pathway and also affects the midpoint methods. This problem not only affects life cycle assessment, but affects all toxicity related assessment. In risk assessment, the uncertainty may be reduced by including more information on the time and location of an emission.

Once the intake fraction is determined, a broad range of health effects can occur (Tableau 15), which makes it difficult to be precise for impact assessment method developers. In many cases it is unclear what the relationship between a chemical and a disease is. Moreover, the relation depends on many other factors, such as nutrition and lifestyle. Nevertheless, relationships between chemicals and cancer are understood better than any other disease group.

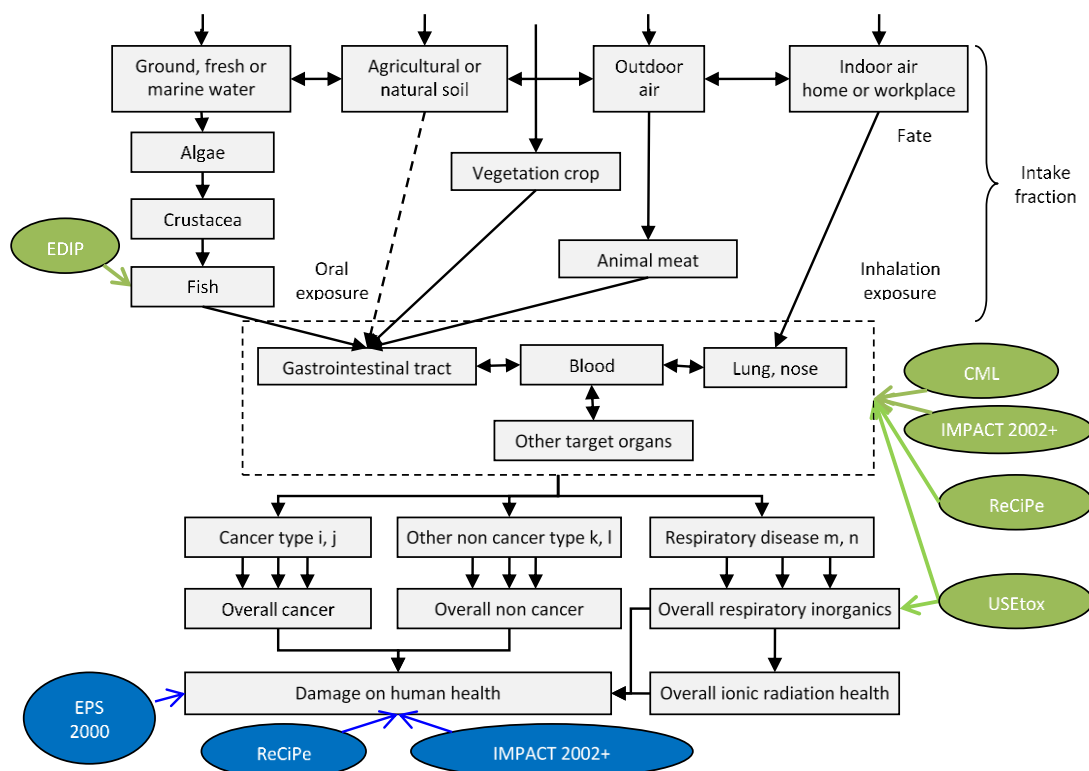


Tableau 15: Causality chain of the models to assess impacts of toxic emissions on human health with the different positions of the assessed methods. Please note that respiratory diseases are included, but treated separately in all methods; see Chapter 5 and 7.

- Evaluation of midpoint methods for human toxicity

In total, six different midpoint methods for human toxicity were evaluated. Concerning the compliance with the science-based criteria:

- USEtox is almost fully compliant,
- IMPACT2002+ and ReCiPe midpoint are compliant in all essential aspects, and
- EDIP2003, CML and EPS2000 are compliant only in some aspects.

Concerning the stakeholder's acceptance criteria the USEtox model also stands out compared to the other models, because:

- the principles of the model are easy to understand and
- UNEP encourages its use by businesses and governments.

The relative simplicity of USEtox makes it relatively easy to calculate additional characterisation factors. However, the simplicity also adds uncertainty and limits the possibility to include regional specific factors. In fact, USEtox cannot support regionalisation at this point although some developments are occurring to improve this.

Although the LC-IMPACT and IMPACT World+ method frameworks are not finalised yet, updated versions of respectively the USES-LCA (ReCiPe/CML) and USEtox methods will probably be implemented in the frameworks.

Recommendations

The USEtox method is recommended by the ILCD Handbook and in the PROSUITE report for the midpoint method on human health. A summary of the evaluation in the ILCD Handbook can be found in the supporting Excel spreadsheet.

- Evaluation of endpoint methods for human toxicity

The ILCD Handbook and the PROSUITE report recommend a solution that has not been applied in any method. They suggest to use the USEtox midpoint method combined with additional factors to convert the midpoint factors to endpoint factors. So, none of the evaluated endpoint methods were recommended, even though the ReCiPe and IMPACT 2002+ methods are rated as compliant in all essential aspects by the ILCD Handbook.

Recommendations

None of the evaluated methods were recommended by the ILCD Handbook and the PROSUITE report. Because the solution they propose is not yet available in software, PRé recommends using the ReCiPe method.

VIII.1.5. PARTICULATE MATTER/RESPIRATORY INORGANICS

- Introduction

Particulate matter/respiratory inorganics and photochemical ozone formation are two interrelated problems. Unfortunately some life cycle impact assessment methods address these as separate problems or only assess photochemical ozone formation, while others combine these. The relationship between the two is that ozone itself has the same impact as a small particle. In this chapter we treat particulate matter separately from photochemical ozone formation (Chapter 7) following the choice made by the ILCD handbook.

The impact category particulate matter or respiratory inorganics – also referred to as winter smog – describes the effect of particulate matter emissions to the air on respiratory diseases. Particulate matter is a group of substances with a very small diameter, usually grouped into particles with a diameter less than 2.5 microns (0.0025 millimetre), and between 2.5 and 10 microns. There are also substances that cause the formation of secondary particulate matter through chemical reactions. Such substances are called precursors. The most important precursors of particulate matter are nitrous oxides (NO_x), sulphur oxides (SO_x), and ammonia (NH_4).

The midpoint of the category particulate matter/respiratory inorganics is for all evaluated methods the amount of particulate matter emitted into the air, either directly or indirectly through precursors. The damage of the emissions on human health (endpoint) through respiratory diseases is quantified by a linear model, in which the following factors are multiplied by each other:

- 4) an environmental fate factor,
- 5) an exposure factor,
- 6) a dose/response factor and
- 7) a severity factor.

Metrics on evolution of the particle size distribution (PSD) – changing of particle size through chemical reactions - is not yet widespread and therefore not included in impact assessment models. The difference between the impact assessment models is the quantification of the mentioned factors, whether spatial differentiation is applied, and if population density is considered. Tableau 16 gives an overview of the causality chain for particulate matter/respiratory inorganics.

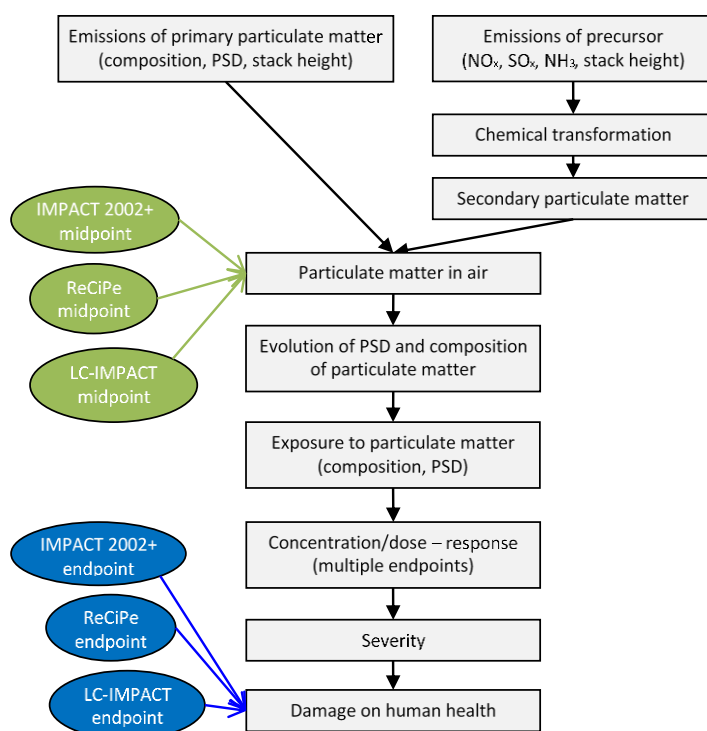


Tableau 16: Causality chain to assess impacts of particulate matter/respiratory inorganics on human health with the different positions of the assessed methods.

- Evaluation of methods for particulate matter/respiratory inorganics

The difference between the ReCiPe and IMPACT 2002+ methods and the LC-IMPACT or IMPACT World+ method (both frameworks use the same method for this category) is that the LC-IMPACT and IMPACT World+ methods are spatially differentiated and takes population density into account. All three methods have the same scientific limitation, which is lack of latest knowledge regarding dose response function based on surface or number that might be better than mass based and influence of PSD.

Inventory emissions of particulate matter and precursors are currently specified for high population and low population areas. This may not always be sufficient detail according to the new methods. This issue is known and software/database development solutions are being developed.

Recommendations

At midpoint level, the ILCD Handbook recommends a compilation based on RiskPoll model (Rabl and Spadaro 2004) and Greco et al. (2007). The PROSUITE report recommends the compilation of those publications in Humbert et al. (2009 and 2011).

At endpoint level, the ILCD Handbook recommended to further develop existing methods. The PROSUITE report recommends the LC-IMPACT method for an endpoint indicator of particulate matter.

VIII.1.6. IONISING RADIATION

- Introduction

The impact category Ionising radiation refers to emissions of radioactive substances to air and water, which have an effect on human health through cancer and severe hereditary effects. The modelling of this impact starts with the emissions and calculates the radiative fate and exposure, based on detailed nuclear physics knowledge. The exposure analysis calculates the dose that a human actually absorbs, given the radiation levels that are calculated in the fate analysis. The dose – response relationship quantifies the effect of absorption by humans on human health. Tableau 17 shows the causality chain to assess the impacts of radioactive emissions.

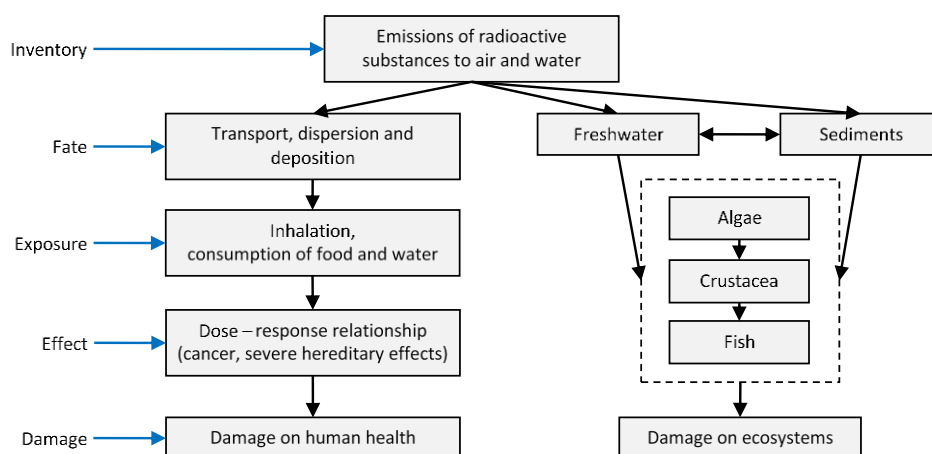


Tableau 17: Causality chain to assess impacts of radioactive emissions on human health with the different positions of the assessed methods.

- Evaluation of methods for ionising radiation

There is one model - Frischknecht et al 2000 - that is implemented in the evaluated methods Ecoindicator 99, IMPACT 2002+, and ReCiPe. The model has a complete scope and is scientifically robust. The model has been widely used but has not been endorsed by an international authoritative body.

Recommendations

The ILCD report recommends the midpoint version of Frishknecht, as it has been implemented in ReCiPe. No method was recommended at endpoint, because of high uncertainty.

The PROSUITE report recommends both the midpoint and endpoint method for human health effect of ionising radiation of Frischknecht et al. (2000).

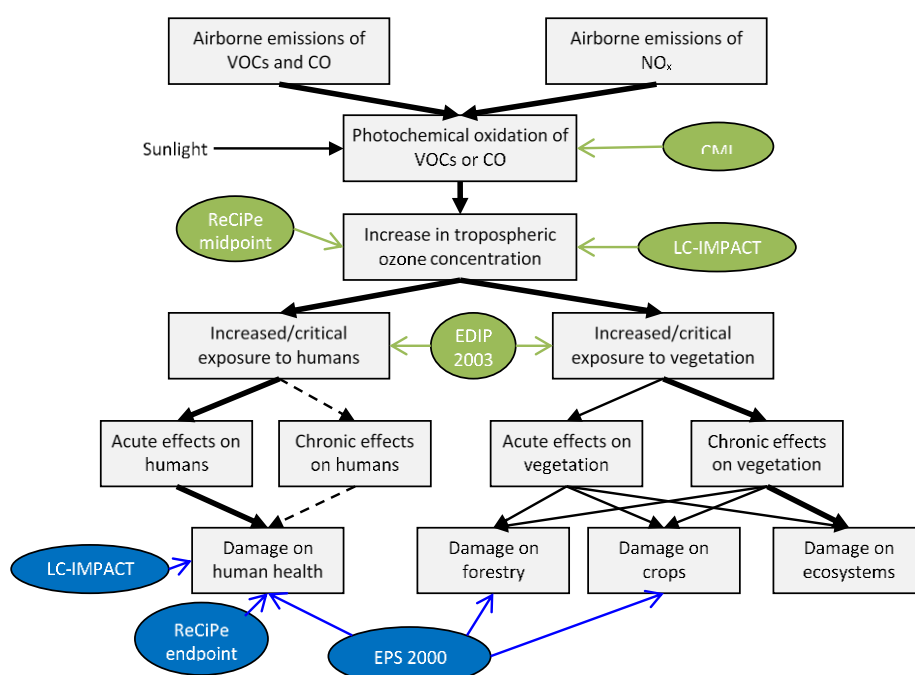
VIII.1.7. PHOTOCHEMICAL OZONE FORMATION

• Introduction

Impacts of photochemical ozone in the troposphere²⁰ on humans occur when ozone and other reactive oxygen compounds, such as peroxides, are inhaled. Ozone is, like particulate matter, known as a constituent of smog. Where particulate matter is also referred to as winter smog, ozone is sometimes referred to as summer smog. In the human body it damages tissue and causes respiratory diseases. Impacts on vegetation arise when the reactive compounds attack the surfaces of the plants or enter the leaves, and damages its photosynthetic system.

The chemical reaction scheme of photochemical ozone formation from the initial pollutants is complex, because it depends on the specific emitted compound, but it can be summarised for volatile organic compounds (VOCs) and carbon monoxide (CO) in general as follows.

1. VOCs or CO react with hydroxyl radical in the air and form peroxy radicals.
2. The peroxy radicals oxidize nitrogen monoxide (NO) to nitrogen dioxide (NO₂).
3. NO₂ is split by sunlight with formation of NO and release of oxygen atoms (O).
4. The oxygen atoms react with oxygen (O₂) to form ozone (O₃).



²⁰ The troposphere is the first 17 km of the atmosphere in the middle latitudes (20 km in tropic regions and 7 km in polar regions).

Tableau 18: Causality chain to assess impacts of photochemical Ozone formation on human health with the different positions of the assessed methods.

- Evaluation of midpoint methods for photochemical ozone formation

Four different midpoint methods were evaluated:

EDIP 2003

EDIP 2003 midpoint is based on a model that meets the science based criteria. It respects non-linearity of photochemical ozone formation and addresses both human health and vegetation impacts. It provides spatially differentiated factors as well as overall site-generic factors for Europe. Adaptation to other continents however is not straightforward.

CML

CML scores the lowest for several criteria. The model it uses can be considered as outdated, because more sophisticated models have been developed since.

ReCiPe midpoint

The ReCiPe midpoint method for photochemical ozone formation is based on a detailed fate and exposure model for human health impacts. Its model was developed in a form which makes it readily adaptable for calculation of a set of consistent factors for each continent if integrating continent-specific atmospheric fate models. A global default factor can be found as a weighted average of the continent factors or perhaps calculated using a global average atmospheric fate model. Furthermore, the present version of the model can provide spatially differentiated factors, but only for Europe. This method is recommended for characterisation at midpoint level of photochemical ozone formation impacts on human health.

ReCiPe currently calculates the indicator value by summing impacts from grid cells in which there is a resident human population. This gives the indicator a bias towards human health impacts and makes it inappropriate to represent impacts on ecosystems.

LC-IMPACT midpoint

LC-IMPACT developed a regionalized midpoint method as intake fraction for NO_x and NMVOC.

Recommendation

Both the ILCD Handbook and the PROSUITE report recommend the ReCiPe midpoint method for photochemical ozone formation effects on human health. The reasons are that it is based on a detailed fate and exposure model, and is ready to be used on

different geographical levels as long as an appropriate atmospheric fate factor is provided. No method is recommended at midpoint for impacts on ecosystem.

- Evaluation of endpoint methods for photochemical ozone formation

Three different endpoint methods were evaluated:

ReCiPe endpoint

The ReCiPe endpoint method meets the science based criteria well, is peer reviewed and benchmarked against other models, provides factors for NO_x as well as for NMVOCs, and its environmental relevance is high for a European setting. It has a good link to the recommended midpoint and applies of the same framework which makes it adaptable to other continents and to the global situation if the relevant effect data can be incorporated. The recommendation of the model in its present form depends on the justification of the assumption that only acute effects of ozone exposure are important, and that there is no threshold for exposure below, which effects can be disregarded. Factors should be provided for NMVOC, CH₄, CO and NO_x.

EPS 2000

EPS 2000 is based on an outdated model. Human health and crops loss impact are based on epidemiological data.

LC-IMPACT

LC-IMPACT assesses both damages to human health and natural vegetations. Impact on human health is calculated by multiplying an intake factor by an effect factor and a damage factor. This is done by applying up to date concentration response function. Impact on natural vegetation is the change of potentially affected fraction of trees and grassland species due to change in emission of NO_x and NMVOC. It is calculated as fate factor multiplied by an effect factor.

Recommendations

The PROSUITE report recommends the LC-IMPACT method for the following reasons (text directly taken from the report): LC-IMPACT is the most suitable approach at endpoint. For human health, it provides a global assessment of intake fractions and corresponding human health effects due to ozone exposure. For damage to natural vegetation by ozone, characterization factors are derived on a spatially explicit scale for 65 European regions.

VIII.1.8. ACIDIFICATION

• Introduction

The impact category “Acidification” addresses the impacts of airborne emissions of acidifying substances. Acidification refers to processes that increase the acidity of water and soil in ecosystems by increasing hydrogen ion concentration. This increased concentration is caused by deposition of airborne emissions of acidifying substances on the surface. The group of acidifying substances mainly consist of nitrogen oxides (NO_x), sulphur dioxide (SO₂) and ammonia (NH₃).

The model framework for calculating characterization factors is expressed as:

- a fate factor, representing the transport in the air and deposition on land, multiplied by
- a sensitivity factor, which depends on soil properties, multiplied by
- an effect factor, which is the response of the ecosystem to the change in nutrient concentration, acidity and presence of toxic aluminium ions.

The damage is expressed in decrease in biodiversity and/or decrease in bio-productivity. Tableau 19 gives an overview of the causality chain to assess the impacts of acidifying emissions.

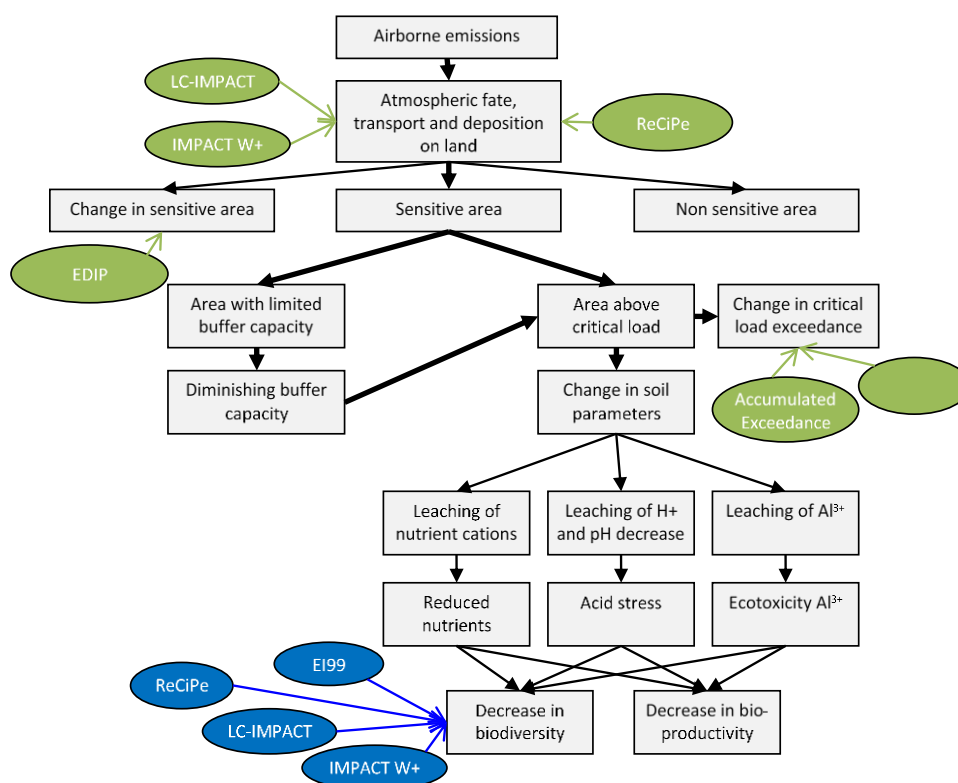


Tableau 19: Causality chain to assess impacts of acidifying emissions with the different positions of the assessed methods.

The main criteria focus on:

- the presence of an atmospheric fate and transport model;
 - a fate sensitivity factor discriminating between sensitive (including areas with limited buffer capacity) and non-sensitive areas;
 - acidification potential considered at midpoint;
 - For endpoint methods, also the presence of a dose-response model for biodiversity/bio-productivity is considered essential.
-
- Evaluation of midpoint methods for acidification

Five approaches at the midpoint are pre-selected for analysis:.

EDIP 2003

provides European Country-dependent CF, which is based on measuring changes in unprotected ecosystems. The scope of the EDIP 2003 model for the evaluation of acidifying chemicals is not compatible with LCA. The method discounts effects of acidifying deposition occurring in areas above the critical load.

Accumulated Exceedance²¹

provides European Country-dependent CF for Acidification and Terrestrial Eutrophication based on EMEP (LRTAP 1999) atmospheric transport and deposition model. The method is available in LCA software since the characterisation factors of the ILCD recommended midpoint methods were published by the JRC.

CML

also provides European spatially-specific characterization factors, based on the method of Hazard index (HI). It expresses the marginal change in the hazard index of all ecosystems in Europe, comparing actual load to critical load weighted over ecosystems and regions.

ReCiPe midpoint

only considers forests. The midpoint indicator is based on the base saturation method developed by van Zelm and colleagues, which characterize soil sensitivity as change in soil base saturation.

LC-IMPACT midpoint

also only provides characterisation factors for terrestrial environment, taking the sum of product between atmospheric fate factor and soil sensitivity as the midpoint indicator. Here soil sensitivity represents “the change in soil solution H⁺ concentration due to change in atmospheric deposits of pollutant in soil”.

²¹ The Accumulated Exceedance method is the only one that has not been implemented in any method framework, but is included here as it was recommended in the ILCD Handbook and is subsequently used for Product Environmental Footprint assessments.

Recommendations

The ILCD Handbook and the PROSUITE report both recommend the Accumulated Exceedance method for the midpoint on terrestrial acidification. The PROSUITE report argues however that the updated factors provided in 2008 should be used. The method qualifies the science based criteria and has gained a good acceptance among stakeholders. It includes atmospheric and soil fate factors sensitive to emission scenario and distinguishes between load to non-sensitive and sensitive areas.

- Evaluation of endpoint methods for acidification

Four different endpoint methods were evaluated for acidification:

Ecoindicator99

Ecoindicator 99 is somewhat different from the rest as it combines eutrophication and acidification in one model (a plant cannot tell whether it was the eutrophying or the acidifying impact of a nitrogen release). It is based on a Dutch emission model, and the Dutch conditions are not really representing the rest of the world

ReCiPe endpoint

ReCiPe endpoint sets the most interesting basis for the next generation of acidification methods. The dose-response model and the integration with the recommended midpoint model need to be further evaluated and the feasibility to adapt the effect factor for different ecosystems needs to be further explored (currently based on European forest only). It also does not consider terrestrial acidification in other ecosystem apart from forest and acidification on aquatic ecosystem.

LC-IMPACT endpoint

The LC-IMPACT model meets all criteria. A global scale atmospheric fate model is applied first. Then "critical loads exceedance" differentiated the sensitive and insensitive area. Acidification potential is presented by soil pH change caused by pollutant emission. And an up to date dose-response model for biodiversity is applied at endpoint. It develops a framework for continent-spatially-explicit (resolution: 2.0° x 2.5°) characterization factors.

Recommendations

In the ILCD Handbook no recommendation at endpoint is given although ReCiPe is seen as the best method for internal use. In the PROSUITE report there is no endpoint method recommended for acidification impacts on ecosystem. As no method was recommended in the ILCD Handbook and the PROSUITE report, PRé recommends using the ReCiPe method.

VIII.1.9. EUTROPHICATION (TERRESTRIAL, FRESHWATER AND MARINE)

• Introduction

Eutrophication is an impact category that addresses impacts from emission of nitrogen (N) and phosphorus (P) compounds on aquatic ecosystems, such as lakes and oceans, or terrestrial ecosystems, such as forests and grasslands. The emissions can be airborne emissions of N compounds (NO_x, NO, NO₂) from combustion processes and artificial fertilizers. Such emissions later deposit mainly on terrestrial systems as nutrients for plants and other organisms. There can also be waterborne emissions of N and P containing substances that are nutrients to algae and other aquatic organisms.

The direct effect of the additional nutrients is stimulated growth of some species more than others, resulting in a change in species composition in the ecosystem. Increased algae growth in aquatic systems due to eutrophication can cause reduced penetration of light into the water and oxygen depletion. This obviously has damaging effects on other species. Tableau 20 shows a detailed description of possible impact pathways and which parts are described by the evaluated methods.

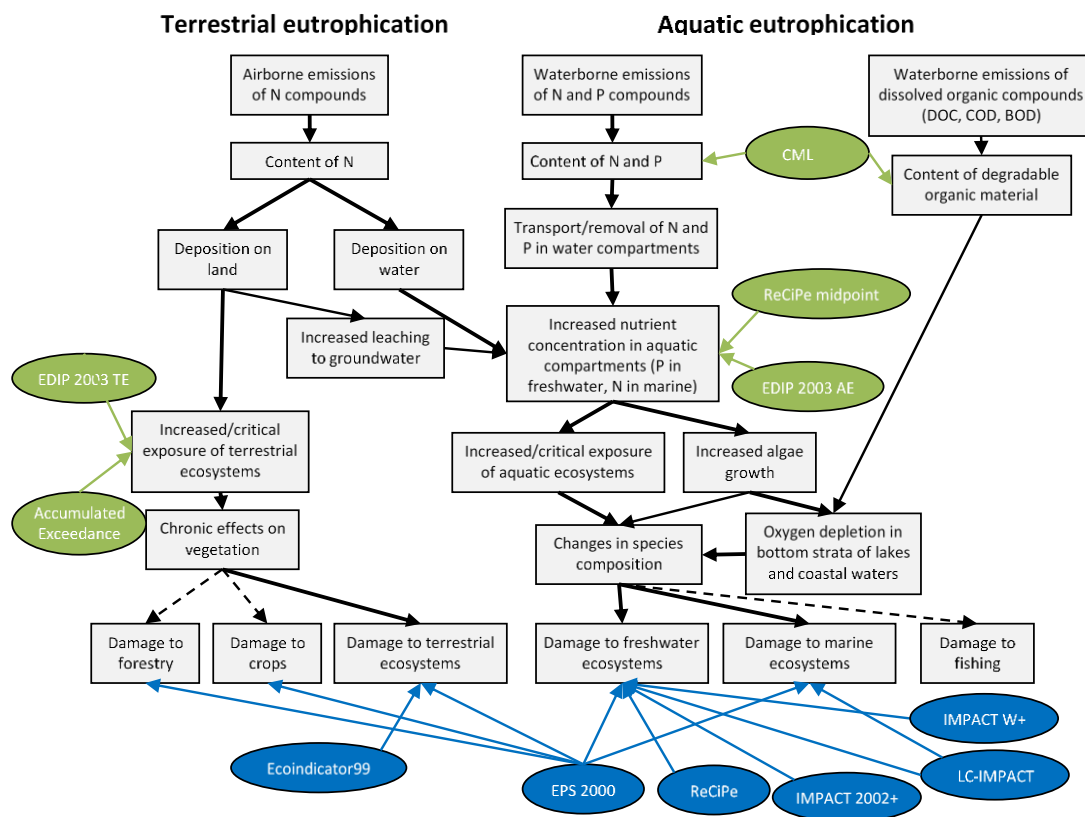


Tableau 20: Environmental mechanism for eutrophication and associated LCIA methods (from JRC, 2011)

- Evaluation of midpoint methods for eutrophication

There are two midpoint methods that combine the effects of P and N compound emissions and degradable organic material on aquatic ecosystems (AE), namely CML and IMPACT 2002+. EDIP and ReCiPe contain two different categories for effects of P and N compounds and EDIP is the only method in the list that includes a category that addresses effects on terrestrial ecosystems (TE). An overview of the different methods that contain eutrophication categories is shown in Tableau 21.

Tableau 21: Midpoint methods and the eutrophication categories, units and emissions included

Method	Category	Unit	Emissions included
CML-IA baseline	Eutrophication (aquatic)	kg PO4--	P & N compounds
IMPACT 2002+	Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	P & N compounds
EDIP	Aquatic eutrophication EP(N)	kg N	Only N compounds
EDIP	Aquatic eutrophication EP(P)	kg P	Only P compounds
EDIP	Terrestrial eutrophication	m2	Only N compounds
ReCiPe Midpoint (E, H, I)	Freshwater eutrophication	kg P eq	Only P compounds
ReCiPe Midpoint (E, H, I)	Marine eutrophication	kg N eq	Only N compounds

For terrestrial eutrophication at the midpoint, 4 methods are provided for evaluation:.

AE

provides European country-dependent CF for Acidification and Terrestrial Eutrophication. Atmospheric transport and deposition model is determined by EMEP with European critical load database. The eutrophication potential is expressed in accumulated exceedance. The method is available in LCA software since the characterisation factors of the ILCD recommended midpoint methods were published by the JRC.

CML

evaluates enrichment of terrestrial ecosystems with N and P based on the stoichiometry given by the Redfield ratio between N and P. It also provides CF for organic material emissions to water presented as BOD or COD, expressed as PO₄ equivalents.

EDIP2003

evaluates increase in area of terrestrial ecosystem exposed above critical load of N, expressed as m² unprotected ecosystem, based on calculation of the RAINS model. It is site-dependent at country-level in Europe.

ReCiPe midpoint

uses similar approaches as EDIP2003, but based on EUTREND atmospheric emissions. It only considers P emissions in freshwater systems and N emissions in marine systems.

Recommendations

Both the ILCD Handbook and the PROSUITE report recommend the Accumulated Exceedance for terrestrial eutrophication at midpoint level. The reason for this is that it performs well on both scientific based criteria and stakeholder acceptance as it is used for policy purpose in Europe by European Commission and United Nations Economic Commission for Europe's Long-range Trans-boundary Air Pollution Convention. Atmospheric and soil fate factors are included, with distinguish between load of non-sensitive and sensitive areas. It's possible to be transformed into different geographical level with proper sets of data and expert estimate on soil sensitive area.

The approach used in ReCiPe is preferred in the ILCD Handbook and PROSUITE report as recommended default method at midpoint level for aquatic eutrophication

- Evaluation of endpoint methods for eutrophication

Of the midpoint methods, only IMPACT 2002+ and ReCiPe also have equivalent endpoint categories, converted in biodiversity loss. Ecoindicator 99 has a category that combines eutrophication with acidification and only addresses terrestrial eutrophication impacts. The EPS 2000 methods contains 4 different categories that include the impacts of eutrophication, of which 3 concern agricultural/ forestry ecosystems and one concerns natural ecosystems (Tableau 22).

Tableau 22: Endpoint methods, category names, units and emissions included for the eutrophication impacts

Method	Category	Unit	Emissions included
IMPACT 2002+	Aquatic eutrophication	PDF*m2*yr	P & N compounds, COD
ReCiPe Endpoint (I, E, H)	Freshwater eutrophication	Species*year	Only P compounds
ReCiPe Endpoint (I, E, H)	Marine eutrophication	Species*year	Only N compounds
Ecoindicator 99	Acidification/eutrophication	PDF*m2yr	N compounds
EPS 2000	Crop growth capacity	kg	N compounds
EPS 2000	Wood growth capacity	kg	N compounds
EPS 2000	Fish and meat production	kg	N compounds
EPS 2000	Species extinction	NEX	N & P compounds
LC-IMPACT	Aquatic eutrophication	PDF*m2yr	
IMPACT World+	Aquatic eutrophication	PDF*m2yr	

For terrestrial eutrophication at the endpoint, only 2 methods are analyzed: Eco-indicator 99 and EPS2000.

- Eco-indicator 99 applies a simplified fate assumption, which determines the fraction of acidifying or eutrophying emission deposited in Europe. The effect factor is based on the Netherlands percentage of threatened species caused by acidifying and eutrophying, expressed changes in m² per marginal change in deposition.
- EPS2000 includes both terrestrial and aquatic eutrophication. It assumes equal distribution of deposition on natural areas, agricultural areas and water. The effect factor is based on an estimation of the number of species being endangered in Sweden due to eutrophication.

For aquatic eutrophication at the endpoint, 4 methods were evaluated: EPS2000, IMPACT 2002+, ReCiPe, and LC-IMPACT.

- EPS2000 includes a factor for BOD and COD emissions to water. It simply assumes a fixed global distribution of N and P without considering removal processes. Damage factors for waterborne and airborne emissions are respectively based on Scandinavian data and Baltic Sea Region.
- IMPACT 2002+ endpoint considers damage to freshwater system based on the relationship between P-exposure and species diversity (fraction of affected or disappeared species). It is not validated yet, but will be interesting for the next generation approaches.
- ReCiPe endpoint predicts increasing P concentration in freshwater system and links it with ecosystem damage in terms of potential disappeared fraction of species based on Dutch ecosystems; there is no endpoint for marine systems
- LC-IMPACT estimates freshwater eutrophication impacts caused by phosphorus emissions to freshwater, by combining a fate factor including three pathways for transporting P downstream (retention, advection and water use), and effect factor developed for four regions, two species groups and two freshwater types. Cosme and co-workers develop marine eutrophication CFs for both airborne and water borne N emissions. It consists of a "fate factor to express N increase in the marine compartment with correction for river-N and marine-N loss, an exposure factor to link N increase with oxygen consumption, and an effect factor to estimate species diversity loss due to low levels of dissolved oxygen in the bottom layers of the marine ecosystems" (Cosme et al., 2013)²².

Recommendations

No method is recommended by the ILCD Handbook at the endpoint level, basically due to the lack of sufficient scientific quality and consensus when linking midpoint to damage indicators. As interim solution, ReCiPe can be used for aquatic acidification in

²² Cosme, N., H. F. Larsen, and M.Z. Hauschild. 2013. Spatially-explicit characterisation factors for marine eutrophication. In EU FP7 project: LC-IMPACT.

freshwater.

The PROSUITE report recommends the LC-IMPACT method for marine and freshwater eutrophication at endpoint level.

VIII.1.10. ECOTOXICITY (TERRESTRIAL, FRESHWATER AND MARINE)

- Introduction

Ecotoxicity is the subject of study of eco-toxicology science and refers to the potential for toxic substances to affect ecosystems. When certain amounts of these toxic substances are emitted via air, agricultural fields, or water to the natural environment, they can harm individual species. This can disrupt the balance between the existing species and consequently comprise the whole ecosystem. In life cycle impact assessment, distinction is made between damage to marine, freshwater and terrestrial ecosystems. Tableau 23 shows an overview of the causality chain of models to assess ecotoxicity.

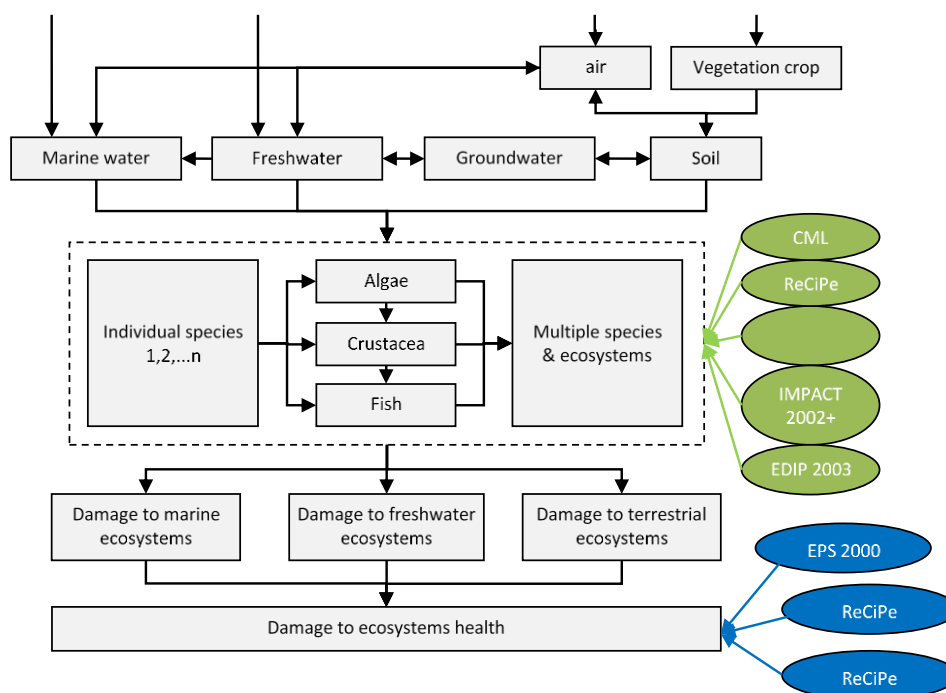


Tableau 23: Causality chain of the models to assess impacts of toxic emissions on ecosystems health with the different positions of the assessed methods.

Ecotoxicity methods must be based on models that account for the fate of a toxic substance in the environment, species exposure, and differences in toxicological response. The basis of comparative risk in LCA for the entire global population of species is recommended. This must be based on best-estimates complemented with uncertainty insights. The factors must reflect the likelihood of a toxicological effect integrated over time and space that is associated with the release of a quantity of toxic substance into the

environment. Contributions of emissions to short-term/acute and local scale effects are not typically addressed in LCA. The focus here is on the contribution of emissions to the long-term risk of eco-toxicological effects and associated consequences considering all species habitats and disperse emissions.

The evaluation of the methods considers the extent to which the method distinguishes the emission compartments, such as urban and rural air, freshwater versus sea water, and agricultural versus industrial soils. It also distinguishes endpoints representing the terrestrial, freshwater and marine environments.

- Evaluation of midpoint methods for ecotoxicity

The ecotoxicity midpoint methods USEtox, IMPACT 2002+, ReCiPe midpoint show compliance with criteria in all essential aspects for the science-based criteria, while EDIP has a compliance only in some aspects due to a rather simplistic fate assessment. For the evaluation of stakeholders' acceptance criteria, the USEtox model has the advantage that the principles of the model are relatively easy to understand and the UNEP encourages its use by businesses and governments. New versions of the USES-LCA (ReCiPe, CML) and USEtox method will be implemented in the LC-IMPACT and IMPACT World+ method frameworks, respectively.

Recommendations

The USEtox midpoint model is recommended by the ILCD Handbook and PROSUITE report for the midpoint calculations for freshwater ecotoxicity. No method is recommended for marine and terrestrial ecotoxicity.

- Evaluation of endpoint methods for ecotoxicity

For the three evaluated endpoint methods (EPS2000, ReCiPe, IMPACT2002+), there is little or no compliance with the scientific and stakeholder acceptance criteria, as the overall concept of the endpoint effect factors is hardly validated and the endpoint part of the methods is not endorsed by an authoritative body.

Recommendations

No method is recommended by the ILCD Handbook for the endpoint assessment of ecotoxicity, as no method is mature enough. The PROSUITE report recommends loss of species derived from USEtox midpoint (assuming PAF = PDF and using freshwater species density as used in ReCiPe - Goedkoop et al. 2009). No method is recommended for marine and terrestrial ecotoxicity.

VIII.1.11. LAND OCCUPATION AND TRANSFORMATION

• Introduction

The impact categories “Land occupation” and “Land transformation” reflect the damage land use has on ecosystems. Examples of land use are agricultural production, mineral extraction and human settlement. Occupation of land can be defined as the maintenance of an area in a particular state over a particular time period. Transformation is the conversion of land from one state to another state, for example from primary forest to arable land for intensive crop production. Land transformation is often followed by land occupation.

Land occupation causes physical changes to flora and fauna, which results in altered species composition and accompanied species loss and possible species extinction. There are also a lot of side-effects thinkable, such as changes in soil quality and reduction of habitat size elsewhere (Figure 11.1), but they are often not taken into account in LCIA methods. The environmental mechanism of land transformation is more complex, because it has effect not only on physical changes to flora and fauna. Land transformation also has an effect on physical changes to the soil, which also has an effect on species composition.

Another complicating factor for land transformation is that the changes to the soil causes the release of the greenhouse gases carbon dioxide, nitrous oxide and methane, which has a significant contribution to climate change. This mechanism, however, is normally included in the life cycle inventory and therefore excluded from life cycle impact assessment.

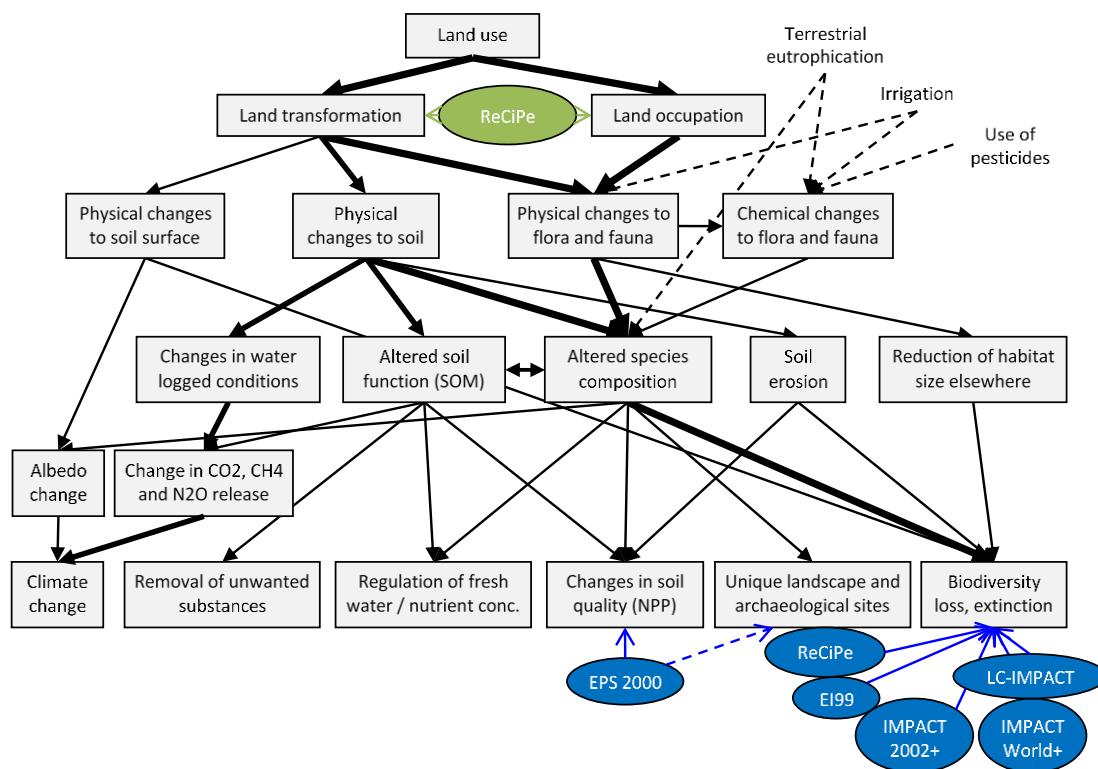


Tableau 24: Causality chain to assess impacts of land occupation and transformation with the different positions of the assessed methods.

- Evaluation of midpoint methods for land occupation and transformation

The midpoint method implemented in ReCiPe simply adds up all land occupation and transformation. It is simple and robust, but misses environmental relevance.

The method by Milà i Canals et al. (2007) recommended by the ILCD produces only one indicator describing soil quality as a whole. Mass of carbon lost from the soil during transformation and occupation is used to describe the environmental problem field of land use. The characteristic unit is kg C deficit eq. At the moment the method is not using regionalised characterization factors and does not cover biodiversity impacts.

The method is available in LCA software since the characterisation factors of the ILCD recommended midpoint methods were published by the JRC.

Recommendations

Milà i Canals et al. (2007) was chosen in the ILCD Handbook as the most appropriate among the existing approaches for the midpoint indicator, even though its scope is currently limited.

- Evaluation of endpoint methods for land occupation and transformation

In general, land-use methods do not score highly against most criteria, as developments are still ongoing. The ReCiPe Midpoint method is only a simple addition of the land area transformed or occupied without any characterisation of the different land-use types and associated environmental impact.

At the endpoint level, all methods evaluated are too immature to be recommended. However, the ReCiPe method may be used as an interim solution. The ReCiPe method considers land occupation and transformation, but only for 12 different land-use types, specifically chosen to be the most stable according to the model used and most relevant for LCA. The model distinguishes three types of arable land-use intensity.

LC-IMPACT is a robust scientific method for land use impacts on terrestrial ecosystems. It provides global spatially differentiated characterisation factors. When assessing absolute impacts, it distinguishes between reversible and irreversible species loss. It also provides specific characterisation factors for 5 different taxonomic groups, and an aggregated version of all taxonomic groups.

Recommendations

At the endpoint level, the ILCD Handbook considers all methods evaluated too immature to be recommended. However, the ReCiPe method may be used as an interim solution. The PROSUITE report recommends the LC-IMPACT method.

VIII.1.12. WATER SCARCITY

• Introduction

Water scarcity can have a serious impact on human health and ecosystems through competition for water between domestic users, agriculture, fisheries and ecosystems. Life cycle impact assessment methods try to quantify this effect by introducing regionally specific socioeconomic factors and specific factors for each competitor. All methods include an indicator for water scarcity or water stress. However, this indicator is not part of the causality chain between the water inventory (water consumption) and the damage on human health and ecosystems. The water scarcity or stress indicator therefore does not give a good indication of the potential damage to the endpoints.

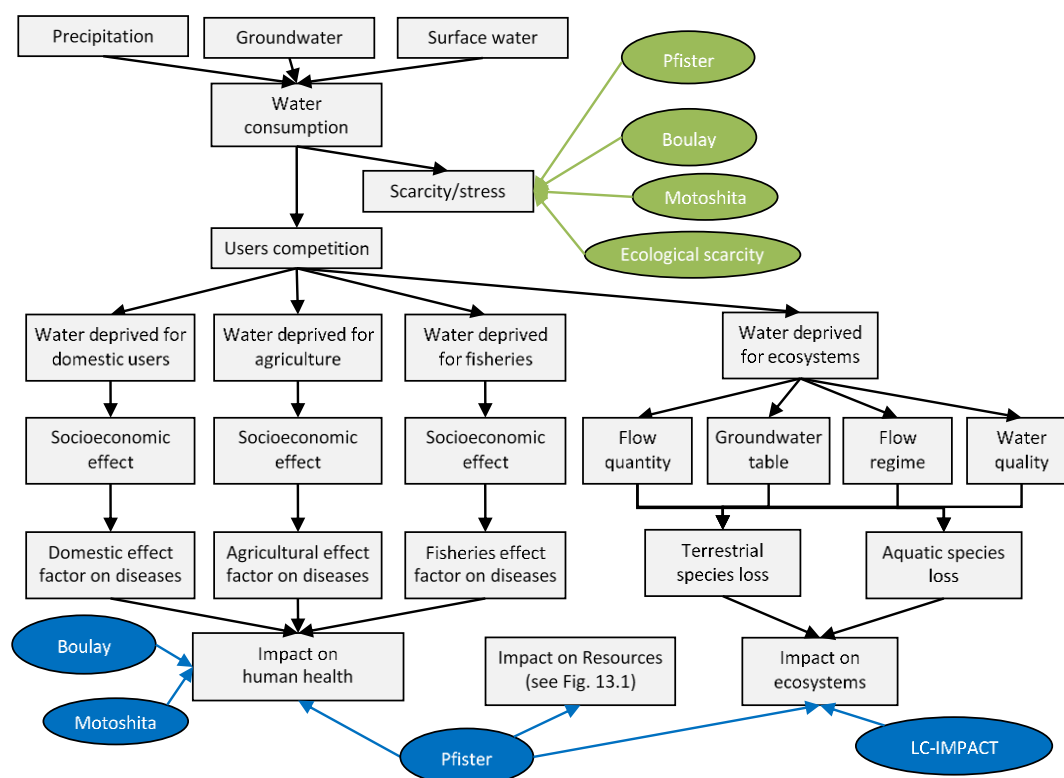


Tableau 25: Causality chain of the models to assess impacts of abiotic resource use with the different positions of the assessed methods.

• Evaluation of methods for water scarcity at midpoint and endpoint level

When the ILCD report was written only the Ecological scarcity method was deemed acceptable as it deals with the issue of water stress, by comparing the inflow and extraction of water on a country basis. So, in the ILCD handbook this is the recommended midpoint method.

Since then the other methods mentioned here were published, and in a separate report on the PROSUITE website we find an assessment of those methods²³. The report recommends the following (directly taken from this report):

Regarding the level of detail in the cause effect chain, detail of spatial distinction and global

coverage, the method of Pfister et al. (2009)²⁴ is recommended to be used, as it is currently the only operational method available that it consistently covers a wide range of environmental impacts related to freshwater consumption:

- Water stress (midpoint level): Generic water scarcity measure
- Impacts on ecosystem quality (endpoint level) : Reduced primary production due to decreased water availability for ecosystems
- Impacts on human health (endpoint level): Malnutrition due to lack of water for food production
- Impacts on abiotic resources (endpoint level) : Surplus energy required to replace depleted water resources

Recommendations

While ILCD recommends Ecological scarcity for the midpoint approach, PROSUITE recommends Pfister. PRé thinks that Pfister is recommendable both on the midpoint level and the three endpoints indicators.

²³ Pfister and Hellweg (2011). D3.3: Presentation and evaluation of existing methods to characterize different water use flows in life cycle studies and Operational indicators for water use. PROSUITE.

http://www.prosuite.org/c/document_library/get_file?uuid=91334d4c-5934-4b05-adbb-4b53c8ffdb6e&groupId=12772

²⁴ Pfister, S., A. Koehler, and S. Hellweg. 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. Environmental Science & Technology 43 (11):4098-4104.

VIII.1.13. ABIOTIC RESOURCE SCARCITY

- Introduction

The earth contains a finite amount of abiotic resources, that is fossil fuels and minerals. Abiotic resource scarcity is the decrease in availability of the total extractable reserves. There is little consensus on the focus of possible effects of resource extraction. The existing methods for abiotic resource scarcity are based on one of the following:

- 1) energy or mass,
- 2) exergy or entropy,
- 3) use to stock ratio, or
- 4) future consequences of resource extraction.

The fourth is considered as the approach for calculating endpoint characterisation factors. The basic idea behind it is that extracting a high concentration of resources today will force future generations to extract lower concentration or lower value resources. This results in the need for additional efforts which can be translated into higher energy or costs, and thus leads to an increased impact on the environment and economy. The endpoint indicator can, for example, be calculated as “surplus cost”, expressed as the additional cost for future extraction; or the “surplus energy”, expressed as the additional energy requirement for further extractions of the resource in the future.

The first three are midpoint approaches, but none of them are compatible with the endpoint approach.

Following the impact pathway in Tableau 26, resource scarcity impacts are suggested to be divided into four categories reflecting the lack of consensus on what is the main issue for this impact category:

- **Category 1** methods are at the first step of the impact pathway. They use an inherent property of the material as a basis for characterisation. The environmental relevance is low in terms of expressing resource depletion, but the characterisation factors are relatively robust. As described in the area of protection for “Natural Resources”, those methods that do not include the concept of resource scarcity are not considered. Therefore, this category is considered incompatible with the area of protection “Natural Resources” (irrespective of the quality of the method).
- **Category 2** methods address the scarcity of the resource by basing the characterisation factor on the ratio between what is extracted, and what is left. They have a higher environmental relevance, and potentially a higher uncertainty.
- **Category 3** methods focus on water and are treated as a separate category due to the regional dependence of this resource issue, which the characterisation model needs to consider. Water scarcity is discussed in a separate category (Chapter 0).
- **Category 4** describes the endpoint methods. These aim to cover the entire environmental mechanism.

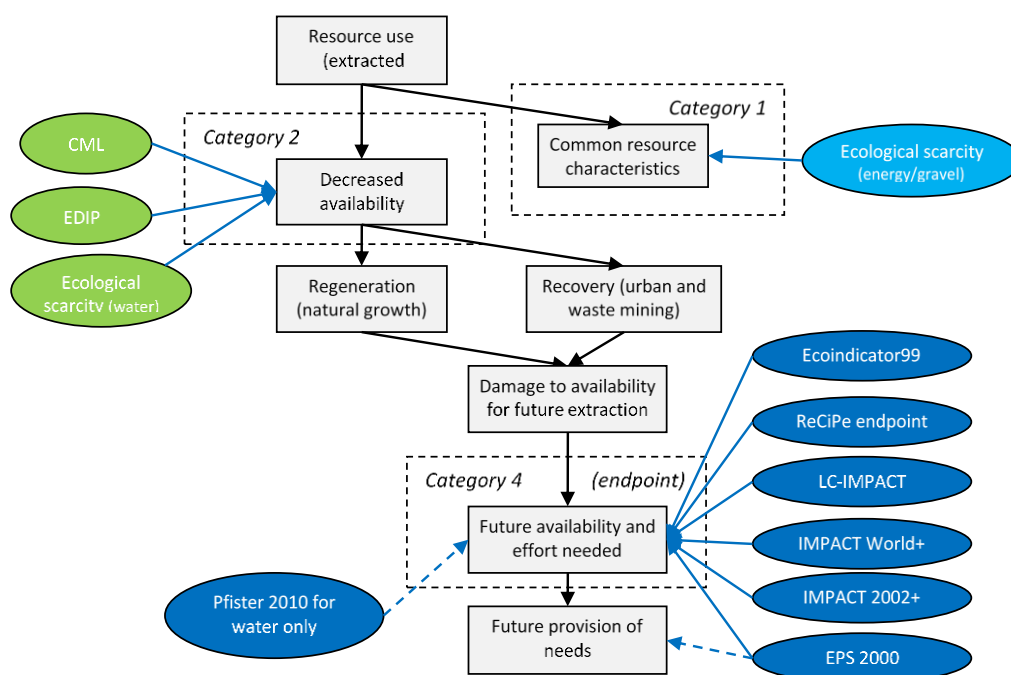


Tableau 26: Causality chain of the models to assess impacts of abiotic resource use with the different positions of the assessed methods.

- Evaluation of midpoint methods for abiotic resource scarcity

Three different midpoint methods were evaluated for abiotic resource scarcity:

Ecological Scarcity

The Ecological scarcity method uses the distance-to-target approach, where the difference between the actual use and the desired target use, set by the Swiss government form the basis of the weights adopted. For non-renewable resources, the energy content (net calorific value, in MJ) is multiplied by a factor of 3.3, while the renewable energy resources are multiplied with a factor 1.1. As a consequence, this impact category concerns not only one but two midpoints. For non-renewable resources, MJ (higher heating value) per kg is used as a characterisation factor. For renewable resources, a correction factor is sometimes used for the ratio between primary energy input and produced energy. Wood is only considered to be renewable if there is an appropriate forest-management regime.

CML

The CML method includes non-renewable resources (fossil fuels and minerals). There are three versions of the factors: 1) based on the USGS economic reserve, 2) based on reserve base figures and 3) based on the ultimate reserve estimates. The characterisation factors are named abiotic depletion potentials (ADP) and expressed in kg of antimony equivalent, which is the adopted reference element. The abiotic depletion potential is

calculated for elements and, in the case of economic reserves and reserve base, several mineral compounds.

EDIP

The EDIP method was updated in 2004 and includes non-renewable resources (fossil fuels and minerals). The amount of the resource extracted is divided by the 2004 global production of the resource and weighted according to the quantity of the resources in economically-exploitable reserves. Effectively, this means that the global annual production drops out, so that the characterisation model is based on the economic reserves only. The characterisation factors are expressed in person-reserve, meaning the quantity of the resource available to an average world citizen.

Recommendations

The CML method is recommended in the ILCD framework since it captures scarcity by including extraction as well as reserves of a given resource. Characterization factors are given for metals, fossil fuels and, in the case of reserve base and economic reserves, mineral compounds. In addition, the method covers most of the substances/materials identified as critical. Data on reserves and production are taken from the US Geological Survey. Characterization factors are given for economic reserves, reserve base, and ultimate reserves. The characterization factors given for the reserve base are recommended, as this reflects a longer time horizon and the possibility of improvement in mining technology, making feasible the exploitation of previously sub-economic deposits. The reserve base includes deposits which meet certain minimal chemical and physical requirements to potentially become economically exploitable within planning horizons.

The PROSUITE report also recommends the CML method for the midpoint indicator, but does not specify which of the 3 versions (economic reserves, reserve base, and ultimate reserves).

- Evaluation of endpoint methods for abiotic resource scarcity

Five different endpoint methods were evaluated for abiotic resource scarcity:

Ecoindicator 99

The Ecoindicator99 method includes non-renewable resources (fossil fuels and minerals). The characterisation factor is expressed as Surplus Energy. This expresses the additional energy requirements due to mining resources with a decreased grade at some point in the future. This point is arbitrarily chosen as the time mankind has mined 5 times the historical extraction up to 1990. Current technology is assumed. The method calculates the depletion of elements, not ores.

EPS

The EPS method includes non-renewable resources (fossil fuels and minerals) and renewable resources (water, fish, meat and wood). The amount of resource depleted is directly normalized and weighted using monetization. Characterisation factors are expressed in Willingness to Pay, indicating the costs of extracting and purifying the element. The characterisation is based on future technologies and abundance of metal ores in the Earth's crust. It is based on depletion of element concentrations, and expressed in amount of element in ore concentrations.

IMPACT 2002+

IMPACT 2002+ includes non-renewable resources (fossil fuels and minerals). The mineral depletion is modelled as in Eco-Indicator 99. The characterisation factor of fossil fuels is expressed as total primary energy, including feedstock energy for energy carriers (higher heating value). The surplus energy and the actual fossil fuel energy contents are added using a weighting factor of 1; there is no clear justification.

ReCiPe

ReCiPe includes non-renewable resources (fossil fuels and minerals). For minerals, the marginal increase of costs due to the extraction of an amount of ore is the basis of the model. Furthermore, mineral depletion is based on depletion of ores, instead of elements. This is an advantage because most minerals come from different ores, and each ore usually produces several minerals. Some minerals are almost exclusively co-products and with the ReCiPe method these can now be modelled in greater detail. For fossil fuels, the marginal increase of oil production costs (due to the need to mine non-conventional oils) is used. Characterisation factors are expressed as Surplus Costs. These are the costs incurred due to the fact that, after the extraction of the best (highest grade) resources, future mining becomes more expensive. In this cost calculation, a depreciation rate of 3% is chosen. Current technology is assumed to determine the costs.

LC-IMPACT

Similar to ReCiPe, in the LC-IMPACT method for mineral resource “the endpoint indicator is expressed as surplus cost which is the global future cost increase due to marginal mineral resource use. The surplus cost was calculated for three different societal perspectives used to differentiate the value choices regarding discounting and future production scenarios” (Vieira et al. 2013)²⁵. The LC-IMPACT RD method for fossil fuel is “a method to assess fossil resource depletion based on surplus cost (SC), which is the global future cost increase due to marginal fossil resource use in the life cycle of products. The marginal cost increase (MCI) is calculated as an intermediate parameter for crude oil, natural gas and coal separately. Its calculations are based on production cost and cumulative future production per production technique or country. The SC is calculated as an indicator for fossil resource depletion and it follows three different societal perspectives used to differentiate the subjective choices regarding discounting and future production scenarios” (Ponsioen et al. 2013)²⁶.

Recommendations

The ILCD Handbook recommends the following. At the endpoint level, all methods evaluated are too immature to be recommended. However, the ReCiPe method may be used as an interim solution.

The PROSUITE report recommends the LC-IMPACT for both fossils depletion and elements depletion, which is a follow up of the ReCiPe method.

²⁵ Vieira, L. R., T.C. Ponsioen, M. Goedkoop, and M.A.J. Huijbregts. 2013. Surplus cost as a life cycle impact indicator for mineral resource scarcity. In EU FP7 project: LC-IMPACT.

²⁶ Ponsioen, T.C., M.D.M. Vieira, and M.J. Goedkoop. 2013. Surplus cost as a life cycle impact indicator for fossil resource depletion.

VIII.1.14. COMBINING METHODS

When looking at the overview of methods recommended by the ILCD Handbook and the PROSUITE report per impact category, you can see a mix of many different sources/authors, especially at midpoint level (see Tableau 27 : and Tableau 28).

When combining such methods, we should be aware that they may be based on very different modelling assumptions. We would like to highlight two general problems in particular:

1. When combining different impact categories, it is important that the modelling assumptions and the scope of the methods are the same or at least similar. Modelling assumptions are for example the time frame or discounting of future damage or whether an average or a marginal distance is chosen (meaning the distance between the current state and the preferred state of the environment per unit of concentration increase).
2. The scope is important because methods may not cover the same human health aspects or the effect on the same types of species for ecosystem damage. For instance some method developers have chosen to merge toxicity from the problem of PM 10, while others kept them separate. Ozone formation is sometimes under PM 10, while in other methods, it is a separate impact category.

So, when impact assessment methods are separated from their context and rearranged to combine into a new method, there can be serious gaps or overlaps or inconsistencies which make it more difficult to understand the results and trade-off between impact categories.

When midpoints are to be combined into endpoints the problem even becomes bigger. Endpoint methods are based on the principles that each impact category can be further modelled until they get the same unit as the other endpoints under a certain area of protection. For instance, the recommended model for land use cannot be combined under any endpoint for ecosystems, as the units simply do not match.

Tableau 27 : Recommended methods at midpoint level

Category	ILCD Handbook midpoint	PROSUITE midpoint
Climate change	IPCC GWP100	IPCC GWP100
Ozone depletion	WMO100	WMO100
Human toxicity	USEtox	USEtox
Particulate matter	Humbert et al 2009	Humbert et al 2011
Ionising radiation	Frischknecht et al. (2000)	Frischknecht et al. (2000)
Photochemical ozone formation	ReCiPe	ReCiPe
Acidification	Accumulated Exceedance	Accumulated Exceedance
Eutrophication (terrestrial)	Accumulated Exceedance	Accumulated Exceedance
Eutrophication (aquatic)	ReCiPe	ReCiPe
Ecotoxicity	USEtox	USEtox
Land occupation/transformation	Mila i canals et al. 2007	Mila i canals et al. 2007
Water scarcity	Ecological scarcity	Pfister et al 2009
Abiotic resource scarcity	CML (reserve base)	CML (not specified)

Tableau 28 : Recommended methods at endpoint level

Category	ILCD Handbook endpoint	PROSUITE Endpoint
Climate change (not freshwater)	None	ReCiPe
Climate change (freshwater)	None	LC-IMPACT
Ozone depletion	ReCiPe interim	ReCiPe
Human toxicity	USEtox/Huijbregts	USEtox/Huijbregts
Particulate matter	ReCiPe adapted	LC-IMPACT
Ionising radiation	None	Frischknecht et al. (2000)
Photochemical ozone formation	ReCiPe	LC-IMPACT
Acidification	ReCiPe interim	LC-IMPACT
Eutrophication (aquatic)	ReCiPe interim	LC-IMPACT
Ecotoxicity (freshwater)	None	USEtox/ReCiPe
Land occupation/transformation	ReCiPe interim	LC-IMPACT
Water scarcity	None	Pfister et al 2009
Abiotic resource scarcity	ReCiPe interim	LC-IMPACT

Our recommendation is to be very careful when using methods that are compiled from several other methods. In general, the method developers have put much effort in creating a consistent set of impact categories without major overlaps or gaps and with a higher level of consistency regarding methodology choices. So, they are trying to achieve the highest level of consistency. At the same time, the selection of methods per impact category, like the ILCD has done, shows that no single method developer has been the best at all impact categories. This implies that when using an "original" method, one may be working with impact assessment methods that are not seen as state of the art. Still we think, unless the user has expert knowledge of impact assessment we recommend for the day to day use to rely on an "original" method.

For the future, we have hope that the global alignment process currently undertaken by the SETAC UNEP LC initiative will bring clarity. In 2015 a large workshop will be organised where consensus will be built on a global guidance framework for impact assessment, similarly to the Global Guidance on Databases.

VIII.2. Détails de documents normatifs et de publications de référence

VIII.2.1. PROGRAMME EPD

Le programme EPD recommande (« *shall* ») de rapporter les impacts environnementaux potentiels sous la forme des catégories d'impact suivantes :

<p>General Programme Instructions EPD §4.4.3</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Emission of greenhouse gases (expressed as the sum of global warming potential, GWP, 100 years, in CO2 equivalents). • Emission of acidifying gases (expressed as the sum of acidifying potential in sulphur dioxide (SO2) equivalents). • Emission of gases that contribute to the creation of ground-level ozone (expressed as the sum of ozone-creating potential, ethene-equivalents). • Emission of substances to water contributing to oxygen depletion (expressed as phosphate (PO4) equivalents). <p>In order to better characterise the environmental performance of a product category, the relevant PCR should indicate the use of other categories of potential impacts in parallel, providing the general agreed-upon characterisation factors exist. The characterisation factors used shall be reported in the EPD.</p>
--	---

Les facteurs de caractérisation recommandés à utiliser sont publiés sur le site internet du programme²⁷ et correspondent aux méthodes suivantes :

Impact category (Unit)	Characterisation factors	Original reference(s)
Acidification potential (kg SO2e)	AP, CML 2001 non-baseline, Version: April 2013.	Hauschild & Wenzel (1998)
Eutrophication potential (kg PO43-e)	EP, CML 2001 baseline Version: April 2013.	Heijungs et al. (1992)
Global warming potential (kg CO2e)	GWP100, CML 2001 baseline Version: April 2013.	IPCC (2007)
Photochemical oxidant creation potential (kg C2H4e)	POCP (high NOx), CML 2001 baseline Version: April 2013.	Jenkin & Hayman (1999), Derwent et al. (1998)

²⁷<http://www.environdec.com/en/The-International-EPD-System/General-Programme-Instructions/Characterisation-factors-for-default-impact-assessment-categories/#.VFqruk10xKZ>

Les catégories suivantes sont considérées comme optionnelles (sans méthode imposée) :

- Ozone depletion;
- Abiotic resource depletion.

Le document aborde en outre:

- Les préconisations en termes de déclaration liée à l'utilisation des ressources (matériaux, énergie non-renouvelable et renouvelable et eau), cf. § 4.4.2 ;
- La communication de données relatives aux déchets (dangereux / non-dangereux), cf. § 4.4.4 ;
- Les autres indicateurs environnementaux (par exemple inspirés du PEF) cf. § 4.4.5 ;
- Les informations additionnelles (cf. § 4.4.6).

VIII.2.2. NORME EN 15804+A1

La norme EN 15804 a été publiée en 2012 avant d'être transcrite dans les différentes législations des états membres. Une annexe A1 a été publiée en 2013 et réunie à la norme en 2014 pour donner la norme EN 15804+A1.

Catégories d'impact et méthodes de caractérisation à afficher sur les EPD des produits de construction

<p>EN 15 804 +A1 (§6.5)</p>	<p>6.5 Impact assessment</p> <p>The impact assessment is carried out for the following impact categories:</p> <ul style="list-style-type: none"> • depletion of abiotic resources (fossil); • depletion of abiotic resources (elements); • acidification of soil and water; • ozone depletion; • global warming; • eutrophication; • photochemical ozone creation. <p>The characterisation factors for GWP, ODP, AP, EP, POCP and ADP given in Annex C shall be used.</p> <p>[...]</p> <p>NOTE 2 It is considered good practice to identify LCI data which has no calculated environmental impact within the project report. This can help to identify the need for complementary and consistent characterisation factors for relevant LCI flows.</p>
---------------------------------	---

<p>EN 15 804 +A1 (§7.2.3)</p>	<p>7.2.3. Parameters describing environmental impacts</p> <p>The following information on environmental impacts is expressed with the impact category parameters of LCIA using characterisation factors. These predetermined parameters are required and shall be included in the EPD as follows:</p> <table border="1" data-bbox="427 555 1362 1093"> <thead> <tr> <th>Impact Category</th> <th>Parameter</th> <th>Unit (expressed per functional unit or per declared unit)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Depletion of abiotic resources-elements</td> <td>Abiotic depletion potential (ADP-elements) for non fossil resources ^a</td> <td>kg Sb equiv</td> </tr> <tr> <td>Depletion of abiotic resources-fossil fuels</td> <td>Abiotic depletion potential (ADP-fossil fuels) for fossil resources ^a</td> <td>MJ, net calorific value</td> </tr> <tr> <td>Acidification for soil and water</td> <td>Acidification potential of soil and water, AP;</td> <td>kg SO₂ equiv</td> </tr> <tr> <td>Ozone Depletion</td> <td>Depletion potential of the stratospheric ozone layer, ODP;</td> <td>kg CFC 11 equiv</td> </tr> <tr> <td>Global Warming</td> <td>Global warming potential, GWP;</td> <td>kg CO₂ equiv</td> </tr> <tr> <td>Eutrophication</td> <td>Eutrophication potential, EP;</td> <td>kg (PO₄)³⁻ equiv</td> </tr> <tr> <td>Photochemical ozone creation</td> <td>Formation potential of tropospheric ozone,, POCP;</td> <td>kg Ethene equiv</td> </tr> </tbody> </table> <p>^a The abiotic depletion potential is calculated and declared in two different indicators:</p> <ul style="list-style-type: none"> • ADP-elements: include all non renewable, abiotic material resources (i.e. excepting fossil resources); • ADP -fossil fuels include all fossil resources. <p>NOTE 1 The indicator describing the depletion of abiotic resources is subject to further scientific development. The use of this indicator is intended to be reviewed during the revision of this standard</p> <p>NOTE 2 Parameters describing emission of ionising radioactive radiation and its impact on human health and/or ecosystems on the LCA level are intended to be reviewed during the revision of this standard.</p>	Impact Category	Parameter	Unit (expressed per functional unit or per declared unit)	Depletion of abiotic resources-elements	Abiotic depletion potential (ADP-elements) for non fossil resources ^a	kg Sb equiv	Depletion of abiotic resources-fossil fuels	Abiotic depletion potential (ADP-fossil fuels) for fossil resources ^a	MJ, net calorific value	Acidification for soil and water	Acidification potential of soil and water, AP;	kg SO ₂ equiv	Ozone Depletion	Depletion potential of the stratospheric ozone layer, ODP;	kg CFC 11 equiv	Global Warming	Global warming potential, GWP;	kg CO ₂ equiv	Eutrophication	Eutrophication potential, EP;	kg (PO ₄) ³⁻ equiv	Photochemical ozone creation	Formation potential of tropospheric ozone,, POCP;	kg Ethene equiv
	Impact Category	Parameter	Unit (expressed per functional unit or per declared unit)																						
Depletion of abiotic resources-elements	Abiotic depletion potential (ADP-elements) for non fossil resources ^a	kg Sb equiv																							
Depletion of abiotic resources-fossil fuels	Abiotic depletion potential (ADP-fossil fuels) for fossil resources ^a	MJ, net calorific value																							
Acidification for soil and water	Acidification potential of soil and water, AP;	kg SO ₂ equiv																							
Ozone Depletion	Depletion potential of the stratospheric ozone layer, ODP;	kg CFC 11 equiv																							
Global Warming	Global warming potential, GWP;	kg CO ₂ equiv																							
Eutrophication	Eutrophication potential, EP;	kg (PO ₄) ³⁻ equiv																							
Photochemical ozone creation	Formation potential of tropospheric ozone,, POCP;	kg Ethene equiv																							
<p>EN 15 804 +A1 (Annex C)</p>	<p>The characterisation factors listed in the following tables are taken from CML – IA version 4.1, dated October 2012 (Institute of Environmental Sciences Faculty of Science University of Leiden, Netherlands) with the permission of CML – © all rights reserved and identified as “baseline”.</p>																								

Deux points sont à mettre en évidence:

- La publication intégrale des facteurs de caractérisation évite toute interprétation erronée des préconisations en termes de versions de facteurs à utiliser. Elle assure aussi la stabilité des facteurs jusqu'à la prochaine révision de la norme.
- La norme EN 15804 met en garde les praticiens sur les limites potentielles au niveau scientifique de la méthode recommandée pour l'évaluation de l'épuisement des ressources abiotiques et sur la nécessité de révision des recommandations concernant cette catégorie et celle traitant des radiations ionisantes.

Communication d'indicateurs de flux

<p>EN 15 804 +A1 (§7.2.4)</p>	<p>7.2.4 Parameters describing resource use</p> <p>The following environmental parameters apply data based on the LCI. They describe the use of renewable and non-renewable material resources, renewable and non-renewable primary energy and water. They are required and shall be included in the EPD as follows:</p> <table border="1" data-bbox="443 595 1254 1084"> <thead> <tr> <th>Parameter</th> <th>Unit(expressed per functional unit or per declared unit)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Use of renewable primary energy excluding renewable primary energy resources used as raw materials</td> <td>MJ, net calorific value</td> </tr> <tr> <td>Use of renewable primary energy resources used as raw materials</td> <td>MJ, net calorific value</td> </tr> <tr> <td>Total use of renewable primary energy resources (primary energy and primary energy resources used as raw materials)</td> <td>MJ, net calorific value</td> </tr> <tr> <td>Use of non renewable primary energy excluding non renewable primary energy resources used as raw materials</td> <td>MJ, net calorific value</td> </tr> <tr> <td>Use of non renewable primary energy resources used as raw materials</td> <td>MJ, net calorific value</td> </tr> <tr> <td>Total use of non renewable primary energy resources (primary energy and primary energy resources used as raw materials)</td> <td>MJ, net calorific value</td> </tr> <tr> <td>Use of secondary material</td> <td>kg</td> </tr> <tr> <td>Use of renewable secondary fuels</td> <td>MJ, net calorific value</td> </tr> <tr> <td>Use of non renewable secondary fuels</td> <td>MJ, net calorific value</td> </tr> <tr> <td>Net use of fresh water</td> <td>m³</td> </tr> </tbody> </table>	Parameter	Unit(expressed per functional unit or per declared unit)	Use of renewable primary energy excluding renewable primary energy resources used as raw materials	MJ, net calorific value	Use of renewable primary energy resources used as raw materials	MJ, net calorific value	Total use of renewable primary energy resources (primary energy and primary energy resources used as raw materials)	MJ, net calorific value	Use of non renewable primary energy excluding non renewable primary energy resources used as raw materials	MJ, net calorific value	Use of non renewable primary energy resources used as raw materials	MJ, net calorific value	Total use of non renewable primary energy resources (primary energy and primary energy resources used as raw materials)	MJ, net calorific value	Use of secondary material	kg	Use of renewable secondary fuels	MJ, net calorific value	Use of non renewable secondary fuels	MJ, net calorific value	Net use of fresh water	m ³
Parameter	Unit(expressed per functional unit or per declared unit)																						
Use of renewable primary energy excluding renewable primary energy resources used as raw materials	MJ, net calorific value																						
Use of renewable primary energy resources used as raw materials	MJ, net calorific value																						
Total use of renewable primary energy resources (primary energy and primary energy resources used as raw materials)	MJ, net calorific value																						
Use of non renewable primary energy excluding non renewable primary energy resources used as raw materials	MJ, net calorific value																						
Use of non renewable primary energy resources used as raw materials	MJ, net calorific value																						
Total use of non renewable primary energy resources (primary energy and primary energy resources used as raw materials)	MJ, net calorific value																						
Use of secondary material	kg																						
Use of renewable secondary fuels	MJ, net calorific value																						
Use of non renewable secondary fuels	MJ, net calorific value																						
Net use of fresh water	m ³																						
<p>EN 15 804 +A1 (§7.2.5)</p>	<p>7.2.5 Other environmental information describing different waste categories and output flows</p> <p>The parameters describing waste categories and other material flows are output flows derived from LCI. They are required and shall be included in the EPD as follows:</p> <table border="1" data-bbox="450 1348 1149 1491"> <thead> <tr> <th>Parameter</th> <th>Unit(expressed per functional unit or per declared unit)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Hazardous waste disposed</td> <td>kg</td> </tr> <tr> <td>Non hazardous waste disposed</td> <td>kg</td> </tr> <tr> <td>Radioactive waste disposed</td> <td>kg</td> </tr> </tbody> </table> <table border="1" data-bbox="453 1532 1145 1702"> <thead> <tr> <th>Parameter</th> <th>Unit (expressed per functional unit or per declared unit)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Components for re-use</td> <td>kg</td> </tr> <tr> <td>Materials for recycling</td> <td>kg</td> </tr> <tr> <td>Materials for energy recovery</td> <td>kg</td> </tr> <tr> <td>Exported energy</td> <td>MJ per energy carrier</td> </tr> </tbody> </table>	Parameter	Unit(expressed per functional unit or per declared unit)	Hazardous waste disposed	kg	Non hazardous waste disposed	kg	Radioactive waste disposed	kg	Parameter	Unit (expressed per functional unit or per declared unit)	Components for re-use	kg	Materials for recycling	kg	Materials for energy recovery	kg	Exported energy	MJ per energy carrier				
Parameter	Unit(expressed per functional unit or per declared unit)																						
Hazardous waste disposed	kg																						
Non hazardous waste disposed	kg																						
Radioactive waste disposed	kg																						
Parameter	Unit (expressed per functional unit or per declared unit)																						
Components for re-use	kg																						
Materials for recycling	kg																						
Materials for energy recovery	kg																						
Exported energy	MJ per energy carrier																						

VIII.2.3. PROGRAMME PEP ECOPASSPORT

PEP ecopassport : 2012	PEP ecopassport : projet 2014
<p>2.11.1. Socle commun d'indicateurs obligatoires</p> <p>Les paramètres et les unités retenus sont :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Indicateurs d'impact environnemental <ul style="list-style-type: none"> ▪ La contribution à l'effet de serre exprimée en g équivalent CO₂ ▪ La contribution à la destruction de la couche d'ozone exprimée en g équivalent CFC-11 ▪ La contribution à l'eutrophisation de l'eau exprimée en g équivalent PO₄³⁻ ▪ La création d'ozone photochimique exprimée en g équivalent C₂H₄ ▪ La contribution à l'acidification de l'air exprimée en g équivalent H⁺ • Indicateurs de flux élémentaires <ul style="list-style-type: none"> ▪ L'énergie primaire totale consommée par le produit pendant son cycle de vie exprimée en MJ ▪ La consommation d'eau exprimée en dm³. 	<p>2.11.1 Socle commun d'indicateurs et flux obligatoires</p> <p>Les paramètres et les unités retenus sont :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Indicateurs d'impact environnemental <ul style="list-style-type: none"> ▪ Réchauffement climatique exprimé kg CO₂ éq. ▪ Appauvrissement de la couche d'ozone exprimé en kg CFC-11 éq. ▪ Acidification des sols et de l'eau exprimée en kg SO₂ éq. ▪ Eutrophisation de l'eau exprimée en kg(PO₄)₃₋ éq. ▪ Formation d'ozone photochimique exprimée en kg C₂H₄ éq. ▪ Epuisement des ressources abiotiques – éléments, exprimé en Kg Sb éq. • Flux élémentaires <ul style="list-style-type: none"> ▪ Energie primaire totale consommée pendant le cycle de vie exprimée en MJ ▪ Utilisation nette d'eau douce exprimée en m³.
<p>2.11.2. Indicateurs optionnels</p> <p>Les paramètres et les unités retenus sont :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Indicateurs d'impact environnemental <ul style="list-style-type: none"> ▪ L'épuisement des ressources naturelles exprimé en année-1 ▪ La contribution à la toxicité de l'air exprimée en volume d'air pollué (m³) ▪ La contribution à la toxicité de l'eau exprimée en volume d'eau pollué (m³) • Indicateur de flux élémentaires <p>La production de déchets dangereux exprimée en kg.</p>	<p>2.11.2 Indicateurs et flux optionnels</p> <p>Les paramètres et les unités retenus sont :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Indicateurs d'impact environnemental : <ul style="list-style-type: none"> ▪ Epuisement des ressources abiotiques – combustibles fossiles, exprimé en MJ ▪ Pollution de l'eau exprimée en m³ ▪ Pollution de l'air exprimée en m³ • Indicateurs de flux élémentaires : <ul style="list-style-type: none"> ▪ Indicateurs décrivant l'utilisation des ressources énergétiques primaires : <ul style="list-style-type: none"> o Utilisation de l'énergie primaire renouvelable, à l'exclusion des ressources d'énergie

	<p>primaire renouvelables utilisées comme matières premières, exprimée en MJ</p> <ul style="list-style-type: none"> o Utilisation des ressources d'énergie primaire renouvelables utilisées en tant que matières premières, exprimée en MJ o Utilisation totale des ressources d'énergie primaire renouvelables (énergie primaire et ressources d'énergie primaire utilisées comme matières premières), exprimée en MJ o Utilisation de l'énergie primaire non renouvelable, à l'exclusion des ressources d'énergie primaire non renouvelables utilisées comme matières premières, exprimée en MJ o Utilisation des ressources d'énergie primaire non renouvelables utilisées en tant que matières premières, exprimée en MJ o Utilisation totale des ressources d'énergie primaire non renouvelables (énergie primaire et ressources d'énergie primaire utilisées comme matières premières), exprimée en MJ <ul style="list-style-type: none"> ▪ Indicateurs décrivant l'utilisation de ressources matières et énergétiques secondaires (ex combustion de déchets) : o Utilisation de matière secondaire exprimée en kg o Utilisation de combustibles secondaires renouvelables exprimée en MJ o Utilisation de combustibles secondaires non renouvelables exprimée en MJ <ul style="list-style-type: none"> ▪ Indicateurs décrivant les catégories de déchets : o Déchets dangereux éliminés exprimés en kg o Déchets non dangereux éliminés exprimés en kg o Déchets radioactifs éliminés exprimés en kg <ul style="list-style-type: none"> ▪ Indicateurs décrivant les flux extrants o Composants destinés à la réutilisation exprimés en kg o Matériaux destinés au recyclage exprimés en kg o Matériaux destinés à la récupération d'énergie exprimés en kg o Energie fournie à l'extérieur exprimée en MJ par vecteur énergétique.
--	--

Pour les deux versions, les indicateurs sont à calculer avec les facteurs de caractérisation spécifiés en annexe du document correspondant.

Les principales évolutions proposées dans le projet de révision de 2014 sont :

- La méthode de caractérisation de l'épuisement des ressources en année-1 est remplacée par la méthode « Abiotic resource depletion », pour les ressources élémentaires, en eq Sb (indicateur devenu obligatoire) et pour les ressources fossiles en MJ ;
- Pour l'acidification, la méthode et l'unité change ;
- Toute une série d'indicateurs de flux sont ajoutés comme indicateurs optionnels. Tous ces flux sont similaires à ceux obligatoires dans la norme EN 15804.