



# **IMPACT 2002+: Description de la méthodologie**

## **Ébauche de la version 2.1**

Préparé par :  
Sébastien Humbert<sup>1\*</sup>  
Manuele Margni<sup>2</sup>  
Olivier Jolliet<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Expert en analyse du cycle de  
vie

<sup>2</sup> CIRAIG, École Polytechnique de Montréal, Montréal QC, Canada

<sup>3</sup> Center for Risk Science and Communication, Department of Environmental Health Sciences,  
School of Public Health, University of Michigan, Ann Arbor MI, USA

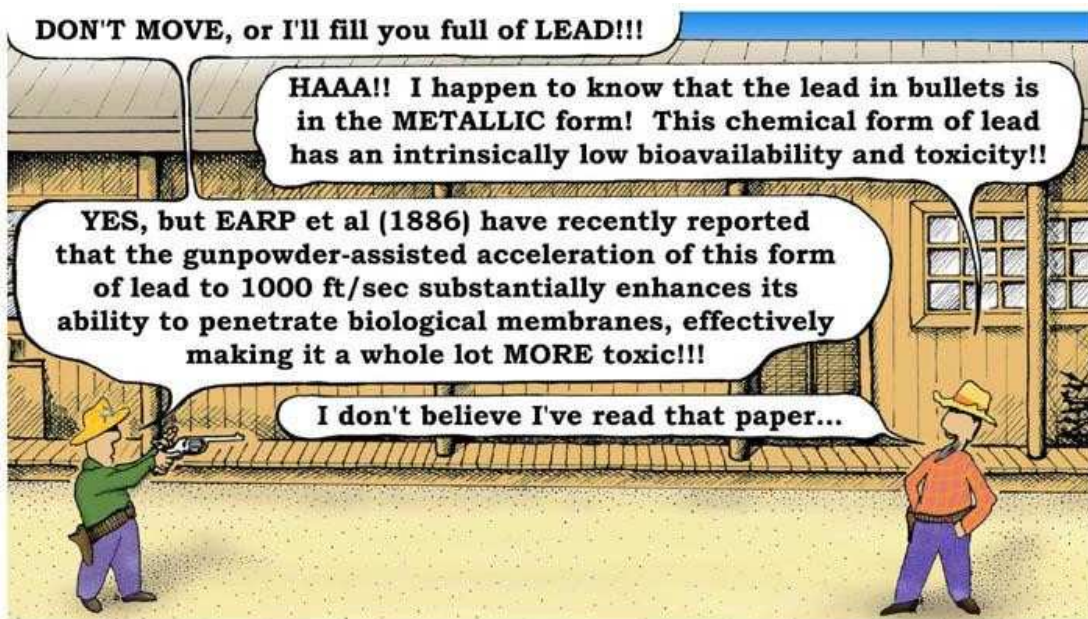
IMPACT 2002+ est une méthodologie mise au point par l'École polytechnique fédérale de  
Lausanne (EPFL), en Suisse. Elle est aujourd'hui utilisée et développée par l'équipe de  
modélisation IMPACT.

\*Auteur correspondant([info@impactmodeling.org](mailto:info@impactmodeling.org))

Février 2009

L'article (Jolliet et al. 2003c), le guide d'utilisation (Humbert et al. 2009) et les facteurs de caractérisation (IMPACT2002+\_v2.1\_CF\_1b.xls) peuvent être téléchargés à l'adresse suivante : <http://www.impactmodeling.org> (auparavant <http://www.epfl.ch/impact>)

- Ce document est un *rapport de méthodologie* destiné à apporter des informations générales sur la méthodologie d'ÉICV IMPACT 2002+ (version 2.1).
- L'application et l'interprétation de la nouvelle méthodologie d'ÉICV IMPACT 2002+ (version 2.1) sont décrites dans le *guide d'utilisation* (Humbert et al. 2009).



## **ENVIRONMENTAL SCIENTISTS IN THE WILD WEST**

Source : page Web Nearing Zero (<http://www.nearingzero.net/index.html>, consultée le 25 février 2006)

## Résumé

## Mots clés

- 1 Introduction
  - 1.1 Structure de l'ACV
  - 1.2 Principe de l'ÉICV
- 2 IMPACT 2002+: concept général
  - 2.1 IMPACT 2002+: description de la méthode
    - 2.1.1 Caractéristiques générales
- Catégories d'impact
  - 2.2 Unités
  - 2.3 Description des catégories
  - 2.4 Catégories d'impacts potentiels
    - 2.4.1 Toxicité humaine (effets carcinogènes et non-carcinogènes)
      - 2.4.1.1 Comment calculer un nouveau CF de toxicité humaine ?
    - 2.4.2 Effets respiratoires (substances inorganiques)
    - 2.4.3 Radiations ionisantes
    - 2.4.4 Réduction de la couche d'ozone
    - 2.4.5 Oxydation photochimique
    - 2.4.6 Ecotoxicité aquatique
      - 2.4.6.1 Comment calculer le facteur d'effet de l'écotoxicité ?
    - 2.4.7 Ecotoxicité terrestre
      - 2.4.7.1 Inclusion du pH du sol et calcul automatique de la valeur Kd dans le modèle IMPACT 2002
      - 2.4.7.2 Inclusion de l'écotoxicité terrestre dans le modèle IMPACT 2002
    - 2.4.8 Acidification aquatique
    - 2.4.9 Eutrophisation aquatique
    - 2.4.10 Acidification et nitrification terrestre
    - 2.4.11 Occupation des sols
    - 2.4.12 Réchauffement climatique
    - 2.4.13 Énergie non-renouvelable
    - 2.4.14 Extraction minière
  - 2.5 Catégorie de dommages
    - 2.5.1 Santé humaine
    - 2.5.2 Qualité de l'écosystème
    - 2.5.3 Changement climatique
    - 2.5.4 Ressources
- 3. Normalisation
- 4. Pondération
- 5. Avertissements, limites et interprétation
  - 5.1 Liens entre ICV et AICV
    - 5.1.1 Points pertinents à prendre en compte
    - 5.1.2 Intégration dans différents logiciels
  - 5.2 Comment vérifier et interpréter les résultats ?
  - 5.3 Incertitudes
- 6. FAQ
- 7. Historique d'IMPACT 2002+
  - 7.1 Version 1.0 (Août 2003)
  - 7.2 Version 1.1 (Janvier 2004)
  - 7.3 Version 2.0 (Mars 2004)
  - 7.4 Version 2.1 (Octobre 2005)
  - 7.5 Prochaine version (IMPACT 2008+)
- 8. Abréviations et hypothèse numérique
  - 8.1 Abréviations et glossaire

- 8.2 Hypothèses numériques
- 9. Remerciements
- 10. Sources
- 10.1 Références
- 10.2 Liens internet et fichiers téléchargeables
- 11. Annexes
- 11.1 Annexe 1 Comment mettre en oeuvre un nouveau FC de la toxicité humaine

## Résumé

La méthodologie d'évaluation des impacts du cycle de vie IMPACT 2002+ propose l'application réaliste d'une approche associant impacts potentiels et dommages. L'ensemble des types de résultats d'inventaire du cycle de vie, comme les flux élémentaires et d'autres interventions, est associé à quatre catégories de problèmes à travers 14 catégories d'impacts potentiels. Pour IMPACT 2002+, de nouveaux concepts et méthodes ont été développés, en particulier pour l'analyse comparative de la toxicité humaine et de l'écotoxicité. IMPACT 2002+ prend en compte les 14 catégories d'impacts potentiels suivantes : toxicité humaine<sup>1</sup>, effets respiratoires (dus aux composés inorganiques), radiations ionisantes, réduction de la couche d'ozone, oxydation photochimique, écotoxicité aquatique, écotoxicité des sols, acidification des eaux, eutrophisation des eaux, acidification ou nitrification des sols, occupation des sols, réchauffement climatique, consommation d'énergie non renouvelable et extraction de minéraux. Tous les scores d'impacts potentiels sont exprimés en unités d'une substance de référence et associés aux quatre catégories de dommages suivantes : santé humaine, qualité des écosystèmes, changement climatique et ressources. Ces quatre catégories de dommages sont exprimées respectivement en EVCI, PDF/ m<sup>2</sup>/an, kg eq CO<sub>2</sub> et MJ. La normalisation peut être effectuée au niveau de l'impact potentiel ou du dommage. La méthode IMPACT 2002+ présente actuellement des facteurs de caractérisation des impacts potentiels, des facteurs de dommages, des facteurs de normalisation de la caractérisation des impacts potentiels et des facteurs de normalisation des dommages pour près de 1 500 différents résultats d'ICV pouvant être téléchargés à l'adresse suivante : <http://www.impactmodeling.org>.

## Mots clés

IMPACT 2002+ ; analyse du cycle de vie ; évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) ; approche impacts potentiels/dommages ; caractérisation/dommage/facteurs de normalisation ; toxicité humaine ; effets respiratoires ; radiations ionisantes ; réduction de la couche d'ozone ; oxydation photochimique ; écotoxicité aquatique ; écotoxicité des sols ; acidification des eaux ; eutrophisation aquatique ; acidification/nitrification des sols ; occupation des sols ; réchauffement climatique ; consommation d'énergie non renouvelable ; extraction de minéraux ; santé humaine ; qualité des écosystèmes ; changement climatique ; ressources.

---

<sup>1</sup> La toxicité humaine peut être divisée en deux catégories d'impacts potentiels distinctes, les effets carcinogènes et les effets non carcinogènes, portant à 15 le nombre de catégories d'impacts potentiels d'IMPACT 2002+.

# 1 Introduction

## 1.1 Structure de l'ACV

Selon la norme ISO 14040 (1997), l'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthode d'évaluation des aspects environnementaux et des impacts potentiels associés à un produit ou à un service fourni, en (cf. Figure 1-1) :

- répertoriant les entrées et sorties pertinentes d'un système de produits, soit l'inventaire de cycle de vie, ou ICV ;
- évaluant les impacts environnementaux potentiels associés à ces entrées et sorties, soit l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) ;
- interprétant les résultats des phases d'analyse de l'inventaire et de l'évaluation des impacts en fonction de l'objectif visé par l'étude.

ACV – Analyse du cycle de vie (ISO 14040)

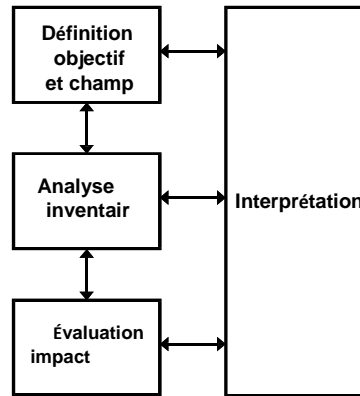


Figure 1-1: Structure méthodologique de l'analyse du cycle de vie (selon la norme ISO 14040 (1997))

## 1.2 Principe de l'ÉICV

Dans le cadre général d'une ACV, l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) peut être utilisée, par exemple, pour (ISO 14042) :

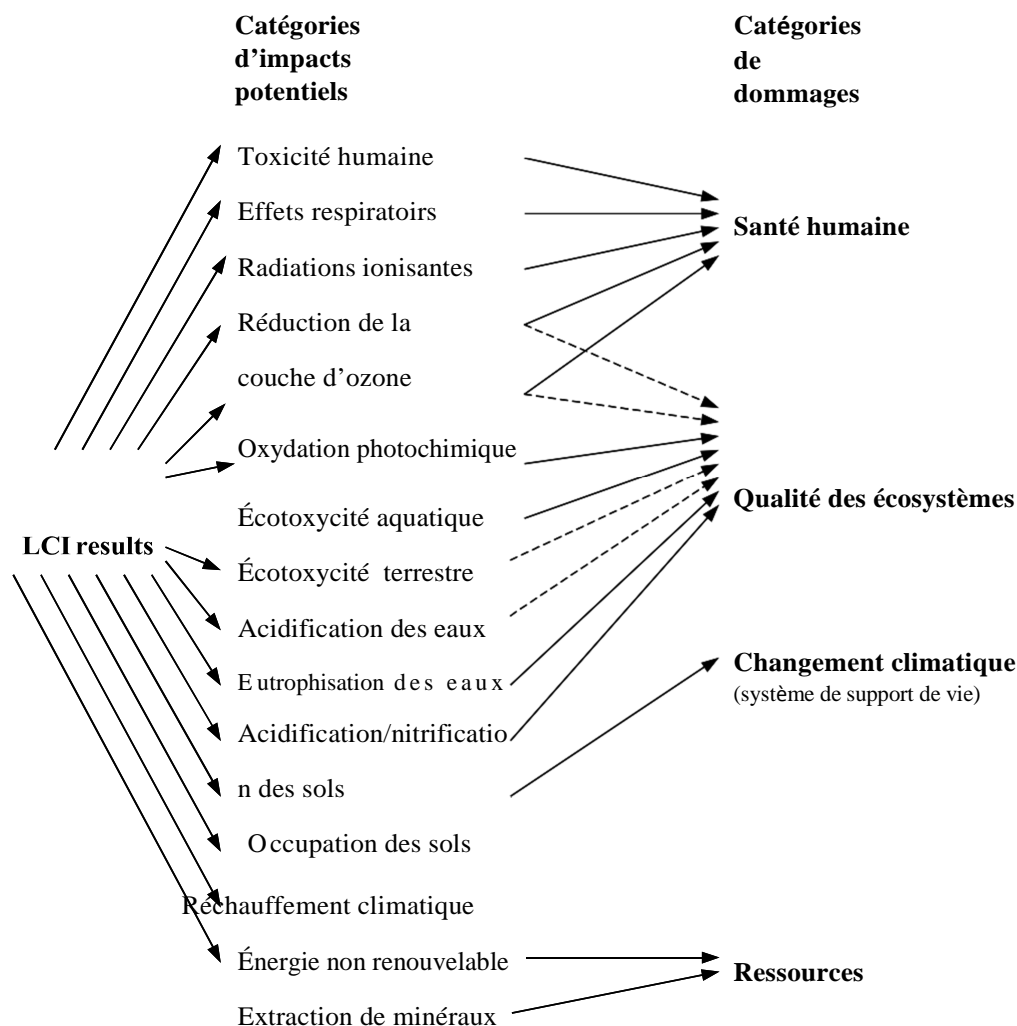
- identifier les possibilités d'amélioration du système de produits et faciliter leur hiérarchisation ;
- caractériser ou suivre l'évolution d'un système de produits et de ses processus unitaires dans le temps ;
- effectuer des comparaisons relatives entre différents systèmes de produits selon certains indicateurs de catégorie,
- indiquer des questions environnementales pour lesquelles d'autres techniques peuvent fournir des données environnementales complémentaires et des informations utiles aux décideurs.

Les méthodes d'ÉICV visent ainsi à associer, autant que possible et autant que souhaité, chaque résultat d'inventaire de cycle de vie (ICV), soit un flux élémentaire ou une autre intervention, aux impacts environnementaux correspondants. Conformément à la norme ISO 14042, les résultats de l'ICV sont classés dans des catégories d'impacts, chacune d'elle présentant un indicateur de catégorie. L'indicateur de catégorie peut se trouver à n'importe quel point de la chaîne de cause à effet entre les résultats de l'ICV et les dommages des catégories où l'effet environnemental se produit. Dans ce contexte, deux grandes écoles de méthodes ont développé :

- a) Des méthodes classiques d'évaluation des impacts, comme CML (Guinée et al. 2002) et EDIP (Hauschild et Wenzel 1998) qui restreignent la modélisation quantitative à des stades relativement précoces de la chaîne de cause à effet pour limiter les incertitudes et pondèrent les résultats de l'ICV dans des catégories d'impacts potentiels. Les thèmes abordés sont des mécanismes courants tels que le changement climatique ou des regroupements communément acceptés, comme l'écotoxicité.
- b) Des méthodes orientées dommages, comme Eco-indicator 99 (Goedkoop et Spriensma 2000) ou EPS (Steen 1999), qui tentent de modéliser la chaîne de cause à effet jusqu'au dommage, avec parfois d'importantes incertitudes.

Récemment, l'étude de définition de la SETAC/UNEP Life Cycle Initiative (l'initiative de cycle de vie de la SETAC et de l'UNEP) a proposé d'utiliser les avantages des deux approches en regroupant les dommages de catégories similaires. De plus, le concept fonctionne aussi avec les catégories d'impacts potentiels, chacune d'entre elles étant associée à une ou plusieurs catégories de dommages. IMPACT 2002+ relève ce nouveau défi en présentant une application fonctionnant aussi bien au niveau de l'impact potentiel qu'au niveau du dommage.

## 2 IMPACT 2002+: concept général



**Figure 2-1: Résumé du programme d'IMPACT 2002+. Les résultats d'ICV sont associés via les catégories d'impacts potentiels et les catégories de dommages (Jolliet et al. 2003a.)**

Comme l'illustre la Figure 2-1, les résultats d'ICV présentant des chemins d'impact similaires, comme l'ensemble des flux élémentaires influant sur les concentrations d'ozone dans la stratosphère, sont regroupés dans des catégories d'impact au niveau de l'impact potentiel, aussi appelées catégories d'impacts potentiels. Les flux d'éléments et les autres interventions environnementales contribuant au même impact sont caractérisés par un indicateur d'impacts potentiels. Le terme anglais de « midpoint », pour impact potentiel, traduit le fait que ce point occupe une situation intermédiaire entre les résultats d'ICV et le dommage (ou « endpoint ») sur le chemin d'impact. En conséquence, les catégories d'impacts potentiels sont attribuées à une ou plusieurs catégories de dommages à l'étape suivante, ces dernières représentant les changements qualitatifs de l'environnement. Le résultat d'un indicateur de dommage est la représentation quantitative de ce changement qualitatif. En pratique, le résultat d'un indicateur de dommage est toujours un modèle simplifié d'une réalité très complexe ne donnant qu'une indication grossière du statut qualitatif de l'élément. Pour plus d'informations sur le concept général d'une telle méthodologie d'ÉICV, consulter Jolliet et al. (2003a).



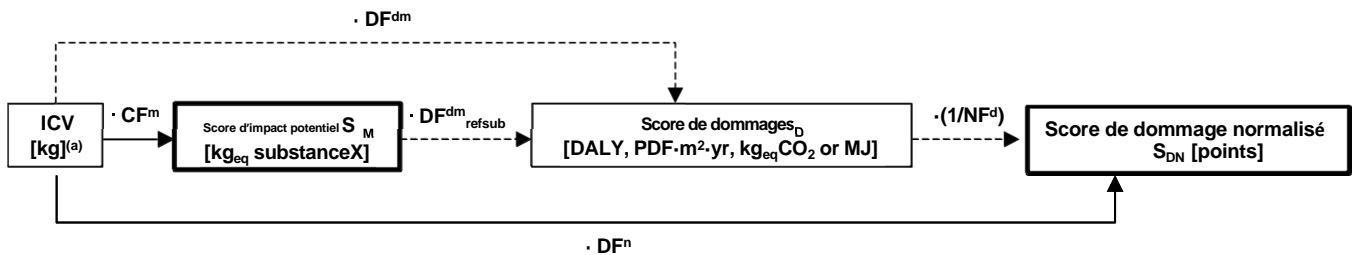


Figure 2-2: Structure de base de l'évaluation d'impacts, où

ICV = flux généralement exprimés en kg, mais (a) parfois aussi en Bq, m<sup>2</sup> an, voire en MJ.

CF<sub>m</sub> = facteur de caractérisation de l'impact potentiel (kg<sub>eq</sub>-substanceX/kg<sub>émis</sub>),

DF<sub>dm</sub> = facteur de dommage pour les catégories d'impact potentiels concernées

DF<sub>dm</sub><sup>refsub</sup> ("dommage"<sup>2</sup>/kg<sub>émis</sub>)

DF<sub>dm</sub><sup>refsub</sup> = Facteur de dommage de la substance de référence concernée pour la catégorie d'impacts potentiels concernée (« dommage »<sup>3</sup>/kg-substance\_référence) (cf. Tableau 3-4),

DF<sub>n</sub> = Facteur de dommage normalisé (points<sup>4</sup>/kg<sub>émis</sub>),

NF<sub>d</sub> = Facteur de normalisation de la catégorie de dommages concernée (« dommage »<sup>5</sup>/impacts) (cf. Tableau 3-1).

La flèche en pointillés indique que ces évaluations d'impact sont possibles mais non recommandées par les auteurs (cf. explication dans le chapitre 3).

Les scores peuvent être calculés comme suit :

- Score d'impact potentiel (S<sub>M</sub>) = ∑<sub>i</sub>(émissions<sub>i</sub> · CF<sup>m</sup>)
- (Score de dommage (S<sub>D</sub>) = (émissions<sub>i</sub> · DF<sup>dm</sup>))
- Score de dommage normalisé (S<sub>DN</sub>) = (émissions<sub>i</sub> · DF<sup>n</sup>)

## 2.1 IMPACT 2002+: description de la méthode

### 2.1.1 Caractéristiques générales

- La méthodologie d'ÉICV IMPACT 2002+ offre une application réaliste de l'approche susmentionnée associant impacts potentiels et dommages. La Figure 2-1 est une illustration générale du programme d'IMPACT 2002+ où l'ensemble des types de résultats d'inventaire du cycle de vie (toxicité humaine, effets respiratoires, radiations ionisantes, réduction de la couche d'ozone, oxydation photochimique, écotoxicité aquatique, écotoxicité des sols, acidification des eaux, eutrophisation des eaux, acidification ou nitrification des sols, occupation des terres, réchauffement climatique, énergie non renouvelable et extraction de minéraux) est associé à quatre catégories de dommages (santé humaine, qualité des écosystèmes, changement climatique et ressources). Une flèche symbolise le fait qu'un chemin d'impact correspondant est connu et fait l'objet d'une modélisation quantitative. Les chemins d'impact entre les niveaux d'impact potentiel et de dommages et dont on suppose l'existence, mais qui n'ont fait l'objet d'aucune modélisation quantitative, sont représentés par des flèches en pointillés.
- De nouveaux concepts et méthodes d'analyse comparative de la toxicité humaine et de l'écotoxicité ont été

<sup>2</sup> en EVCI, PDF m<sup>2</sup> an, kgeq-CO<sub>2</sub> ou MJ

<sup>3</sup> en EVCI, PDF m<sup>2</sup> an, kgeq-CO<sub>2</sub> ou MJ

<sup>4</sup> « impact » = « pers-an » (cf. 2.2)

<sup>5</sup> en EVCI, PDF m<sup>2</sup> an, kgeq-CO<sub>2</sub> ou MJ

développés dans le cadre de la méthodologie IMPACT 2002+. Des facteurs de dommages humains sont calculés pour les éléments carcinogènes et non carcinogènes, à partir des fractions d'absorption, des meilleures estimations des facteurs de pente dose-dépendants, ainsi que de la sévérité. Le transfert de contaminants dans l'alimentation humaine ne s'appuie plus sur des études sur la consommation, mais explique les niveaux des productions agricoles et animales. Les émissions d'air intérieures et extérieures peuvent être comparées et le caractère intermittent des précipitations est pris en compte. Les facteurs d'effets de toxicité humaine et d'écotoxicité s'appuient sur des réponses moyennes plutôt que sur des hypothèses prudentes.

- Pour les autres catégories, les méthodes ont été transférées ou adaptées principalement à partir des méthodes Eco-indicator 99 (Goedkoop et Spriensma 2000) et CML 2002 (Guinée et al. 2002), de la liste IPCC (IPCC 2001) et de la base de données Ecoinvent (Frischknecht et al. 2003, 2005).
- Dans les rubriques suivantes, cet article décrit brièvement les principales caractéristiques de l'évaluation des catégories d'impacts potentiels et de dommages, ainsi que les facteurs de normalisation correspondants. L'application et l'interprétation de la méthodologie d'ÉICV IMPACT 2002+ version 2.1 sont décrites dans le Guide d'utilisation (Humbert et al. 2009)
- Le Tableau 2-1 résume les caractéristiques d'IMPACT 2002+ (version 2.1).

**Tableau 2-1 : Le nombre de résultats d'ICV actuellement couverts, les principales sources de facteurs de caractérisation, les substances de référence et les unités de dommages utilisés dans IMPACT 2002+ (version 2.1). Sources : [a] IMPACT 2002 (Pennington et al. 2005, 2006), [b] Eco-indicator 99 (Goedkoop et Spriensma 2000), [c] CML 2002 (Guinée et al. 2002), [d] Ecoinvent (Frischknecht et al. 2003, 2005), [IPCC] (IPCC 2001) et [USEPA] (EPA).**

Nombre de résultats d'ICV couverts [source]	Catégorie d'impacts potentiels	Substance de référence de l'impact potentiel <sup>6</sup>	Catégorie de dommages	Unité de dommage	Unité de dommage normalisé
769 [a]	Toxicité humaine (éléments carcinogènes et non carcinogènes)	kg <sub>eq</sub> chloroéthylène dans l'air	Santé pour l'homme	DALY	impact
12 [b]	Effets respiratoires (composés inorganiques)	kg <sub>eq</sub> PM <sub>2.5</sub> dans l'air	Santé pour l'homme		
25 [b]	Radiations ionisantes	Bq <sub>eq</sub> carbon-14 dans l'air	Santé pour l'homme		
95 [USEPA and b]	Réduction de la couche d'ozone	kg <sub>eq</sub> CFC-11 dans l'air	Santé pour l'homme		
130 [b]	Oxydation photochimique (= Effets respiratoires (composés organiques pour la santé pour l'homme))	kg <sub>eq</sub> éthylène dans l'air	Santé pour l'homme	n/a	-
			Qualité de l'écosystème		

<sup>6</sup> En principe, toute substance pourrait être prise en tant que substance de référence, car il s'agit d'un choix arbitraire. Il est néanmoins intéressant de prendre une substance très fiable pour éviter d'introduire des incertitudes supplémentaires. Pour être utilisée en tant que substance de référence de l'impact potentiel, une substance doit être : un exemple représentant clairement la catégorie en question par des effets prouvés (ex : CFC-11 pour la réduction de la couche d'ozone), une substance de référence généralement acceptée (ex : CO<sub>2</sub> pour le réchauffement climatique) et une substance présentant relativement peu d'incertitudes au niveau du devenir, de la modélisation de l'effet et de l'exposition (ex : chloroéthylène dans l'air pour la toxicité humaine, le chemin d'absorption dominant de cette substance, l'inhalation, étant celui présentant le moins d'incertitudes).

393 [a]	Écotoxicité aquatique	kg <sub>eq</sub> triéthylène glycol dans l'eau	Qualité de l'écosystème	PDF·m <sup>2</sup> ·an	impact
393 [a]	Écotoxicité des sols	kg <sub>eq</sub> triéthylène glycol dans les	Qualité de l'écosystème		
5 [b]	Acidification/nutrication des sols	kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> dans l'air	Qualité de l'écosystème		
10 [c]	Acidification des eaux	kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> dans l'air	Qualité de l'écosystème	n/a <sup>7</sup>	-
10 [c]	Eutrophisation des eaux	kg <sub>eq</sub> PO <sub>4</sub> dans l'eau	Qualité de l'écosystème	n/a <sup>8</sup>	-
15 [b]	Occupation des sols	m <sup>2</sup> terres arables biologiques	Qualité de l'écosystème	PDF·m <sup>2</sup> ·an	impact
77 [IPCC]	Réchauffement climatique	kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> dans l'air	Changement climatique (système de support de vie)	kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> dans l'air	impact

Nombre de résultats d'ICV couverts [source]	Catégorie d'impacts potentiels	Substance de référence de l'impact potentiel <sup>6</sup>	Catégorie de dommages	Unité de dommage	Unité de dommage normalisé
9 [d]	Énergie non renouvelable	Énergie primaire non renouvelable en MJ ou kgeq pétrole brut (860)	Ressources	MJ	impact
20 [b]	Extraction de minéraux	Énergie supplémentaire en MJ	Ressources		

Les facteurs de caractérisation des impacts potentiels mis à jour pour le nombre de substances indiqué dans le Tableau 2-1 peuvent être téléchargés à l'adresse suivante : <http://www.impactmodeling.org>.

## 2.2 Unités

Différents types d'unités sont utilisés dans IMPACT 2002+.

### Au niveau de l'impact potentiel :

- « kgeq substance s » (« kg-équivalent d'une substance de référence s ») exprime la quantité d'une substance de référence s égale à l'impact du polluant en question<sup>9</sup>. Par exemple, le potentiel de réchauffement climatique du méthane sur une échelle de 500 ans est 7 fois supérieur à celui du CO<sub>2</sub>, son CF est de 7 kgeq-CO<sub>2</sub>).

### Au niveau du dommage :

- EVCI (« Espérance de vie corrigée de l'incapacité » – Murray et Lopez 1996) caractérise la sévérité de la maladie responsable de la mortalité (années de vie perdues, ou YLL pour « Years of Life Lost », dues à la mortalité prématurée) et de la morbidité<sup>10</sup>. Les valeurs d'EVCI par défaut de 13 et 1,3 [années/incidence] sont adoptées pour la plupart des effets respectivement carcinogènes et non carcinogènes<sup>11</sup> (Keller 2005). Par exemple, un produit présentant un score de santé humaine égal à 3 EVCI implique la perte de trois années de vie sur l'ensemble de la population<sup>12</sup>.
- PDF·m<sup>2</sup>·an (fraction d'espèces disparues chaque année par m<sup>2</sup>) est l'unité utilisée pour « mesurer » les impacts

<sup>7</sup> En développement

<sup>8</sup> En développement

<sup>9</sup> au sein de la catégorie d'impacts potentiels étudiée

<sup>10</sup> la morbidité correspond à la durée de vie d'une qualité réduite en raison d'une maladie, comme une période d'hospitalisation.

<sup>11</sup> Notez que dans les versions 1.0, 1.1 et 2.0, les valeurs de 6,7 et 0,67 ont été utilisées en s'appuyant sur Crettaz et al. (2002), mais pour la version 2.1, ces valeurs ont été mises à jour respectivement à 13 et 1,3 conformément à Keller (2005)

<sup>12</sup> 3 années de vie réparties sur l'ensemble de la population et non pas par personne !

sur les écosystèmes. La PDF·m<sup>2</sup>·an représente la fraction d'espèces disparues sur 1 m<sup>2</sup> de sol pendant une année. Par exemple, un produit présentant un score de qualité de l'écosystème égal à 0.2 PDF·m<sup>2</sup>·an implique la perte de 20 % d'espèces sur 1 m<sup>2</sup> de surface par an.

#### *Au niveau du dommage normalisé :*

- « impacts » égal à « pers·an ». Un « impact » représente l'impact moyen dans une catégorie donnée « causée » par une personne pendant une année en Europe<sup>13</sup>. Pour la santé humaine, dans une première estimation<sup>14</sup>, il représente aussi l'impact moyen d'une personne pendant une année. Un impact de 3 points de qualité des écosystèmes représente ainsi un impact annuel de 3 européens. Cette dernière interprétation est aussi valable pour le changement climatique et les ressources. Il est calculé comme le score de dommage annuel total dû aux émissions et extractions en Europe, divisé par la population européenne totale.

## **2.3 Description des catégories**

Les facteurs de caractérisation des impacts potentiels s'appuient sur des principes d'équivalence. Les scores de caractérisation des impacts potentiels sont exprimés en kg-équivalents (« kgeq ») d'une substance en comparaison à une substance de référence. Le Tableau 2-1 montre les unités des substances de référence et les unités de dommage utilisées dans IMPACT 2002+ (version 2.1). Le principal champ est commun à toutes les catégories d'impacts : l'ensemble des effets sur le long terme est pris en compte grâce à l'utilisation d'une infinité d'horizons temporels, parfois d'environ 500 ans. En général, l'impact moyen a été modélisé en évitant l'utilisation d'estimations prudentes.

## **2.4 Catégories d'impats potentiels**

### **2.4.1 Toxicité humaine (effets carcinogènes et non carcinogènes)**

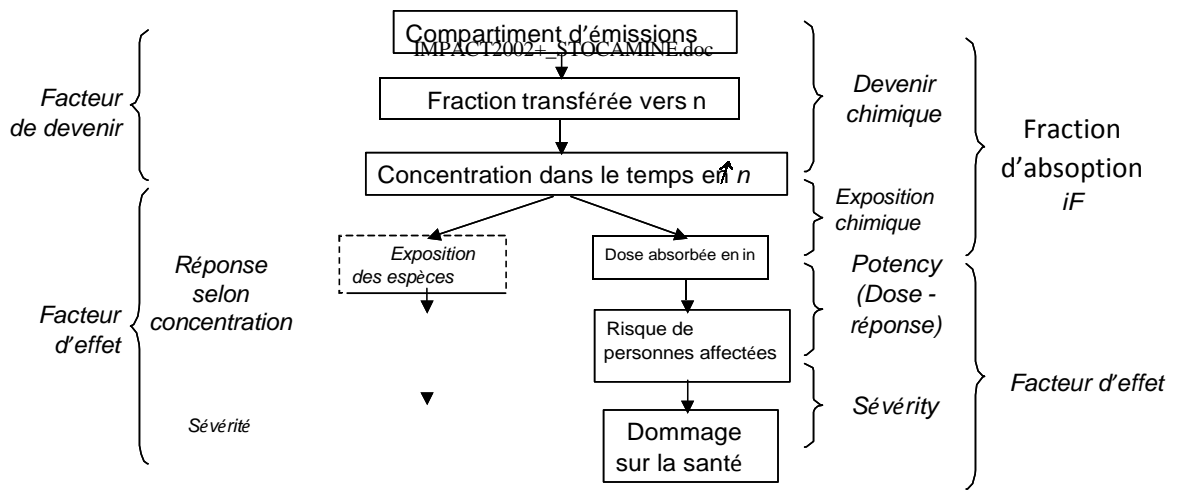
Les facteurs de caractérisation (CF) des effets toxicologiques chroniques sur la santé humaine, appelés potentiel de toxicité humaine (HTP, pour Human Toxicity Potentials) au niveau de l'impact potentiel, et facteurs de dommages humains (HDF, pour Human Damage Factors) au niveau du dommage, offrent des estimations du risque toxicologique cumulé et des impacts potentiels associés à une masse spécifique (kg)<sup>15</sup> d'un composé chimique émis dans l'environnement. Ceux-ci sont déterminés avec le modèle IMPACT 2002 (Évaluation de l'impact des composés chimiques toxiques)<sup>16</sup>, qui modélise les impacts potentiels et les risques associés à l'émission de plusieurs milliers de composés chimiques (Pennington et al. 2005, 2006).

<sup>13</sup> Cet impact moyen causé par une personne chaque année en Europe représente l'impact total de la catégorie en question divisé par la population européenne totale. L'impact total est la somme du produit de l'ensemble des émissions européennes et des facteurs respectifs (consulter le chapitre 3 pour obtenir des informations détaillées concernant la normalisation).

<sup>14</sup> En excluant les impacts intergénérationnels et transfrontaliers.

<sup>15</sup> Les radiations (exprimées en Bq) sont traitées dans une catégorie d'impacts potentiels distincte.

<sup>16</sup> « IMPACT 2002 » recouvre le devenir dans différents milieux, l'exposition via plusieurs chemins ainsi que le modèle d'effets évaluant les émissions toxiques en termes de toxicité humaine et d'écotoxicité, tandis que la méthodologie d'ÉICV complète, toutes catégories d'impacts comprises, est appelée « IMPACT 2002+ ».



**Figure 2-3 : Illustration générale du chemin d'impact de la toxicité humaine et de l'écotoxicité (Jolliet et al. 2003b)**

- **La figure 2-3** résume les différents types d'informations pertinentes relatives à la toxicité humaine : le devenir, qui inclut le transport dans l'environnement, l'exposition et l'absorption finale. Ces éléments sont ensuite associés à un facteur d'effet caractérisant les risques potentiels liés à l'absorption de composés toxiques. Enfin, la sévérité caractérise l'ampleur relative du dommage causé par certaines maladies. Le facteur de dommages humains de la substance  $i$  ( $HDF_i$ , en EVCI (Espérance de vie corrigée de l'incapacité) par  $kg_{émis}$ ) est calculé comme suit :  $HDF_i = iF \cdot EF_i = iF \cdot i \cdot D_i$ 
  - La fraction d'absorption ( $iF$ , pour intake fraction) est la fraction de la masse d'un composé chimique émise dans l'environnement et finalement absorbée par la population humaine via la contamination de l'alimentation, l'inhalation ou l'exposition dermique (Bennett et al. 2002a, 2002b), en  $kg_{absorbé}$  per  $kg_{émis}$ . Le facteur d'effet ( $EF$ ) est le produit du facteur dose-dépendant (en risque d'incidence par  $kg_{absorbé}$ ) et de la sévérité ( $D$ , en EVCI par incidence).
  - La **fraction d'absorption** explique ainsi le devenir d'un composé chimique en ce qui concerne le transport spatial et entre plusieurs milieux ainsi que l'exposition humaine associée à la production alimentaire, l'approvisionnement en eau et l'inhalation. L'évaluation complète du devenir et de l'exposition permet d'estimer la masse ou la concentration d'un composé chimique dans le milieu environnemental sur une échelle régionale ou mondiale grâce au même modèle de base. Par défaut, les facteurs de caractérisation sont calculés pour les émissions au sein d'un système ouest-européen faisant partie d'un ensemble mondial. La modélisation de l'air a fait l'objet d'une attention particulière. Une méthode simple et précise a été mise au point pour répondre au caractère intermittent des précipitations dans un modèle stationnaire. Le modèle IMPACT 2002 explique plusieurs voies d'exposition liant la concentration d'un composé chimique dans l'atmosphère, le sol, les étendues d'eau ou la végétation à l'absorption humaine par inhalation ou ingestion. Les voies d'ingestion comprennent la consommation d'eau potable, l'ingestion accidentelle d'éléments du sol et l'absorption de contaminants provenant de produits agricoles tels que les fruits, légumes et céréales, ainsi que de produits animaux comme la viande de bœuf, de porc et de volaille, les œufs, le poisson et le lait. Contrairement aux approches conventionnelles, la transmission de contaminants à l'alimentation humaine ne s'appuie plus sur des études sur la consommation, mais explique les niveaux de production agricole et animale finalement consommés par les humains, indépendamment de l'endroit où ils vivent. Les dernières avancées prennent aussi en compte le calcul des résidus de pesticides dans l'alimentation causés par des applications directes. Le concept de fraction d'absorption facilite aussi la comparaison entre émissions intérieures et émissions extérieures, la fraction d'absorption des émissions intérieures étant fonction directe du taux de ventilation par habitant.

Concernant le facteur d'effet, IMPACT 2002 adopte une nouvelle approche pour calculer l'indicateur d'effet sur la santé pour les impacts toxicologiques non cancérogènes. La mesure sélectionnée est  $ED_{10}$ , la relation dose-effet induisant une réponse de 10 % supérieure à la moyenne. Celle-ci est tirée du concept de dose de référence, en analyse des risques sanitaires, pour estimer l'extrapolation d'une faible dose linéaire par défaut, comme expliqué par Crettaz et al. (2002) concernant les effets cancérogènes et par Pennington et al. (2002) concernant les effets non cancérogènes. On obtient :

$$\beta_{\text{humain}} = \frac{0.1}{ED_{10}} \cdot \frac{1}{BW \cdot LT_h \cdot N_{365}}$$

Avec:

- $\beta_{\text{humain}}$  • Facteur d'effet sur la santé humaine [risque d'incidence par  $kg$  d'absorption cumulée]
- $ED_{10}$  • Dose de référence aboutissant à un effet 10 % plus élevé que la moyenne [ $mg/kg \cdot jour$ ]
- $BW$  • Poids corporel moyen dans la population considérée [ $kg/pers$ ] (=70)

- $LT_h$  • Espérance de vie moyenne en années de la population humaine en question [an] (=70)

- $N_{365}$  • Nombre de jours par an [jours/an] (=365)

Les facteurs de pente préliminaires ont été calculés à partir de dosages biologiques sur des données animales s'appuyant sur des facteurs d'extrapolation de l'estimation la plus haute à partir des données TD50, NO(A)EL, et LO(A)EL<sup>17</sup>. L'EVCI (Espérance de vie corrigée de l'incapacité - Murray et Lopez 1996) caractérise la sévérité, source de mortalité (années de vie perdues, ou YLL pour Years of Life Lost dues à la mortalité prématurée) et de morbidité. Les valeurs d'EVCI par défaut de 13 et 1,3 [années/incidence] sont adoptées pour la plupart des effets respectivement carcinogènes et non carcinogènes (Keller 2005).

- Il n'y a pas de véritable impact potentiel en matière de toxicité humaine, les paramètres intermédiaires du devenir et de l'exposition comme la fraction d'absorption (voir ci-dessus) ne pouvant pas être interprétés seuls. Le nombre de cas pour une même maladie pourrait constituer un impact potentiel réel. Cependant, une ou plusieurs substances causant un grand nombre de maladies, les risques de maladies ne peuvent pas être comptabilisés sans tenir compte implicitement (sévérité égale) ou préférentiellement explicitement, de leur sévérité respective. Les facteurs de caractérisation à l'impact potentiel sont ainsi obtenus simplement en divisant le facteur de dommage humain de la substance considérée par celui de la substance de référence, le chloroéthylène, carcinogène reconnu pour l'homme dont les données de devenir sont bien définies et qui présente un chemin d'impact principal par inhalation de l'air, et donc une incertitude relativement peu élevée en ce qui concerne l'évaluation de l'iF):

$$HTP_i = HDF_i / HDF_{\text{chloroéthylène}}, \text{ en kg}_{\text{eq}} \text{ chloroéthylène dans l'air par kg}_i$$

- Exprimer les scores en kg-équivalent d'une substance de référence facilite la communication et souligne le fait que ces facteurs de caractérisation sont surtout intéressants pour les comparaisons relatives plutôt que pour leurs valeurs absolues.
- Les facteurs génériques sont calculés à l'échelle continentale de l'Europe de l'ouest en tant que sous-ensemble mondial, tandis que la différenciation spatiale est aussi permise pour 50 bassins hydrographiques et alvéoles en Europe.
- Les facteurs de caractérisation sont donnés pour les émissions dans l'air, l'eau, le sol et les sols agricoles (notés généralement « sol (agr.) » dans les bases de données).
- Aucun facteur de caractérisation n'est pour l'instant disponible pour les émissions dans l'océan, les eaux souterraines et la stratosphère.
  - Pour les émissions dans la stratosphère, le CF du potentiel de réduction de l'ozone et du changement climatique peut être considéré comme valide. Cependant, le CF d'autres catégories d'impacts potentiels peut être négligé en raison de l'hypothèse selon laquelle les polluants seront dégradés avant d'atteindre le sol et n'auront donc pas d'autres effets sur la santé humaine et les écosystèmes.
- La toxicité humaine à travers l'émission dans les sols agricoles (« sol (agr.) ») découle d'une émission dans un sol moyen présentant les modifications suivantes :
  - L'impact (plus précisément la fraction d'absorption) par voie alimentaire est multiplié par un facteur de 4,6, car 22 % (1/4,6) des sols européens sont utilisés comme surfaces agricoles. L'absorption par voie alimentaire, exceptée celle due à la respiration des animaux, est ainsi 4,6 fois plus élevée que dans le cas où les émissions se

<sup>17</sup> Dose toxique 50 %, Niveaux d'effets (nocifs) observés inexistantes ou bas

seraient produites sur l'ensemble des sols européens.

- L'utilisateur doit savoir que dans les versions 1.0 et 1.1, les impacts dus aux émissions dans les sols agricoles ont été estimés plus approximativement : leur calcul a été effectué en multipliant les impacts via les émissions dans les sols par 4,6, et pas uniquement en tenant compte des impacts empruntant les voies alimentaires, comme décrit ci-dessus.
- Concernant les impacts des pesticides, veuillez consulter le chapitre 5.1.1.
- La substance de référence de l'impact potentiel de toxicité humaine est représentée par les effets carcinogènes du chloroéthylène émis dans l'air.

Le chloroéthylène a été retenu pour les raisons suivantes :

- a) C'est un carcinogène avéré pour l'homme et ses effets sont bien renseignés,
- b) Ses effets proviennent du même milieu que le milieu où il est émis : il est principalement émis dans l'air et ses effets se produisent dans l'air, ce qui évite des incertitudes supplémentaires dues au transfert d'un milieu à l'autre,
- c) Il existe des données fiables sur le devenir du chloroéthylène.
- Les facteurs de caractérisation de la toxicité humaine des métaux lourds s'appliquent uniquement pour les métaux émis sous leur forme dissoute (ions) (cf. 5.1.1).
- Actuellement, l'état de l'art en évaluation de la toxicité humaine permet une précision autour d'un facteur 100 (deux ordres de grandeur), à comparer avec une variation générale d'environ 12 ordres de grandeur. Tous les flux ayant un impact supérieur à 1 % du score total doivent ainsi être considérés comme potentiellement importants.
- Remarques sur les résultats « absurdes » d'IMPACT 2002: pour certaines substances, lorsque l'iF est si bas que la rotation effectuée par le modèle donne des résultats absurdes, un CF négatif apparaît. Ces CF doivent être supprimés. Dans la base de données d'IMPACT 2002+, les CF négatifs de l'argent et du manganèse émis dans le sol (indéfini ou agricole) ont été supprimés (égalent 0).

*Autres facteurs de caractérisation de la toxicité humaine.* Un utilisateur souhaitant calculer les facteurs de caractérisation de la toxicité humaine pour d'autres polluants peut toujours utiliser le modèle IMPACT 2002, téléchargeable à l'adresse suivante : <http://www.impactmodeling.org>.

#### 2.4.1.1 Comment calculer un nouveau CF de toxicité humaine ?

Voir « Annexe 1 : Comment appliquer un nouveau CF de toxicité humaine ? » pour plus d'informations.

Un CF est le produit de l'iF (la fraction d'absorption, soit le devenir et l'exposition) et l'EF (facteur d'effet).

L'iF peut être évalué avec le modèle IMPACT 2002 à l'aide de paramètres physico-chimiques appropriés : masse moléculaire, constante de Henry, Log Kow, demi-vies pour des milieux différents, etc. Consulter la fiche « Données chimiques » du modèle IMPACT 2002.

Le facteur d'effet (EF) est le produit du facteur dose-dépendant (en risque d'incidence par  $\beta_{\text{absorption}}$ ) et de la sévérité (D, en EVCI par incidence). L'EF peut être évalué comme suit (Jolliet et al. 2003c) :

$$EF_{\text{inhalation}} = \beta_{\text{cancer par inhalation}} \cdot D_{\text{cancer par inhalation}} + \beta_{\text{non-cancer par inhalation}} \cdot D_{\text{non-cancer par inhalation}}$$

$$EF_{\text{oral}} = \beta_{\text{cancer par voie orale}} \cdot D_{\text{cancer par voie orale}} + \beta_{\text{non-cancer par voie orale}} \cdot D_{\text{non-cancer par voie orale}}$$

$$\text{Avec } \beta_{\text{humain}} = \frac{0.1}{ED_{10}} \cdot \frac{1}{BW \cdot LT_h \cdot N_{365}}$$



Dans le modèle IMPACT 2002, un ou plusieurs des quatre paramètres suivants peuvent être renseignés :

- ED10 - oral- non cancer (mg / kg poids corporel - jour, estimation médiane)
- ED10 - inhalation - non cancer (mg / kg poids corporel - jour, estimation médiane)
- ED10 - oral - cancer (mg / kg poids corporel - jour, estimation médiane)
- ED10 - inhalation - cancer (mg / kg poids corporel - jour, estimation médiane)

Chacun de ces quatre paramètres présente les facteurs de sévérité D respectifs associés :

- EVCI/Incidence – oral - non cancer
- EVCI/Incidence - inhalation - non cancer
- EVCI/Incidence – oral - cancer
- EVCI/Incidence - inhalation – cancer

En l'absence d'informations spécifiques sur les différentes valeurs de D, les valeurs par défaut 1,3 et 13 EVCI/cas peuvent être utilisées.

Les différents ED peuvent être calculés comme suit (détails disponibles dans l'Annexe 1 : Comment appliquer un nouveau CF de toxicité humaine ? ») :

L'ED<sub>10-inh,ca</sub> du **cancer par inhalation** est constitué selon ce terme:

$$ED_{10-inh,ca} = \frac{0.1}{0.5 \cdot q1_{inh}^*} \text{ (mg/kg}_{\text{poids corporel}} \text{ *jour)}$$

lorsqu'une valeur q1\*<sub>inh</sub> est disponible pour l'exposition par inhalation. L'ED<sub>10-inh,ca</sub> peut également être déterminé grâce à un TD50-in d'exposition par inhalation selon la formule suivante :

$$ED_{10-inh,ca} = \frac{TD_{50-inh}}{25} \text{ (mg/kg}_{\text{poids corporel}} \text{ *jour)}$$

L'ED<sub>10-ing,ca</sub> du **cancer par ingestion** est calculé de la même façon mais en appliquant q1\*<sub>ing</sub> or TD<sub>50-ing</sub> de l'exposition par ingestion. L'ED<sub>10-inh,nca</sub> du **non-cancer via inhalation** est constitué selon ce terme:

$$ED_{10-inh,nca} = \frac{NOAEL_{inh,nca} \cdot Cor_{discont\_exp\_day} \cdot Cor_{discont\_exp\_hours} \cdot Conv_{NOAEL\_ED_{10}} \cdot Cor_{an-h,inh}}{Cor_{sc-c}}$$

lorsqu'une valeur NOAEL<sub>inh,nca</sub> est disponible pour l'exposition par inhalation. L'ED<sub>10-inh,nca</sub> peut également être déterminé grâce à un LOAEL<sub>inh,nca</sub> d'exposition par inhalation selon la formule suivante :

$$ED_{10-inh,nca} = \frac{LOAEL_{inh,nca} \cdot Cor_{discont\_exp\_day} \cdot Cor_{discont\_exp\_hours} \cdot Conv_{LOAEL\_ED_{10}} \cdot Cor_{an-h,inh}}{Cor_{sc-c}}$$

L'ED<sub>10-ing,nca</sub> des **effets non-cancer par ingestion** est calculé comme suit :

$$ED_{10-ing,nca} = \frac{NOAEL_{ing,nca} \cdot Cor_{discont\_exp\_day} \cdot Cor_{discont\_exp\_hours} \cdot Conv_{NOAEL\_ED_{10}}}{Cor_{sc-c} \cdot Cor_{an-h,ing}}$$

Lorsqu'il existe une valeur  $NOAEL_{ing,nca}$  d'exposition par inhalation. L' $ED_{10-ing,nca}$  peut également être déterminé grâce à un  $LOAEL_{ing,nca}$  d'exposition par inhalation selon la formule suivante :

$$ED_{10^{-ing,nca}} = \frac{LOAEL_{ing,nca} \cdot Cor_{discont\_exp\_day} \cdot Cor_{discont\_exp\_hours} \cdot Conv_{LOAEL\_ED_{10}}}{Cor_{sc-c} \cdot Cor_{ai\_h,ing}}$$

## 2.4.2 Effets respiratoires (substances inorganiques)

- Les facteurs de caractérisation sont indiqués pour les émissions dans l'air uniquement<sup>18</sup>.
- Les effets respiratoires (dommage, en DALY/kg<sub>émi</sub>) sont directement issus de l'Éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma 2000). Ils s'appuient sur le travail de Hofstetter (1998) ainsi que sur des données épidémiologiques permettant d'estimer les facteurs d'effet.
- Les impacts potentiels (kg éq. PM<sub>2,5</sub> dans l'air /kg<sub>émi</sub>) ont été obtenus à partir de la division du facteur de dommages de la substance étudiée par rapport au facteur de dommages de la substance de référence (PM<sub>2,5</sub> dans l'air).
- *Particules (PM) :*
  - Les « PM<sub>2,5</sub> » correspondent aux particules < 2,5 µm, les « PM<sub>10</sub> » correspondent à toutes les particules < 10 µm et les « PM<sub>tot</sub> » correspondent à toutes les particules < 100 µm.
  - L'utilisateur doit veiller à ne pas faire deux fois le même calcul, notamment pour les particules PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> (déjà prises en compte dans les particules PM<sub>10</sub>) et NO<sub>x</sub> et NO<sub>2</sub> (déjà prises en compte dans NO<sub>x</sub>). Seul un des trois FC (PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub> ou PM<sub>tot</sub>) doit s'appliquer à l'inventaire.
  - Les effets cancérigènes des particules sont directement intégrés aux études épidémiologiques. Ainsi, seule la deuxième catégorie est prise en compte. Selon Dockery et Pope (1994), les particules supérieures à 2,5 µm n'ont aucun effet indésirable et les effets respiratoires ne sont dus qu'aux particules < 2,5 µm. Toutefois, comme c'est le cas dans de nombreuses études d'inventaire, les données fournies concernent les particules PM<sub>10</sub>, c'est-à-dire toutes les particules < 10 µm. Le facteur lié aux particules « PM<sub>10</sub> » correspond donc au facteur lié aux particules « PM<sub>2,5</sub> » multiplié par un facteur de correction de 0,6 qui, selon Dockery et Pope (1994), représente le rapport de masse de PM<sub>2,5</sub>/PM<sub>10</sub> mesuré dans l'air. De la même manière que pour les flux d'inventaire des particules PM<sub>tot</sub>, le facteur lié aux particules « PM<sub>tot</sub> » correspond au facteur lié aux particules « PM<sub>2,5</sub> » multiplié par un facteur de correction de 0,33 qui, selon Dockery et Pope (1994), représente le rapport de masse de PM<sub>2,5</sub>/PM<sub>tot</sub>.

## 2.4.3 Radiation ionisante

- Les facteurs de caractérisation sont indiqués pour les émissions dans l'air et l'eau<sup>19</sup>.
- Les radiations ionisantes (dommage, en DALY/Bq<sub>émi</sub>) sont directement issues de l'Éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma 2000).
- Les impacts potentiels (Carbone 14 Bq éq. dans l'air /kg<sub>émi</sub>) ont été obtenus à partir de la division du facteur de dommages de la substance étudiée par rapport au facteur de dommages de la substance de référence (Carbone 14 dans l'air).

## 2.4.4 Réduction de la couche d'ozone

- Les facteurs de caractérisation sont indiqués pour les émissions dans l'air uniquement<sup>20</sup>.
- Les impacts potentiels (kg éq. CFC-11 dans l'air /kg<sub>émi</sub>) ont été communiqués par l'agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA).

<sup>18</sup> Il est peu probable, en effet, que les polluants concernés atteignent le sol ou l'eau.

<sup>19</sup> Aucun FC n'est disponible pour les émissions dans le sol.

<sup>20</sup> Il est peu probable, en effet, que les polluants concernés atteignent le sol ou l'eau.

- Le facteur de dommages (en DALY/kgCFC-11<sub>émi</sub>) pour la substance de référence de l'impact potentiel (CFC-11) est directement issu de l'Éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma 2000).
- Les dommages (en DALY/kg<sub>émi</sub>) liés aux autres substances ont été obtenus à partir de la multiplication des impacts potentiels (en kg éq. CFC-11 dans l'air /kg<sub>émi</sub>) et du facteur de dommages CFC-11 (en DALY/kg CFC-11<sub>émi</sub>).
- « CFC-11 » est également appelé « Trichlorofluorométhane ».

## 2.4.5 Oxydation photochimique

- Les facteurs de caractérisation sont indiqués pour les émissions dans l'air uniquement<sup>21</sup>.

Impact sur la santé de l'homme :

- L'impact de l'oxydation photochimique sur la santé de l'homme est parfois appelé « Effets respiratoires des substances organiques ».
- L'oxydation photochimique (dommage, en DALY/kg<sub>émi</sub>) est directement issue de l'Éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma, 2000).
- Les impacts potentiels (kg éq. éthylène dans l'air /kg<sub>émi</sub>) ont été obtenus à partir de la division du facteur de dommages de la substance étudiée par rapport au facteur de dommages de la substance de référence (éthylène dans l'air).

Impact sur la qualité de l'écosystème :

- L'oxydation photochimique est connue pour avoir un impact sur la croissance des plantes (réduisant ainsi les récoltes européennes de 10 à 20 %). Toutefois, aucune des études actuelles ne nous a permis de calculer un quelconque dommage sur la qualité de l'écosystème dû à l'oxydation photochimique.
- L'éthylène est également désigné comme « Éthène ».

## 2.4.6 Écotoxicité aquatique

Résumé :

- L'écotoxicité aquatique représente l'écotoxicité de la surface des eaux douces (ruisseaux et lacs).
- L'écotoxicité aquatique (dommage, en PDF·m<sup>2</sup>·an/kg<sub>émi</sub>) a été identifiée grâce à l'outil IMPACT 2002 (Évaluation des impacts des substances chimiques toxiques)<sup>22</sup> (Pennington et al. 2005, 2006) (cf. Illustration 2-3).
- Les impacts potentiels (kg éq. triéthylène glycol dans l'eau /kg<sub>émi</sub>) ont été obtenus à partir de la division du facteur de dommages de la substance étudiée par rapport au facteur de dommages de la substance de référence (triéthylène glycol dans l'eau).
- Les facteurs de caractérisation sont indiqués pour les émissions dans l'air, l'eau et le sol.
- Aucun FC n'est disponible pour les émissions dans les *eaux souterraines* et la *stratosphère*.
- Les émissions dans l'*océan* ne provoquent aucune écotoxicité aquatique dans les eaux douces. Aucun FC spécifique aux émissions dans l'*océan* n'est disponible actuellement.
- Les facteurs de caractérisation de l'écotoxicité aquatique liés aux *métaux lourds* ne s'appliquent qu'aux métaux dissous (ions) (cf. 5.1.1).

<sup>21</sup> Il est peu probable, en effet, que les polluants concernés atteignent le sol ou l'eau.

<sup>22</sup> « IMPACT 2002 » représente un modèle axé sur la toxicité pour l'espèce humaine et l'écotoxicité, tandis que l'ensemble de la méthodologie LCIA (ACV, Analyse du cycle de vie), avec toutes les catégories d'impacts, est désignée par « IMPACT 2002+ ».

- Actuellement, les technologies d'évaluation de l'écotoxicité aquatique permettent de gagner un facteur 100 (deux ordres de grandeur) sur la précision des résultats par rapport à une variation générale d'environ 12 ordres de grandeur. Ainsi, tous les flux ayant un impact sur 1 % du résultat total doivent être considérés comme potentiellement importants.
- *Facteurs de caractérisation liés à l'écotoxicité aquatique.* Un utilisateur cherchant à calculer des facteurs de caractérisation de l'écotoxicité pour d'autres polluants peut toujours utiliser le modèle IMPACT 2002 en termes de devenir, d'exposition et d'effets, à télécharger ici : <http://www.impactmodeling.org>.

Principe :

- L'impact sur les écosystèmes aquatiques est, à de nombreux égards, traité de la même manière que la toxicité pour l'espèce humaine, en prenant notamment en compte le devenir et les effets environnementaux, mais présente toutefois des différences remarquables. Tout d'abord, les spécialistes s'intéressent généralement aux effets au niveau de l'espèce avant d'étudier les individus. Ensuite, le même modèle de devenir s'applique à la toxicité pour l'espèce humaine, mais le devenir et l'effet sont liés au niveau de la concentration (cf. Illustration 2-3). Le devenir permet d'associer les émissions aux changements en termes de concentration dans la phase aqueuse pure des eaux douces. L'exposition est généralement prise en compte de manière implicite dans le facteur d'effet qui caractérise les risques au niveau de l'espèce, ce qui peut former une fraction d'espèces affectées (PAF) ou une fraction d'espèces disparues (PDF), ainsi qu'un premier indicateur de dommages sur les écosystèmes.
- En ce qui concerne les écosystèmes aquatiques dans les eaux douces, la PAF par unité d'émissions (APAF, en PAF m<sup>3</sup> année/kg), par rapport au temps et à l'espace, est donc estimée sur la base d'un facteur de devenir ( $F \cdot \theta$ , en années) et d'un facteur d'effet ( $\beta$ , en PAF·m<sup>3</sup>/kg) comme suit :

$$APAF_i = F_i^{mw} \cdot \theta_i^w \cdot \beta_i \text{ en PAF m}^3 \text{ an/kg}$$

- Le **facteur de devenir** lui-même est obtenu par la multiplication de deux paramètres calculés à l'aide du modèle IMPACT 2002 (Pennington et al. 2005) :  $F_i^{mw}$  représente la fraction sans dimension de l'émission de la substance  $i$  dans le compartiment  $m$  transférée vers les eaux douces.  $\theta_i^{mw}$ , en années, représente le temps de séjour de la substance  $i$  dans l'eau, équivalent à l'inverse des constantes générales du taux de décroissance dans l'eau ( $k$ ). Cette valeur correspond également à l'augmentation de la concentration dans les eaux douces, par rapport au temps et à l'espace, par masse entrante de l'élément chimique  $M$  dans l'environnement aquatique :

$$\theta = \frac{1}{k} = \frac{\Delta C \cdot V}{M \cdot \Delta t}$$

- $\Delta C$  (en kg/m<sup>3</sup>) représente l'augmentation de la concentration en termes de volume d'eau (en m<sup>3</sup>), en raison d'un débit d'émissions de  $M/\Delta t$  (en kg/année). Cette intégration de l'espace se distingue de l'évaluation des risques traditionnelle et réglementaire fondée sur des approches PEC/PNEC (concentration prévue divisée par la concentration sans effet prévue). La prise en compte du volume d'eau pollué en fonction d'un certain niveau explique pourquoi la pollution de l'ensemble des lacs d'Europe et celle d'un lac peu étendu ne sont pas équivalentes en termes d'impacts. Les facteurs de caractérisation écotoxicologiques aquatiques n'incluent pas de composant d'exposition justifiant la biomagnification (exposition supplémentaire due à des contaminants dans la nourriture, y compris les particules en suspension). Seule la bioconcentration est retenue (transfert direct d'éléments chimiques issus du moyen d'exposition vers l'espèce, comme observé au cours des tests de toxicité aquatique en laboratoire).

- Le **facteur d'effet** fondé sur les risques ( $\beta_i$ ) correspond à un changement important de la fraction d'espèces affectées provoqué par un changement dans la concentration de contaminants. Tel que décrit dans la méthode AMI par rapport aux écosystèmes aquatiques (Payet et al. 2002, 2004a, 2004b), le facteur d'effet évalue l'impact moyen sur l'espèce, à l'aide de la valeur HC50, c'est-à-dire la concentration dangereuse moyenne affectant 50 % des espèces de l'écosystème :

$$\beta_i = 0,5/HC50_{iw} \text{ (en PAF} \cdot \text{m}^3/\text{kg})$$

- Cette valeur HC50, en kg/m<sup>3</sup>, est elle-même calculée comme la moyenne géométrique de la valeur EC50s disponible (concentration efficace dans le cas où 50 % de la population de l'espèce serait affectée) pour des espèces individuelles. Dans le cadre d'évaluations comparatives, ce calcul s'avère être plus approprié que les approches PNEC réglementaires fondées sur les espèces les plus sensibles, étant donné que ces approches dépendent trop des espèces testées.
- Au niveau des impacts potentiels, l'écotoxicité aquatique potentielle des eaux douces (AEP, Aquatic Ecotoxicity Potential; en kg<sub>eq</sub> triéthylène glycol dans l'eau par kg<sub>i</sub>) provient de la normalisation de la substance de référence, triéthylène glycol :

$$APE = \frac{APAF_i}{APAF_{\text{triéthylène glycol}}}$$

#### 2.4.6.1 Comment calculer le facteur d'effet de l'écotoxicité ?

**La méthode de base pour calculer les facteurs d'effet fondés sur les risques ( $\beta_i$ , parfois appelés les facteurs d'effet écotoxicologiques aquatiques, ou AEEF, Aquatic Ecotoxicological Effect Factors) à présenter dans le modèle IMPACT 2002 est la suivante :**

Écotoxicité aquatique aiguë (en général, seules des données aiguës sont obtenues)

Poisson :

LC50 = a mg/l (poisson a) [Source a], b mg/l (poisson b) [Source b], ... Arthropode :

EC50 = c mg/l (arthropode c) [Source c], d mg/l (arthropode d) [Source d], ... Algue :

EC50 = e mg/l (algue e) [Source e], f mg/l (algue f) [Source f], ...

Plantes aquatiques :

EC50 = g mg/l (plante g) [Source g], h mg/l (plante h) [Source h], ... Moyenne géométrique (aiguë) :

Moyenne géométrique (a, b, c, d, e, f, g, h, ...) = i mg/l

Moyenne géométrique chronique HC50<sup>w</sup> = moyenne géométrique précise /10 = i/10 = HC50<sup>w</sup> mg/l

Facteur d'effet de l'écotoxicité aquatique (AEEF =  $\beta_i$ ):

$\beta_i$  = AEEF (moyenne géométrique) = 0.5/HC50<sup>w</sup> =  $\beta$  PAF·l/mg

$\beta_i$  en PAF·m<sup>3</sup>/kg =  $\beta_i$  en PAF·l/mg \* 0.001 m<sup>3</sup>/l \* 1'000'000 mg/kg =  $\beta_i$  en PAF·l/mg \* 1'000 m<sup>3</sup>·mg/l·kg

Si des données aiguës sont disponibles, la procédure est identique, mais la moyenne géométrique donne directement la valeur HC50<sup>w</sup> en mg/l et n'a pas besoin d'être divisée par 10.

Si aucune donnée n'est disponible, il est possible de calculer les facteurs AEEF ( $\beta_i$ ) grâce à la méthode relations structure-activité (SAR, réf.XXX). Toutefois, cette méthode ne donne pas de résultats satisfaisants en termes d'AEEF ( $\beta_i$ ), ni en termes de pesticides ou de substances inorganiques (communication personnelle de Jérôme Payet)<sup>23</sup>. Aucun test n'a été réalisé d'après cette méthode. Il s'agit simplement d'une relation entre la toxicité et le Kow permettant d'estimer la valeur EC50.

<sup>23</sup> Dans la base de données IMPACT 2002+, les facteurs de caractérisation de la qualité de l'écosystème calculés avec la méthode SAR pour ces substances ont été supprimés. Les règles principales de conservation ou de suppression des facteurs AEEF calculés avec cette méthode sont :

- les AEEF de pesticides sont supprimés,
- les AEEF de substances inorganiques sont supprimés,
- les AEEF de gaz sont supprimés,
- les AEEF d'autres substances organiques sont conservés.

Notons que, dans le modèle IMPACT 2002 (Pennington et al. 2005), les PAF sont fondées sur la valeur EC50, tandis que, dans l'Éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma 2000), elles sont fondées sur la valeur NOEC.

- AEEF [APF  $m^3_{\text{eau}}/kg_{\text{sub dans eau}}$ ] ( $=\beta^{\text{eau}}$ ) =  $0,5 [\text{PAF}] / \text{HC50}^W [kg_{\text{sub}}/m^3_{\text{eau}}]$

Le modèle IMPACT 2002 exprime les résultats de l'écotoxicité en  $\text{PAF} \cdot m^3 \cdot \text{an} / kg_{\text{émi}}$ , tandis que, dans le modèle IMPACT 2002+, ils sont exprimés en  $\text{PDF} \cdot m^2 \cdot \text{an} / kg_{\text{émi}}$ . Le terme PDF signifie « Fraction d'espèces disparues ». Notons également le passage du  $m^3$  au  $m^2$  ! La PAF devient la PDF afin d'établir un lien avec les autres catégories d'impacts associées à la qualité des écosystèmes.

- La relation entre la PAF et la PDF est la suivante :  $\text{PDF} = \text{PAF}/2$ . Elle est fondée sur l'hypothèse que 50 % des espèces affectées disparaîtront de l'écosystème (Payet, communication personnelle, voir la publication officielle sur l'eutrophisation).
- La relation entre un volume en  $m^3$  d'eau douce et une surface en  $m^2$  d'eau douce est la suivante : surface en  $m^2$  d'eau = volume en  $m^3$  d'eau / profondeur moyenne d'eau douce.
- Ainsi : écotoxicité aquatique [ $\text{PDF} \cdot m^2 \cdot \text{an} / kg_{\text{émi}}$ ] = écotoxicité aquatique [ $\text{PAF} \cdot m^3 \cdot \text{an} / kg_{\text{émi}}$ ] \* (1/2) [PDF/PAF] \* (1/profondeur moyenne d'eau douce) [-/m]
  - Avec : profondeur moyenne d'eau douce = 17,8 m (valeur du modèle IMPACT 2002) (Attention, la valeur réelle doit encore être déterminée)
- Remarque : dans la version 2.1, l'écotoxicité aquatique est dominée par les émissions de cuivre et de zinc.

## 2.4.7 Écotoxicité terrestre

En résumé :

- Les facteurs de caractérisation sont indiqués pour les émissions dans l'air, l'eau et le sol.
- L'écotoxicité terrestre (dommage, en  $\text{PDF} \cdot m^2 \cdot \text{an} / kg_{\text{émi}}$ ) a été déterminée grâce à l'outil IMPACT 2002 (Évaluation des impacts des substances chimiques toxiques)<sup>24</sup> (Pennington et al. 2005, 2006) (Cf. Illustration 2-3).
- Les impacts potentiels ( $kg \text{ éq. triéthylène glycol dans le sol} / kg_{\text{émi}}$ ) ont été obtenus par la division du facteur de dommages de la substance étudiée par rapport au facteur de dommages de la substance de référence (triéthylène glycol dans le sol).
- Les facteurs de caractérisation de l'écotoxicité terrestre liés aux *métaux lourds* ne s'appliquent qu'aux métaux dissous (ions) (cf. 5.1.1).
- La technologie actuelle d'évaluation de l'écotoxicité terrestre permet de gagner un facteur 100 (deux ordres de grandeur) sur la précision des résultats par rapport à une variation générale d'environ 12 ordres de grandeur. Ainsi, tous les flux ayant un impact sur 1 % du résultat total doivent être considérés comme potentiellement importants.

Dans le détail :

- En ce qui concerne l'écotoxicité terrestre (vers, caramboles, etc.), les études ont montré que les substances peuvent avoir des effets écotoxiques uniquement par exposition à travers la phase aqueuse dans le sol.

---

- Le « méthane » (Méthane (IC) et « méthane, biogène (EI-O) ») est supprimé de la liste IMPACT 2002, car : 1° il n'est pas précisément défini comme un élément organique ou inorganique et 2° ses AEEF proviennent de la méthode SAR, ce qui est aberrant !

<sup>24</sup> « IMPACT 2002 » représente le modèle axé sur la toxicité pour l'espèce humaine et l'écotoxicité, tandis que l'ensemble de la méthodologie EICV, avec toutes les catégories d'impacts, est désignée par « IMPACT 2002+ »

D'autres recherches associées à la biodisponibilité des éléments toxiques dans le sol sont nécessaires pour mieux évaluer l'écotoxicité terrestre.

- L'écotoxicité terrestre potentielle est calculée de la même manière que l'écotoxicité aquatique potentielle.
- La disponibilité des données étant limitée, la valeur HC50<sup>s</sup> terrestre est la plupart du temps déduite par rapport à la valeur HC50<sup>w</sup> aquatique grâce à la méthodologie proposée par Hauschild et Wenzel (1998), sous la forme d'une fonction du coefficient d'adsorption de la substance i concernée (K<sub>di</sub>, en m<sup>3</sup>/kg<sub>sol sec</sub>), la densité du sol (ρ<sup>s</sup>, en kg/m<sup>3</sup>) et le volume d'eau sans dimension du sol (f<sup>w</sup>) :

$$HC50_i^s = HC50_i^w (K_{di}^s + f^w)$$

Les étapes de l'évaluation de l'écotoxicité terrestre sont les suivantes :

- HC50<sup>s</sup> [kg<sub>sub</sub> / kg<sub>sol sec</sub>] = HC50<sup>w</sup> [kg<sub>sub</sub> / m<sup>3</sup><sub>eau</sub>] \* (K<sub>d</sub> + f<sub>w</sub>) (Hauschild et Wenzel. 1998. p.257), Avec :
  - HC50<sup>w</sup> [kg<sub>sub</sub> / m<sup>3</sup><sub>eau</sub>] constitue la valeur utilisée pour compiler les facteurs AEEF [PAF·m<sup>3</sup><sub>eau</sub>/kg<sub>sub</sub> dans l'eau] (=β<sup>eau</sup>). Avec HC50<sup>w</sup> [kg<sub>sub</sub>/m<sup>3</sup><sub>eau</sub>] = 0,5 [PAF] / AEEF<sub>eau</sub>[PAF·m<sup>3</sup><sub>eau</sub>/kg<sub>sub</sub> dans eau] (=β<sup>eau</sup>).
  - K<sub>d</sub> [m<sup>3</sup><sub>eau</sub> / kg<sub>sol sec</sub>] = 0,001 [m<sup>3</sup><sub>eau</sub>/l<sub>eau</sub>] \* Kow [l<sub>eau</sub>/l<sub>octanol</sub>] \* f<sub>oc</sub> [kg<sub>mat org</sub> / kg<sub>Sol sec</sub>] \* (1/ρ<sub>octanol</sub>) [l<sub>octanol</sub>/kg<sub>octanol</sub>]. Notons que l'octanol est utilisé comme intermédiaire pour la matière organique.
    - Kow [l<sub>eau</sub>/l<sub>octanol</sub>] constitue la valeur de la substance spécifique (utilisée dans la base de données IMPACT 2002).
    - f<sub>oc</sub> = 0,02 kg<sub>mat org</sub> / kg<sub>sol sec</sub> (Hauschild and Wenzel 1998. p.257)
    - ρ<sub>octanol</sub> = 0.8 kg<sub>octanol</sub>/l<sub>octanol</sub>
  - f<sub>w</sub> = 0,000267 [m<sup>3</sup><sub>eau</sub> / kg<sub>sol sec</sub>], quantité d'eau par kg de sol sec (Hauschild et Wenzel 1998. p.257)

Pour les métaux (sans Kow), K<sub>d</sub> = voir (Hauschild et Wenzel 1998. tableau 6.17, p. 259) et Tableau 2-2 et Tableau 2-3.

**Tableau 2-2 : coefficients d'adsorption K<sub>d</sub> pour les métaux dans différents sols américains (Hauschild et Wenzel 1998. tableau 6.17, p. 259).**

Métal	[-]	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	V	Zn
logK <sub>d</sub>	[-]	2.28	2.30	2.07	2.04	2.99	2.23	2.44	2.08	3.28	2.49	2.20
K <sub>d</sub>	[Fluid e sol l/sol sec kg]	191	200	117	110	977	170	275	120	1905	309	158

Pour les métaux absents du tableau, la valeur K<sub>d</sub> par défaut est 1 000 (Hauschild et Wenzel. 1998. tableau 6.17, p. 259).  
La valeur de Cu peut être trop élevée (d'un facteur 5) (cf. commentaires d'Hélène Beauchamp, mai 2008)

**Tableau 2-3 : valeur K<sub>d</sub> utilisée dans différentes versions du modèle IMPACT 2002+**

Métal	Valeur K <sub>d</sub> utilisée dans IMPACT 2002 [m <sup>3</sup> fluide sol/kg sol sec]		
	Version 1.0	Version 1.1	Version 2.0 et 2.1
Aluminium	1	1	1
Antimoine	-	-	1
Arsenic	1	1	0,191 (! modification entre version 2.0 et versions antérieures)
Baryum	1	1	1
Béryllium	-	-	(1)
Cadmium	0,2	0,2	0,2
Chrome	0,11	0,11	0,11
Chrome VI	-	-	(0,11)
Cobalt	-	-	0,117



Cuivre	0,117	0,117	0,917 (! modification entre version 2.0 et versions antérieures)
Fer	-	-	1
Plomb	1,905	1,905	1,905
Manganèse	-	-	1
Mercure	0,17	0,17	0,17
Molybdène	-	-	(0,275)
Nickel	0,12	0,12	0,12
Sélénium	1	1	1
Argent	-	-	1
Étain	-	-	(1)
Vanadium	-	-	(0,309)
Zinc	0,158	0,158	0,158

Les substances pour lesquelles aucun FC d'écotoxicité n'a été indiqué dans la version 2.0 apparaissent entre parenthèses (). Remarque : attention, les résultats en termes de « fer », de « manganèse » et d'« argent » sont incohérents. En effet, aucune donnée relative aux AEEF n'est disponible dans la base IMPACT 2002. Ainsi, aucun effet ne peut être calculé, ni en termes d'écotoxicité aquatique, ni en termes d'écotoxicité terrestre

- $HC50^s [kg_{sub}/m^3_{brut}] = HC50^s [kg_{sub}/kg_{sol\ sec}] * \rho [kg_{sol\ sec}/m^3_{brut}]$ 
    - Avec :  $\rho = 1\ 200\ kg_{sol\ sec}/m^3_{brut}$  (Mackay, 2001, p. 64)
  - $Écotoxicité\ terrestre [PAF \cdot m^3_{brut} \cdot yr/kg_{ém}] = M_{en\ brut\ Internat+UE} [kg] * TEEF [PAF \cdot m^3_{brut} / kg_{sub}] / S_{emi} [kg_{emi} / an]$ , Avec :
    - $M_{en\ brut\ Internat+UE} [kg] = M_{en\ brut\ UE} [kg] + M_{en\ brut\ Internat} [kg]$  (calcul selon le modèle IMPACT 2002) correspond à la masse présente dans le sol brut dans un état stable pour une émission  $S_{emi}$  de polluant.
- $\frac{TEEF [PAF \cdot m^3_{brut} / kg_{sub}]}{PAF} / \frac{HC50^s [kg_{sub}/m^3_{brut}]}{PAF} (= \beta^{brut})$  correspond au facteur d'effet écotoxicologique  $\beta^{brut}$
- $S_{emi} [kg_{emi\ sub}/an] = S_{emi} [kg_{emi\ sub}/hr] * 8766 [h/an]$ , ( $s = 1\ kg/h$ ) correspond à l'émission de polluants (source d'émission).
  - $Enfin : Écotoxicité\ terrestre (PDF \cdot m^3_{brut} \cdot an / kg_{sub\ en\ brut}) = \frac{Écotoxicité\ terrestre [PAF \cdot m^3_{brut} \cdot an / kg_{sub\ émi}]}{1/2} *$

[PDF/PAF] \* (1/profondeur\_moyenne\_sol) [-/m] (Jérôme Payet, communication personnelle, Juin 2003)

- Avec : profondeur\_moyenne\_sol = 0,3 m (profondeur de la zone racinaire agricole utilisée dans le modèle IMPACT 2002, version 1.21)
- Cf. explication de l'écotoxicité aquatique pour comprendre cette relation.
- Modification des résultats : les valeurs négatives du FC de l'écotoxicité terrestre lié aux métaux émis dans l'eau ont été supprimées de la liste. En effet, ces valeurs négatives absurdes sont issues des valeurs calculées pour la concentration d'équilibre dans le sol avec une précision inférieure à celle du modèle. Ainsi, l'arrondissement créé des valeurs absurdes.
- À propos des résultats : dans la version 2.0 et 2.1, l'écotoxicité terrestre est dominée par les émissions de cuivre et de zinc<sup>25</sup>.

#### 2.4.7.1 Inclusion du pH du sol et calcul automatique de la valeur Kd dans le modèle IMPACT 2002

Dans « Modèle d'impact – Zone européenne unique - public 1.22 ».

Ajout de « pH du sol » dans les « données hydrographiques/I ».

Ajout de « pH du sol » dans « centre hydrographique/O11 »

Ajout de « pH du sol » et son rappel dans « sol/46 ».

#### 2.4.7.2 Inclusion de l'écotoxicité terrestre dans le modèle IMPACT 2002

Le calcul de l'écotoxicité terrestre a été intégré au fichier « I02+v2.0\_CF\_1128sub\_2a » jusqu'au mois de juillet 2008.

En juillet 2008, il a été directement intégré au modèle IMPACT 2002, dans les fichiers « Modèle d'impact – zone européenne unique - public 1.22 ».

### 2.4.8 Acidification aquatique

- Les facteurs de caractérisation sont indiqués pour les émissions dans l'air, l'eau et le sol.
- Les impacts potentiels de l'acidification aquatique (kg éq. SO<sub>2</sub> dans l'air /kg<sub>émi</sub>) sont directement issus du CML (Guinée et al. 2002).
- Aucun facteur de dommage de l'acidification aquatique (en PDF·m<sup>2</sup>·an/kg<sub>émi</sub>) n'est donné. En effet, actuellement, aucune étude ne met en avant l'évaluation des facteurs de dommage liés à l'acidification aquatique.
- Une étude en cours à l'École polytechnique fédérale de Lausanne vise à établir un lien entre les impacts potentiels et les dommages.

Notons que ces valeurs ne peuvent pas être comparées aux valeurs liées à l'acidification/l'eutrophisation issues de l'Éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma 2000) : en effet, la catégorie acidification/eutrophisation de l'Éco-indicateur 99 se rapporte uniquement à l'acidification/l'eutrophication terrestre (Cf. Éco-indicateur 99, Rapport de méthodologie, 2e version, p. 58-62).

- p. 62 : « les écosystèmes aquatiques ne sont pas concernés par l'aménagement naturel (le modèle utilisé pour calculer l'impact de l'acidification/l'eutrophication, ndlr) », « les dommages liés aux émissions de phosphore ne sont pas inclus ».
- p. 117 : « Les dommages causés par les fertilisants appliqués délibérément sur les terres agricoles sont déjà inclus dans les facteurs de dommages liés à l'utilisation des sols et ne doivent pas être traités

<sup>25</sup> Dans la version 1.1 : l'écotoxicité des sols est dominée par le « émis » dans le sol. Cela s'explique par son facteur de caractérisation d'écotoxicité terrestre élevé (1 730 PDF m<sup>2</sup> an/kg<sub>émi</sub>) et les émissions annuelles élevées (30 300 t/an). Cependant, ce résultat tend à être compté en double. Ces impacts doivent en effet être pris en compte dans l'occupation des terres (en raison de l'utilisation de pesticides).

## 2.4.9 Eutrophisation aquatique

- Des facteurs de caractérisation des émissions dans l'air, dans l'eau et dans le sol sont fournis.
- Les impacts potentiels associés à l'eutrophisation aquatique (en kg<sub>éq</sub> de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> dans l'eau/kg<sub>émis</sub>) sont directement extraits de la méthode CML (Guinée et al. 2002).
- Aucun facteur de dommage associé à l'eutrophisation aquatique (en PDF·m<sup>2</sup>·an/kg<sub>émis</sub>) n'est fourni. De fait, aucune étude actuellement disponible ne comprend l'évaluation des facteurs de dommages associés à l'eutrophisation aquatique.
- Une étude en cours à l'EPF-Lausanne s'emploie à associer les impacts potentiels aux dommages. (Remarque : le modèle de base de liaison des impacts potentiels aux dommages associés à l'eutrophisation aquatique est le suivant : la demande biologique en oxygène (DBO) génère l'eutrophisation, qui elle-même mène à la disparition d'une fraction d'espèces (PDF)).
- La méthodologie IMPACT 2002+ propose trois options d'application de l'eutrophisation aquatique : via un bassin à teneur limitée en phosphore, via un bassin à teneur limitée en azote, et via un type de bassin non défini. Les caractéristiques du bassin non défini correspondent actuellement de moitié à celles d'un bassin à teneur limitée en phosphore, et de moitié à celles d'un bassin à teneur limitée en azote. La meilleure méthode consisterait à localiser les bassins à teneur limitée en phosphore et en azote en Europe et à calculer les valeurs par défaut en fonction de la fraction de zone créée. Actuellement, les auteurs recommandent d'utiliser les données fournies par rapport à un bassin à teneur limitée en azote.
- *Facteur de conversion entre la DBO et la DCO* : le ratio DCO/DBO oscille entre 2 pour les eaux traitées (production d'une usine municipale d'épuration des eaux) et 3 pour les eaux usées industrielles non traitées. Par conséquent, il est recommandé d'utiliser un facteur de 2,5 afin d'obtenir les facteurs de caractérisation (FC) relatifs à la DBO à partir des FC de la DCO. (Juergen Stichling – PE Europe, communication personnelle, 17 décembre 2003).

## 2.4.10. Acidification et nitrification terrestres

- Les facteurs de caractérisation fournis s'appliquent aux émissions dans l'air uniquement<sup>26</sup>.
- Les valeurs d'acidification et de nitrification terrestres (dommages en PDF·m<sup>2</sup>·an/kg<sub>émis</sub>) sont directement extraites de l'éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma, 2000).
- Les impacts potentiels (en kg<sub>éq</sub> de SO<sub>2</sub> dans l'air/kg<sub>émi</sub>) ont été dégagés des dommages en divisant le facteur de dommages associé à la substance prise en compte par le facteur de dommages associé à la substance de référence (SO<sub>2</sub> dans l'air).

<sup>26</sup> Aucun FC n'est actuellement disponible pour les émissions dans les sols et dans l'eau.

### **2.4.11. Occupation des sols**

- Les facteurs de caractérisation des dommages associés à l'occupation des sols (en  $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{an}/\text{m}^2\cdot\text{an}$ ) sont directement extraits de l'éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma, 2000).

➤ Bien que l'éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma, 2000) précise deux « sous-catégories » d'utilisation des sols (occupation et transformation), seule l'occupation des sols est prise en compte dans la méthodologie IMPACT 2002+.

➤ De fait, nous supposons que, une fois transformé, le sol sera utilisé à long terme de sorte à limiter le facteur de transformation des sols et à l'attribuer à l'utilisation des sols dans son ensemble. D'un point de vue pratique, l'affectation de la transformation des sols à leur utilisation successive est délicate.

- Les facteurs de caractérisation des impacts potentiels (terres organiques arables en  $m^2_{\text{éq}} \text{ an}$ ) ont été obtenus en divisant le facteur de dommages associé à la substance prise en compte par le facteur de dommages associé à la substance de référence (terres organiques arables an).
  - Bien que cette unité d'impact potentiel soit fournie, l'occupation des sols est souvent directement exprimée en termes de dommages (en  $\text{PDF} \cdot m^2 \cdot \text{an} / m^2 \cdot \text{an}$ ).
- Comme indiqué dans l'éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma, 2000), les facteurs de dommages se fondent sur des observations empiriques du nombre d'espèces de plantes par type de zone. Ces observations incluent tous les effets appliqués à chaque type de zone. Cela signifie que les effets des émissions (pesticides et engrais) sont également inclus. Afin d'éviter le double comptage dans ces catégories ((éco)toxicité des pesticides et potentiel d'acidification et d'eutrophisation des engrais), seules les émissions « quittant » le site (via l'eau, l'érosion ou la récolte) et les émissions « supérieures aux conditions normales d'utilisation » doivent être prises en compte dans l'inventaire de cycle de vie (ICV).

## 2.4.12. Réchauffement climatique

- Les facteurs de caractérisation fournis s'appliquent aux émissions dans l'air uniquement<sup>27</sup>.
  - Toutefois, en cas d'émissions dans l'eau ou le sol (notamment des émissions de  $\text{CO}_2$ ), les facteurs de caractérisation associés aux émissions dans l'air peuvent être utilisés en première approximation (dans ce cas,  $1 \text{ kg}_{\text{éq}}$  de  $\text{CO}_2 / \text{kg} \text{ CO}_2$  émis dans le sol (ou l'eau)).
  - En outre, en guise de première estimation, ces facteurs de caractérisation associés aux émissions dans l'air peuvent également être attribués aux émissions de gaz à effet de serre dans la basse stratosphère ou la haute troposphère (via des avions, par exemple).
- Les facteurs de caractérisation des impacts potentiels associés au réchauffement climatique ( $\text{kg}_{\text{éq}}$  de  $\text{CO}_2$  dans l'atmosphère/ $\text{kg}_{\text{émis}}$ ) sont extraits de la liste du Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC 2001). Les potentiels de réchauffement climatique les plus récents sont anticipés sur 500 ans.
- Du point de vue des auteurs, le manque de précision de la modélisation des dommages causés par le changement climatique et infligés à la qualité de l'écosystème et la santé humaine ne permet pas de dégager des facteurs fiables de caractérisation des dommages. Par conséquent, l'interprétation se fonde directement sur les impacts potentiels, qui peuvent être interprétés comme des dommages infligés aux systèmes de survie.
  - Les gaz  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  et  $\text{CO}$  émanant de sources biogéniques doivent présenter un potentiel de réchauffement global (PRG) de 0.
  - Les auteurs ont choisi d'appliquer à la méthodologie IMPACT 2002+ un PRG de  $\text{CO}$  de  $1,57 \text{ kg}_{\text{éq}}$  de  $\text{CO}_2$  par rapport aux émissions dans l'air<sup>28</sup>. Cette valeur correspond à celle utilisée dans la base de données ecoinvent (Frischknecht et al., 2003, 2005).

Le calcul de cette valeur se fonde sur la logique suivante :  $\text{CO} \rightarrow \text{CO}_2$ : 28g de  $\text{CO}$  (12+16) donne 44g de  $\text{CO}_2$  (12+2x16). Ainsi 1 kg de  $\text{CO}$  donne  $1,57 \text{ kg}$  of  $\text{CO}_2$  ( $44\text{gCO}_2/28\text{gCO}$ ), ce qui correspond au PRG.

<sup>27</sup> De fait, il est peu probable que les polluants pris en compte soient émis dans le sol ou l'eau.

<sup>28</sup> Remarque : dans la méthodologie « CML2002 », concernant le  $\text{CO}$ ,  $\text{PRG}_{100} = \text{n/a}$ ,  $\text{PRG}_{100} \text{ net min} = 1 \text{ kg}_{\text{éq}} \text{ CO}_2$ ,  $\text{PRG}_{100} \text{ net max} = 3 \text{ kg}_{\text{éq}} \text{ CO}_2$ . L'étude Hauschild et Wenzel (1998, p.21) fournit également les valeurs suivantes relatives à l'effet indirect du réchauffement climatique sur le  $\text{CO}$  :

### 2.4.13. Énergie non renouvelable

- Les facteurs de caractérisation associés à la consommation d'énergie non renouvelable (en termes d'énergie primaire extraite) sont calculés à partir de la valeur de réchauffement supérieure.
  - Il est considéré que la valeur de l'énergie primaire extraite du bois est de 0.
- Les facteurs de dommages associés à l'énergie non renouvelable (en MJ d'énergie primaire non renouvelable totale/kg<sub>utilisé</sub>) dans la version 2.1 sont extraits de la base de données ecoinvent (Frischknecht et al. 2003, 2005)<sup>29</sup>.
- Les impacts potentiels (en kg<sub>éq</sub> de pétrole brut (860 kg/m<sup>3</sup>)/kg<sub>utilisé</sub>) ont été obtenus en divisant le facteur de dommages associé à la substance prise en compte par le facteur de dommages associé à la substance de référence (pétrole brut (860 kg/m<sup>3</sup>)).
  - Même si les catégories d'impacts potentiels relatives à l'impact associé à l'énergie non renouvelable peuvent être exprimées en « kg<sub>éq</sub> substanceX », elles sont communément exprimées en MJ d'énergie primaire non renouvelable totale.

### 2.4.14. Extraction minière

- Les extractions minières (en MJ d'énergie supplémentaire/kg<sub>ext</sub>) sont directement dégagées de l'éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma 2000).
- Les impacts potentiels (en kg<sub>éq</sub> de fer (minerai)/kg<sub>ext</sub>) ont été obtenus en divisant le facteur de dommages associé à la substance prise en compte par le facteur de dommages associé à la substance de référence (fer (minerai)).
  - Même si les catégories d'impacts potentiels relatives à l'impact associé à l'extraction minière peuvent être exprimées en « kg<sub>éq</sub> substanceX », elles sont communément exprimées en MJ d'énergie supplémentaire.

## 2.5 Catégories de dommages

Comme illustré dans la Figure 2-1., les quatorze catégories d'impacts potentiels peuvent être regroupées en quatre catégories principales. Toutefois, jusqu'à la version 2.1, le lien entre l'acidification/l'eutrophisation aquatique et la qualité de l'écosystème n'a pas été démontré. Par conséquent, jusqu'à cette version, les deux dernières catégories d'impacts potentiels sont toujours représentées séparément des quatre catégories principales.

### 2.5.1 Santé humaine

- La catégorie « santé humaine » regroupe les catégories d'impacts potentiels suivantes : « toxicité humaine », « troubles respiratoires », « rayonnements ionisants », « appauvrissement de la couche d'ozone » et « oxydation photochimique ».
- L'impact sur la santé humaine est exprimé en « DALY » (années de vie corrigées du facteur invalidité, voir le chapitre 2.2 sur les unités).

<sup>29</sup> Les anciens facteurs de caractérisation associés à l'énergie non renouvelable et fournis dans les versions 1.0 et 1.1 sont issus du BUWAL (1996, p. 396).

- Les principaux dommages moyens en termes de santé humaine (= 0,0077 DALY/point dans les versions 1.0 et 1.1, 0,0068 dans la version 2.0 et 0,0071 dans la version 2.1)<sup>30</sup> (cf. le Tableau 3-1) se caractérisent par des troubles respiratoires causés par des substances inorganiques émises dans l'air.

	via	PRG20	PRG100	PRG500
CO	O <sub>3</sub>	5	1	0
CO	CO <sub>2</sub>	2	2	2

## 2.5.2 Qualité de l'écosystème

- La catégorie relative à la qualité de l'écosystème regroupe les catégories d'impacts potentiels suivantes : « écotoxicité aquatique », « écotoxicité terrestre », « acidification/nitrification terrestres » et « occupation des sols ».
- Théoriquement, les catégories d'impacts potentiels « acidification aquatique » et « eutrophisation aquatique » s'ajoutent également à l'impact sur la qualité de l'écosystème. Toutefois, comme indiqué précédemment, le lien entre les impacts potentiels et les dommages n'a pas encore été évalué (jusqu'à la version 2.1). Par conséquent, ces deux catégories ne sont jamais incluses dans la catégorie de dommages « qualité de l'écosystème ». Elles sont soit représentées distinctement au niveau de l'impact potentiel, soit non représentées.
- L'impact sur la qualité de l'écosystème est exprimé en « PDF m<sup>2</sup> an » (voir le chapitre 2.2 sur les unités).
- Les principaux dommages moyens en termes de qualité de l'écosystème (= 4 650 PDF m<sup>2</sup> an/point dans les versions 1.0 et 1.1 et 13 700 PDF m<sup>2</sup> an/point dans les versions 2.0 et 2.1)<sup>31</sup> (cf. le Tableau 3-1) se caractérisent par l'écotoxicité terrestre (9 500 PDF m<sup>2</sup> an/point dans la version 2.1) et l'occupation des sols (3 770 PDF m<sup>2</sup> an/point dans la version 2.1).
- Impact moyen sur la qualité de l'écosystème (= facteur de normalisation) [PDF·m<sup>2</sup>·an/pers·an] = PDF [PDF] \* Surface<sub>EU</sub> [m<sup>2</sup>] / Pop<sub>EU</sub> [pers],
- Fraction d'espèces disparues [PDF] = 13 700 [PDF m<sup>2</sup> an/pers an] \* 4,31 10<sup>8</sup> [pers] / 3,6 10<sup>12</sup> [m<sup>2</sup>] = 1,6 (version 2.1).<sup>32</sup> En d'autres termes, 160 % des espèces européennes sont menacées de disparition ! Ce chiffre peut être interprété comme suit : les émissions annuelles de métaux lourds (cuivre et zinc présents dans le sol, principalement) ne participent pas à cet impact actuellement, mais sont intégrées sur le long terme. Cet impact constitue un impact permanent à long terme !
- Concernant l'écotoxicité terrestre, les valeurs négatives associées aux substances suivantes ont été supprimées (et

<sup>30</sup> Remarque : d'après l'éco-indicateur 99 HA version 2 (Goedkoop et Spriensma, 2000), la valeur moyenne des dommages associés à la santé humaine est de 0,0155 DALY/point.

<sup>31</sup> Remarque : d'après l'éco-indicateur 99 HA version 2 (Goedkoop et Spriensma, 2000), la valeur moyenne des dommages associés à la qualité de l'écosystème est de 5 130 PDF·m<sup>2</sup>·an/pers·an.

<sup>32</sup> Dans les versions 1.0 et 1.1 : PDF [PDF] = 4 650 [PDF·m<sup>2</sup>·an/pers·an] \* 3,8\*10<sup>8</sup> [pers] / 3,6\*10<sup>12</sup> [m<sup>2</sup>] = 0,49  
=> 49 % des espèces européennes sont touchées !! Les dommages moyens associés à la qualité de l'écosystème (= 4 650 PDF·m<sup>2</sup>·an/pers·an dans la version 1.1) résultent principalement de l'utilisation des sols (4 280 PDF·m<sup>2</sup>·an/pers·an dans la version 1.1).

remplacées par un 0) :

Moyen d'émission	N° CAS	Dénomination
Sol	7440-22-4	Argent
Sol	7439-96-5	Manganèse
Sol	7439-89-6	Fer
Eau	7440-38-2	Arsenic
Eau	7440-02-0	Nickel
Eau	7440-50-8	Cuivre
Eau	7782-49-2	Sélénium
Eau	7440-66-6	Zinc
Eau	7440-47-3	Chrome
Eau	7439-92-1	Plomb

- Notez que les résultats concernant les substances « fer », « manganèse » et « argent » sont absurdes ! De fait, aucunes données relatives aux AEEF (facteurs d'effets écotoxicologiques aquatiques) ne sont disponibles dans la base de données IMPACT 2002. Par conséquent, aucun effet ne peut être calculé par rapport à l'écotoxicité aquatique ou l'écotoxicité terrestre.

### 2.5.3 Changement climatique

- La catégorie « changement climatique » fait partie de la même catégorie que « réchauffement climatique ».
- Même s'il est considéré comme une catégorie de dommage, l'impact du changement climatique reste exprimé en « kg<sub>éq</sub>-CO<sub>2</sub> ».
- Les dommages moyens associés au changement climatique (= 9 950 kg<sub>éq</sub>-CO<sub>2</sub>/point) (cf. le Tableau 3-1) se caractérisent principalement par des émissions de CO<sub>2</sub>.

### 2.5.4 Ressources

- L'impact sur les ressources est représenté par les catégories d'impacts potentiels « consommation en énergie non renouvelable » et « extraction minière ».
- L'impact sur les ressources est exprimé en « MJ d'énergie primaire non renouvelable ».
- Les principaux dommages moyens associés aux ressources (= 152 000 MJ/point dans les versions 1.0, 1.1, 2.0 et 2.1)<sup>33</sup> (cf. le Tableau 3-1) se caractérisent par la consommation en énergie non renouvelable.

<sup>33</sup> Remarque : d'après l'éco-indicateur 99 HA version 2 (Goedkoop et Spriensma, 2000), les dommages moyens relatifs aux ressources sont de 8 410 MJ d'énergie excédentaire/pers an.



### 3 Normalisation

La normalisation consiste à analyser la proportion respective de chaque impact par rapport aux dommages globaux relevant de la catégorie concernée. Elle facilite l'interprétation :

- en comparant les différentes catégories sur un même graphique avec les mêmes unités ;
- en permettant de débattre des implications de la pondération. De fait, elle donne une estimation de l'ampleur des facteurs de pondération à déterminer pour différencier chaque catégorie.

**Exemple :** si un scénario A contribue à hauteur de 0,01 point à l'impact sur la santé humaine<sup>34</sup>, et de 0,1 point à l'impact sur la qualité de l'écosystème<sup>35</sup>, pour obtenir les équivalents en dommages (en termes d'impact), la pondération de la santé humaine doit être 10 fois supérieure à celle de la qualité de l'écosystème. Cette analyse peut s'appliquer à d'autres catégories et permettre de comparer et de faire la distinction entre différents scénarios.

La normalisation s'effectue en divisant l'impact (au niveau des catégories de dommages) par les facteurs de normalisation respectifs (cf. le Tableau 3-1).

Un facteur de normalisation représente l'impact total de la catégorie spécifique divisé par la population européenne totale. L'impact total de la catégorie spécifique représente la somme des produits entre les émissions européennes et les facteurs de dommages respectifs.

Le facteur de caractérisation normalisé est déterminé par le ratio de l'impact par unité d'émission divisé par l'impact total de toutes les substances de la catégorie spécifique<sup>36</sup>, par personne et par an. L'unité de tous les facteurs de caractérisation normalisés est par conséquent [point/unité<sub>émission</sub>]<sup>37</sup> = [pers·an/unité<sub>émission</sub>], autrement dit l'impact causé par une émission unitaire équivalant à l'impact généré par un nombre de personnes donné pendant 1 an<sup>38,39</sup>.

**Exemple :** un Européen moyen a un impact annuel moyen en termes de réchauffement climatique de 9 950 kg<sub>éq</sub>-CO<sub>2</sub>. Ainsi, si une substance A émise dans l'air présente des facteurs de caractérisation de 2 point/kg<sub>émis dans l'air</sub>, cela signifie que l'émission dans l'air d'1 kg de cette substance A aura le même impact (effet) sur le réchauffement climatique que deux Européens pendant un an (2 \* 9 950 kg<sub>éq</sub>-CO<sub>2</sub> = 19 900 kg<sub>éq</sub>-CO<sub>2</sub>).

Comme l'illustre la Figure 2-2,, les scores de dommages normalisés peuvent être obtenus de deux façons :

- en divisant les facteurs de normalisation (FN<sup>d</sup> en DALY<sup>40</sup>/point) après application des facteurs de dommages (DF<sup>dm</sup> en DALY<sup>41</sup>/unité<sub>émission</sub>) aux émissions (unité<sub>émission</sub>), ou
- en appliquant directement des facteurs de dommages normalisés (FD<sup>n</sup> en point/unité<sub>émission</sub>) aux émissions (unité<sub>émission</sub>).

Les auteurs suggèrent d'analyser en priorité les scores normalisés au niveau des dommages. De fait, cela permettra d'éviter de réaliser une pondération inconsciente de 1 entre les différentes catégories d'impacts potentiels au sein d'une même catégorie de dommages. Toutefois, pour ceux qui préfèrent se cantonner aux impacts potentiels, des facteurs de caractérisation normalisés sont également disponibles (cf. le Tableau 3-2). Un aperçu des facteurs de normalisation correspondant aux quatre catégories de dommages est fourni dans le Tableau 3-1.

**Tableau 3-1 : Facteurs de normalisation correspondant aux quatre catégories de dommages pour l'Europe occidentale, versions 1.0, 1.1, 2.0 et 2.1.**

<sup>34</sup> C.-à-d. 1 % de l'impact sur la santé d'une personne pendant un an (point = pers an).

<sup>35</sup> C.-à-d. 1 % de l'impact sur la qualité de l'écosystème imputable à une personne pendant un an (point = pers an).

<sup>36</sup> Pour lesquelles des facteurs de caractérisation existent.

<sup>37</sup> Les unités peuvent être exprimées en [kg<sub>émis</sub>], en [Bq<sub>émis</sub>], ou en [m<sup>2</sup>·an].

<sup>38</sup> Comme indiqué, en ce qui concerne la santé humaine, cela représente également le nombre équivalent de personnes affectées au cours d'une année par unité d'émission.

<sup>39</sup> Une autre solution consisterait à effectuer une normalisation en équivalents m<sup>2</sup>·an, comme ce fut le cas dans la méthodologie Critical Surface-Time 95 AICV (Jolliet 1994, Jolliet et Crettaz 1997), prédécesseur d'IMPACT 2002+.

<sup>40</sup> Ou PDF·m<sup>2</sup>·an, ou kg<sub>éq</sub>-CO<sub>2</sub>, ou MJ.

<sup>41</sup> Ou PDF·m<sup>2</sup>·an, ou kg<sub>éq</sub>-CO<sub>2</sub>, ou MJ.

Catégories de dommages	Facteurs de normalisation			Unité
	version 1.0 et 1.1	version 2.0	version 2.1	
Santé humaine	0,0077	0,0068	0,0071	DALY/point
Qualité de l'écosystème <sup>42</sup>	4 650	13 700	13 700	PDF.m <sup>2</sup> .an/point
Changement climatique	9 950	9 950	9 950	kg <sub>éq</sub> de CO <sub>2</sub> dans l'air/point
Ressources	152 000	152 000	152 000	MJ/point

**Tableau 3-2 : Facteurs de normalisation correspondant aux quatorze catégories d'impacts potentiels pour l'Europe occidentale, versions 1.0, 1.1, 2.0 et 2.1**

Catégories d'impacts potentiels	Facteurs de normalisation		Unité
	versions 1.0 et 1.1	versions 2.0 <sup>43</sup> et 1.1	
Toxicité humaine (carcinogènes + non-carcinogènes)	218	219	kg <sub>éq</sub> de chloroéthylène dans l'air
Respiratoires (inorganiques)	9,98	8,80	kg <sub>éq</sub> de PM <sub>2,5</sub> dans l'air
Rayonnements ionisants	6,04E+5	5,33E+5	Bq <sub>éq</sub> de carbone 14 dans l'air
Appauvrissement de la couche d'ozone	0,225	0,204	kg <sub>éq</sub> de CFC-11 dans l'air
Oxydation photochimique (= respiratoires (organiques) pour la santé humaine)	14,1	12,4	kg <sub>éq</sub> d'éthylène dans l'air
Écotoxicité aquatique	3,02E+4	1,36E+6 <sup>44</sup>	kg <sub>éq</sub> de triéthylène glycol dans l'eau
Écotoxicité terrestre	7 160 kg <sub>éq</sub> de triéthylène glycol dans l'eau (v1.0) <sup>45</sup> 1,68E+4 (v1.1)	1,20E+6 <sup>46</sup>	kg <sub>éq</sub> de triéthylène glycol dans le sol
Acidification/nitrification terrestres	358	315	kg <sub>éq</sub> de SO <sub>2</sub> dans l'air
Acidification aquatique	75,1	66,2	kg <sub>éq</sub> de SO <sub>2</sub> dans l'air
Eutrophisation aquatique	13,4	11,8	kg <sub>éq</sub> de de PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> dans l'eau
Occupation des sols	3 930	3 460	M <sup>2</sup> <sub>éq</sub> de sol arable organique an
Réchauffement climatique	9 950	9 950	kg <sub>éq</sub> de CO <sub>2</sub> dans l'air
Énergie non renouvelable	152 000	152 000	MJ d'énergie totale primaire non renouvelable
	1 770 <sup>47</sup>	3 330	kg <sub>éq</sub> de pétrole brut (860 kg/m <sup>3</sup> )
Extraction minière <sup>48</sup>	24,7	292	MJ d'énergie supplémentaire
	485	5 730	kg <sub>éq</sub> de fer (minerai)

La source principale utilisée pour dégager les émissions européennes est la méthodologie CML (Guinée et al. 2002).

Le Tableau 3-3 montre la population européenne (EU<sub>pop</sub>) utilisée pour la modélisation et la normalisation.

<sup>42</sup> Jérôme Payet et Sébastien Humbert fournissent une méthode alternative de calcul du facteur de normalisation par rapport à la qualité de l'écosystème. Pour les substances toxiques (écotoxicité aquatique et terrestre) : le facteur de normalisation associé à la qualité des écosystèmes peut se fonder sur l'estimation selon laquelle 24 % des espèces sont potentiellement affectées en Europe (0,24 PAF) (par des substances toxiques uniquement). Puisque « PDF = PAF/2 », 12 % des espèces sont potentiellement endommagées en Europe (0,12 PDF). Cette valeur (0,12 PDF) peut être multipliée par la surface européenne ( $3,6 \cdot 10^{12} \text{ m}^2$ ) et divisée par la population européenne ( $3,8 \cdot 10^8$ ). Ce calcul permet d'obtenir un facteur de normalisation par rapport à la qualité des écosystèmes de  $0,12 \cdot 3,6 \cdot 10^{12} / 3,8 \cdot 10^8 = 1\,137 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2 / \text{pers} = 1,14 \cdot 10^3 \text{ PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{an} / \text{pers} \cdot \text{an}$ . D'après cette méthode, le facteur de normalisation total de la qualité de l'écosystème peut être calculé d'après le niveau total d'espèces dans les zones agricoles, soit 44 % (Jérôme Payet, communication personnelle, juin 2003).

<sup>43</sup> La légère différence entre la version 1.1 et la version 2.0 (diminution de 10 % environ) s'explique par la mise à jour de la population européenne et l'ajout de certaines émissions.

<sup>44</sup> La différence importante entre les versions 1.1 et 2.0 en termes d'écotoxicité aquatique s'explique par l'ajout d'émissions de plusieurs polluants dominants (principalement des métaux lourds). L'utilisateur doit savoir que ce facteur de normalisation fait l'objet de nombreux débats (incertitudes élevées).

<sup>45</sup> Ce chiffre était erroné dans la version 1.0.

<sup>46</sup> La différence importante entre les versions 1.1 et 2.0 en termes d'écotoxicité terrestre s'explique par l'ajout d'émissions de plusieurs polluants dominants (principalement des métaux lourds). L'utilisateur doit savoir que ce facteur de normalisation fait l'objet de nombreux débats (incertitudes élevées).

<sup>47</sup> Cette valeur est erronée. La valeur correcte est celle précisée dans les versions 2.0 et 2.1 ( $3\,330 \text{ kg}_{\text{éq}}$  de pétrole brut ( $860 \text{ kg/m}^3$ )).

**Tableau 3-3 : Population européenne utilisée pour la modélisation et la normalisation dans les différentes versions.**

	EU <sub>pop</sub>	
	versions 1.0 et 1.1	versions 2.0 et 2.1
Modélisation de la toxicité humaine et de l'écotoxicité selon la méthodologie IMPACT 2002	431 000 000 pers	431 000 000 pers
Normalisation (à l'exception du réchauffement climatique et de la consommation en énergie non renouvelable) selon la méthodologie IMPACT 2002+	380 000 000 pers	431 000 000 pers
Normalisation (à l'exception du réchauffement climatique et de la consommation en énergie non renouvelable) selon la méthodologie IMPACT 2002+	380 000 000 pers	380 000 000 pers

Un aperçu des facteurs de caractérisation des dommages associés aux diverses substances de référence est fourni dans le Tableau 3-4.

**Tableau 3-4: Facteurs de caractérisation des dommages pour les différentes substances de référence.**

Catégories d'impacts potentiels	Facteurs de caractérisation des dommages		Unité
	versions 1.0 et 1.1	versions 1.0 et 1.1	
Toxicité humaine (carcinogènes + non carcinogènes)	1,45E-6	1,45E-6 (v2.0) et 2,80E-6 (v2.1)	DALY/kg <sub>éq</sub> de chloroéthylène dans l'air
Respiratoires (inorganiques))	7,00E-4	7,00E-4	DALY/kg <sub>éq</sub> de PM <sub>2,5</sub> dans l'air
Rayonnements ionisants	2,10E-10	2,10E-10	DALY/Bq <sub>éq</sub> de carbone-14 dans l'air
Appauvrissement de la couche d'ozone	1,05E-3	1,05E-3	DALY/kg <sub>éq</sub> de CFC-11 dans l'air
Oxydation photochimique (= respiratoire (organiques) pour la santé humaine)	2,13E-6	2,13E-6	DALY/kg <sub>éq</sub> d'éthylène dans l'air
Écotoxicité aquatique	8,86E-5	5,02E-5	PDF·m <sup>2</sup> ·an/kg <sub>éq</sub> de triéthylène glycol dans l'eau
Écotoxicité terrestre	(v1.0 : 8.86E-5 PDF·m <sup>2</sup> ·an/kg <sub>éq</sub> triéthylène glycol dans l'eau) <sup>49</sup> v1.1: 1.39E-2	7,91E-3	PDF·m <sup>2</sup> ·an/kg <sub>éq</sub> de triéthylène glycol dans le sol
Acidification/nitrification terrestres	1,04	1,04	PDF·m <sup>2</sup> ·an/kg <sub>éq</sub> de SO <sub>2</sub> dans l'air
Acidification aquatique	n/a	n/a	PDF·m <sup>2</sup> ·an /kg <sub>éq</sub> de SO <sub>2</sub> dans l'air
Eutrophisation aquatique	n/a	n/a	PDF·m <sup>2</sup> ·an/kg <sub>éq</sub> de PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> dans l'eau
Occupation des sols	1,09	1,09	PDF·m <sup>2</sup> ·an/m <sup>2</sup> <sub>éq</sub> de sol organique arable an
Réchauffement climatique	1	1	kg <sub>éq</sub> de CO <sub>2</sub> dans l'air/kg <sub>éq</sub> de CO <sub>2</sub> dans l'air
Énergie non renouvelable	45,6	45,8	MJ d'énergie primaire totale non renouvelable/kg <sub>éq</sub> de pétrole brut (860 kg/m <sup>3</sup> )
Extraction minière	5,10E-2	5,10E-2	MJ d'énergie supplémentaire/kg <sub>éq</sub> de fer (minerai)

## 4 Pondération

Les auteurs suggèrent de prendre en compte les quatre catégories d'impact orientées dommages (santé humaine, qualité

de l'écosystème, changement climatique et ressources) de manière distincte par rapport à la phase d'interprétation de l'évaluation du cycle de vie. Toutefois, en cas d'agrégation nécessaire, il est possible d'utiliser des facteurs de pondération autodéterminés ou un facteur de pondération par défaut de 1, à moins que d'autres valeurs sociales de pondération soient disponibles.

Enfin, les auteurs souhaitent souligner que, d'après les normes ISO, la pondération ne convient pas aux assertions comparatives révélées au public (ISO 14042, 1997).

Le facteur de pondération relatif à une catégorie d'impact potentiel peut être considéré comme la catégorie d'impact potentiel spécifique divisée par l'impact total.

---

<sup>48</sup> La différence entre les versions 1.1 et 2.0 s'explique principalement par l'ajout d'extractions « dominantes » dans la version 2.0 afin de calculer le facteur de normalisation.

<sup>49</sup> Valeur erronée. Corrigée dans la version 1.1.

## 5 Avertissements, limites et interprétation

### 5.1 Lien entre ICV et AICV :

#### 5.1.1 Points pertinents à prendre en compte

*Émission de métaux.* L'utilisateur doit savoir que les méthodologies AICV actuelles éprouvent des difficultés à modéliser la spéciation, la biodisponibilité et la bioconcentration des métaux, au niveau des émissions à court et à long terme. Les facteurs de caractérisation actuels de la méthodologie IMPACT 2002+ s'appliquent uniquement aux métaux émis sous une forme dissoute (ions). Par conséquent, les émissions de métaux doivent être correctement spécifiées dans l'analyse de l'inventaire du cycle de vie. Pour des raisons pratiques, dans la liste des substances de la méthodologie IMPACT 2002+, les facteurs ont été associés aux numéros CAS et aux dénominations de la forme élémentaire des métaux (et non des ions). Toutefois, comme indiqué plus haut, si les facteurs de caractérisation ne s'appliquent pas uniquement aux formes dissoutes (ions), les résultats du score final peuvent être considérablement surestimés.

*Émission dans le sol et résultant d'une mise en décharge.* La mise en décharge reste considérée comme un processus relevant de la technosphère (dans les limites du système produit). Par conséquent, les flux élémentaires dans l'écosphère restent à définir. Il convient de déterminer la proportion d'émissions résultant d'une mise en décharge qui affectera effectivement l'environnement. Sachez également que les FC de la méthodologie IMPACT 2002+ et, plus vraisemblablement, les FC de toutes autres méthodologies d'évaluation des impacts, ne visent pas à modéliser la mise en décharge ni à identifier les sources de déversement dans le sol. Dans les modèles multimédia, les émissions dans le sol sont considérées comme des émissions diffuses.

*Émissions à court terme (émissions CT) et émissions à long terme (émissions LT).* Les émissions à long terme représentent les émissions postérieures à 100 ans (jusqu'à 60 000 ans au maximum)<sup>50</sup>. Les émissions antérieures à 100 ans sont considérées comme des émissions à court terme. Dans le cadre de l'analyse de l'impact sur le cycle de vie (AICV), nous considérons les émissions égales aux émissions actuelles (même facteur de caractérisation) comme des émissions LT par défaut, puisqu'il est peu probable qu'une émission polluante dans 2 000 ans soit moins dangereuse dans le présent. Toutefois, les développeurs de la méthodologie IMPACT 2002+ suggèrent que si les émissions à court et à long terme ne doivent jamais être ajoutées directement ou doivent uniquement être utilisées une par une, les deux types doivent être représentés dans les résultats et pris en compte dans le processus d'interprétation. C'est notamment le cas pour les produits chimiques permanents tels que les métaux lourds. Par conséquent, nous recommandons aux utilisateurs de vérifier les impacts des émissions LT (pour lesquelles les facteurs de caractérisation utilisés sont similaires à ceux des émissions CT) dans le cadre d'une étude de sensibilité visant à vérifier si ces polluants peuvent nuire aux générations futures, sachant que cette incertitude quant aux estimations peut être extrêmement importante. En outre, rien n'indique clairement que ces émissions/expositions LT soient supérieures aux émissions/expositions naturelles LT qui se seraient produites sans intervention humaine (principe de substitution). Si le processus de stabilisation peut sembler similaire à celui appliqué par la nature, aucune augmentation des niveaux d'émission n'est observée à certains égards.

*Pesticides.* L'utilisateur doit savoir si l'inventaire concerne le produit commercial ou la substance active (par exemple, Roundup ou glyphosate). En général, les facteurs de dommages ou de caractérisation des impacts potentiels sont indiqués par kg de substance active. Toutefois, dans certains cas spécifiques, les facteurs sont également fournis par kg de produit

commercial (par exemple, Roundup). En général, le ratio entre les facteurs associés à un produit commercial et à une substance active représente la fraction de substance active présente dans le produit commercial. De fait, par souci de simplification, l'on suppose que les additifs n'ont aucun effet. En outre, si l'utilisateur dispose d'un inventaire par kg de produit commercial constitué d'un mélange de différentes substances actives, en première approximation, les facteurs relatifs à ce produit commercial représentent la somme des facteurs de chaque substance active multipliée par leur proportion respective dans le produit commercial principal. Toutefois, l'utilisateur doit savoir que cette méthode sous-estime généralement l'effet du produit commercial « parent », car l'effet combiné de chaque substance active est généralement plus élevé que la somme de leurs effets respectifs. De plus, la toxicité humaine des pesticides fournie dans la méthodologie IMPACT 2002+ tient compte uniquement des impacts diffus, et non de celui des résidus présents dans la plante traitée. Concernant les biocides, et généralement les herbicides, cet impact tend à être inférieur à l'impact dû à la diffusion dans l'environnement. Concernant les autres types de pesticides (fongicides, insecticides, nématicides, acaricides, etc.), l'impact dû aux résidus présents dans la plante traitée est supérieur à l'impact diffus dans 50 % des cas (selon la substance), et plus important entre le traitement et la récolte. Plus la récolte est effectuée proche du traitement, plus les impacts des résidus seront importants. En première approximation, on peut supposer que si le traitement a été effectué plus de 6 mois, dans les 2-3 mois ou près d'1 mois avant la récolte, les impacts causés par les résidus seront respectivement 100 fois inférieurs, de même ampleur ou 100 fois plus importants que l'impact causé par la diffusion dans l'environnement (la plupart de ces résultats sont issus de l'étude Humbert et al. (2006)). En outre, les impacts des pesticides sont généralement sous-estimés du fait d'un manque d'informations sur les impacts des additifs, mais surtout, sur les produits de dégradation. De fait, actuellement, la méthodologie IMPACT 2002 tient compte uniquement des impacts dus au devenir et à l'effet de la substance active étudiée, mais pas des produits de dégradation (la méthodologie IMPACT 2002 suppose qu'un produit ou une molécule n'a plus aucun impact lorsqu'il(elle) est « dégradé(e) » ou « coupé(e) »). Toutefois, cette supposition sous-estime l'impact global d'une substance. En outre, dans certains cas, l'impact des produits de dégradation peut être encore plus important que celui de la substance parent (DDD pour le DDT, par exemple). Enfin, dans la base de données IMPACT 2002+, les impacts sont fournis par rapport à une émission uniquement dans l'air, l'eau ou le sol. Toutefois, si aucune fraction spécifique des émissions n'est connue, les valeurs par défaut suivantes peuvent être utilisées : 85 % dans le sol (agr.) et 15 % dans l'air (Audsley et al. 1997). Pour les pesticides volatiles (tels que le bromure de méthyle), des valeurs alternatives de 70 % dans le sol (agr.) et de 30 % dans l'air semblent plus appropriées (valeur utilisée dans l'étude Humbert et al., 2006). L'utilisateur qui souhaite obtenir des informations plus détaillées sur les impacts dus aux résidus présents dans la plante traitée peut contacter l'un des principaux auteurs de cette étude. Sont envisagés une évaluation plus approfondie des effets de la toxicité humaine causée par les résidus présents dans les plantes traitées, ainsi que l'ajout de ces effets aux effets diffus actuellement fournis (par rapport à la toxicité humaine). L'écotoxicité aquatique peut actuellement être considérée comme pertinente. Toutefois, l'écotoxicité terrestre des pesticides semble sous-estimée, notamment car les effets de la bioaccumulation et de la bioconcentration sont actuellement peu pris en compte.

---

<sup>50</sup> Comme c'est notamment le cas pour les métaux lourds émanant d'une décharge



Différents groupes intégrés dans le *Groupe de substances* suivant (NMVOC, VOC, PAH, dioxines, alcanes, cétones, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, etc.). Actuellement, la méthodologie IMPACT 2002+ ne fournit pas les facteurs de toxicité humaine et d'écotoxicité aquatique et terrestre associés à certains groupes de substance (toutefois, elle fournit d'autres facteurs pour des groupes de substances tels que les produits inorganiques à base de NO<sub>x</sub>, ou le potentiel de formation de particules et d'ozone photochimique par rapport aux agents NMVOC, VOC et PAH). Il existe deux façons de prendre en compte un groupe de substances : soit en considérant une substance de référence par rapport au groupe (TCDD pour les dioxines, ou benzo(a)pyrène pour les HAP, par exemple), soit en faisant une estimation de la composition moyenne de ces groupes présents dans l'inventaire, puis en « créant » un facteur correspondant à la somme des facteurs des différentes substances présentes dans le groupe multipliée par les fractions respectives de ces substances dans le groupe. Les auteurs recommandent d'appliquer la deuxième méthode. La composition moyenne par défaut et les facteurs moyens par défaut correspondants seront disponibles dans les différentes versions de la méthodologie IMPACT 2002+<sup>51</sup>.

## 5.1.2 Intégration dans différents logiciels

- La méthodologie IMPACT 2002+ peut être adaptée de sorte à être utilisée avec les différents logiciels d'AICV disponibles sur le marché.
- Actuellement, cette méthodologie peut être intégrée dans *SimaPro 6.0* et *GaBi4*. Pour les utilisateurs de *SimaPro* ou *GaBi* qui le souhaitent, les fichiers prêts à importer dans *SimaPro 5.1* et *6.0* et *GaBi4* peuvent être obtenus en contactant l'un des principaux auteurs de ce rapport, ou téléchargés depuis la page Web principale de la méthodologie Impact 2002+ (<http://www.impactmodeling.org>). Le *guide de l'utilisateur* (Humbert et al., 2009) présente la manière dont la méthodologie IMPACT 2002+ est intégrée dans *SimaPro* et *GaBi* et comment elle doit être utilisée.

## 5.2 Comment vérifier et interpréter les résultats ?

- Le changement climatique et la consommation en ressources sont généralement reliés (sauf si une quantité importante d'énergie hydraulique ou nucléaire a été utilisée, ce qui augmentera l'impact de la consommation en ressources par rapport au changement climatique). C'est notamment le cas lorsque l'on compare les mélanges électriques européen et suisse. Le mélange suisse affiche un ratio  $\text{CO}_2/\text{MJ}_{\text{prim non renouvelable}}$  inférieur car 60 % de l'électricité est générée par une centrale nucléaire, et 40 % par une centrale hydroélectrique. Il existe certains cas particuliers où le changement climatique augmente par rapport à la consommation en ressources, notamment lorsque des processus émettent une quantité importante de méthane ( $\text{CH}_4$ )<sup>52</sup> ou d'hexafluorure de soufre ( $\text{SF}_6$ )<sup>53</sup>.
- Lorsque le changement climatique et la consommation en ressources résultent principalement des transports routiers, le ratio entre le  $\text{CO}_2$  émis et l'énergie consommée est d'environ 60 g de  $\text{CO}_2/\text{MJ}$ <sup>54</sup>. Ce ratio s'applique à la plupart des combustibles fossiles.
- Dans les situations où le transport routier ou la consommation de combustibles fossiles (charbon/pétrole, électricité, chauffage...) prévalent, la santé humaine (en DALY) est généralement affectée par des troubles respiratoires dus à des substances inorganiques.
- Lorsque les impacts sont imputables au transport routier, les troubles respiratoires dus à des substances inorganiques sont associés aux catégories d'impacts potentiels relatifs à l'énergie, et plus particulièrement au changement climatique.
- Si la toxicité est principalement due à des métaux lourds, il convient de vérifier si elle résulte d'émissions à court ou à long terme et d'interpréter les résultats en conséquence (cf. le paragraphe 5.1).
- Actuellement, les méthodologies d'évaluation de la toxicité humaine et de l'écotoxicité les plus fiables permettent un facteur 100 de précision (deux ordres de grandeur) par rapport à une variation globale d'environ

12 ordres de grandeur. Par conséquent, tous les flux ayant un impact de plus de 1 % sur le score total doivent être considérés comme potentiellement importants.

- Les ordres de grandeur correspondant à certains résultats sont fournis ci-après à titre d'exemple. Toutefois, il s'agit d'estimations approximatives qui ne doivent pas être utilisées dans le cadre d'applications spécifiques.

---

<sup>51</sup> Dans les versions 1.1 et 2.0 adaptées à SimaPro et disponibles sur le site Web, les facteurs carcinogènes et non carcinogènes relatifs aux HAP ont généralement été estimés comme représentant 1/10 de ceux du benzoapyrène et du naphthalène. L'écotoxicité aquatique et terrestre des HAP est également estimée comme représentant 1/10 de celle du benzoapyrène.

52 À l'instar des mises en décharge ou de l'agriculture.

53 Le SF<sub>6</sub> peut dominer la production de magnésium, par exemple.

54 La consommation d'1 litre de diesel est responsable de la « disparition » de 55 MJ et d'émissions de 3,4 kg de CO<sub>2</sub>, ce qui correspond environ à ~60 g de CO<sub>2</sub>/MJ (=3,4/55).

- Une voiture (fabrication, utilisation sur 200 000 km et fin de vie) a un impact moyen de 0,02 DALY sur la santé humaine, 4 000 PDF m<sup>2</sup> an sur la qualité de l'écosystème, 50 000 kg<sub>éq</sub>-CO<sub>2</sub> sur le réchauffement climatique et 700 000 MJ sur la consommation en ressources (résultats internes de différentes études menées par l'EPFL).
- L'utilisation d'1 kWh d'électricité (UCPTE LV) a un impact moyen de 4E-7 DALY sur la santé humaine, 0,2 PDF m<sup>2</sup> an sur la qualité de l'écosystème, 0,5 kg<sub>éq</sub>-CO<sub>2</sub> sur le réchauffement climatique et 14 MJ sur la consommation en ressources (la non-corrélation entre le réchauffement climatique et les ressources est due à la proportion importante d'énergie nucléaire dont l'émission de CO<sub>2</sub> est nettement inférieure à celle des combustibles fossiles par MJ produit) (résultats internes de différentes études menées par l'EPFL).
- La production d'1 kg de béton a un impact moyen de 5E-8 DALY sur la santé humaine, 0,03 PDF m<sup>2</sup> an sur la qualité de l'écosystème, 0,15-CO<sub>2</sub> sur le réchauffement climatique et 1,2 MJ sur la consommation en ressources (résultats internes de différentes études menées par l'EPFL).

## 5.2 Incertitudes

Des incertitudes subsistent en termes d'inventaire, de devenir, d'exposition<sup>55</sup> ou d'effets. D'une manière générale, les incertitudes associées au réchauffement climatique et les ressources sont peu importantes par rapport aux incertitudes associées à la santé humaine et à la qualité de l'écosystème. Le Tableau 5-1 fournit une estimation grossière du « type » d'incertitudes (en termes de devenir, d'exposition et d'effets) associées aux différentes catégories d'impacts potentiels et de dommages prises en compte dans la méthodologie IMPACT 2002+ version 2.1.

Actuellement, les méthodologies d'évaluation de la toxicité humaine et de l'écotoxicité les plus fiables permettent un facteur 100 de précision (deux ordres de grandeur) par rapport à une variation globale d'environ 12 ordres de grandeur. Par conséquent, tous les flux ayant un impact de plus de 1 % sur le score total doivent être considérés comme potentiellement importants.

**Tableau 5-1 : Type d'incertitudes (en termes de devenir et d'effets) associées aux différentes catégories d'impacts potentiels et de dommages prises en compte dans la méthodologie IMPACT 2002+ version 2.1.**

Catégorie d'impacts potentiels	Incertitudes en termes de devenir, d'exposition et d'effets	Catégorie de dommage	Incertitudes en termes de devenir, d'exposition et d'effets
Toxicité humaine (carcinogènes + non-carcinogènes)	élevée (plus élevée pour les non-carcinogènes que pour les carcinogènes)	Santé humaine	élevée
Respiratoire (inorganiques)	élevée	Santé humaine	
Rayonnements ionisants	élevée	Santé humaine	
Appauvrissement de la couche d'ozone	moyenne	Santé humaine	
Oxydation photochimique (= respiratoire (organiques) pour la santé humaine)	faible	Santé humaine	
		Qualité de l'écosystème	
Écotoxicité aquatique	élevée	Qualité de l'écosystème	
Écotoxicité terrestre	très élevée	Qualité de l'écosystème	

Acidification/nitrification terrestres	élevée	Qualité de l'écosystème	élevée
Acidification aquatique	faible	Qualité de l'écosystème	
Eutrophisation aquatique	faible	Qualité de l'écosystème	
Occupation des sols	élevée	Qualité de l'écosystème	
Réchauffement climatique	faible	Changement climatique (système de survie)	faible
Énergie non renouvelable	faible	Ressources	faible
Extraction minière	moyenne	Ressources	

---

<sup>55</sup> Par exemple, l'exposition peut être un facteur d'incertitude globale par rapport aux produits chimiques ingérés principalement via le lait ou la viande.

## 6 FAQ

### Question :

**Pourquoi les métaux, comme l'aluminium et le cuivre, ont-ils un facteur de caractérisation (FC) écotoxicologique élevé ?** Exemple de situation : Je constate que les résultats sont entièrement dominés par l'aluminium dans l'eau dans la catégorie d'impact de l'écotoxicité aquatique (plus de 95 % du bilan total de l'écotoxicité aquatique). En considérant le facteur de caractérisation, j'observe un FC pour l'aluminium de 10 600 000 kgeq TEG / kgémis, ce qui le place dans le même ordre de grandeur que le FC pour l'hexachlorobenzène et le benzo(k)fluoranthène et à 20 % de la valeur de la dioxine. Par ailleurs, les FC pour le cuivre (supérieur à celui de la dioxine), le zinc, le nickel et le cobalt sont très élevés.

### Réponse :

De nouvelles recherches générales sont nécessaires !

Les facteurs de caractérisation (FC) élevés associés aux métaux constituent une des faiblesses principales de tous les modèles d'évaluation des impacts du cycle de vie puisque la spéciation, la précipitation et la complexation restent très mal traitées. Il s'agit de l'une des lacunes sur lesquelles nous travaillerons dans les années à venir, de même que d'autres équipes (voir les appels à propositions de l'ICMM pour un projet qui devrait débuter bientôt).

À l'heure actuelle pour IMPACT 2002+ :

- Le présent modèle s'applique aux émissions d'aluminium dissous (forme ionique) dans les eaux douces de surface uniquement. Même pour l'aluminium dissous dans l'eau douce, l'adsorption et, à terme, la précipitation pourraient être sous-estimées, menant à une surestimation d'un ordre de grandeur dans le FC, par exemple.
- Il est conseillé de considérer plus attentivement l'inventaire du cycle de vie et de déterminer quelle part des émissions totales d'Al se présente sous forme ionique afin d'ajuster le FC de l'Al (en partant simplement du principe selon lequel la forme réduite a un FC = 0). En d'autres termes, le FC des métaux lourds ne doit être appliqué qu'aux formes dissoutes (ions).
- Par ailleurs, comme indiqué dans les limites, les émissions dans les décharges ne peuvent être considérées comme des émissions dans le sol. Seule la partie quittant la décharge et entrant dans l'environnement peut être considérée comme émission dans le sol (ou dans l'eau si des écoulements se produisent de la décharge vers un cours d'eau).
- Il est également recommandé de vérifier que les émissions à court terme et à long terme ne sont pas additionnées. Dans le cadre de notre évaluation des impacts du cycle de vie, par défaut, les émissions à long terme sont équivalentes aux émissions présentes (c'est-à-dire, FC identique), puisqu'il y a peu de raisons pour lesquelles un polluant émis dans 2 000 ans soit moins néfaste que s'il est émis à l'heure actuelle. Toutefois, les concepteurs de la méthode IMPACT 2002+ suggèrent que les émissions à court et à long terme ne devraient jamais être additionnées directement ni utilisées une par une ; elles devraient être présentées conjointement dans les résultats et utilisées pour l'interprétation. Cela est particulièrement pertinent pour les substances chimiques persistantes comme les métaux lourds. En conséquence, nous recommandons aux utilisateurs de vérifier les impacts des émissions à long terme - pour lesquelles les mêmes FC que pour les émissions à court terme sont utilisés - dans le cadre d'une étude de sensibilité pour vérifier si ces polluants peuvent potentiellement poser problème aux générations futures, tout en restant conscients que les incertitudes de ces estimations peuvent être extrêmement importantes. En outre, il n'est pas

clairement établi si ces émissions et expositions à long terme sont supérieures aux émissions et expositions naturelles à long terme qui auraient pu se produire sans intervention humaine (par principe de substitution). Si la stabilisation peut être considérée comme celle qui se produit de façon naturelle, d'une certaine manière, les niveaux d'émissions n'augmentent pas.

### Question :

**Je doute que l'aluminium présente une quelconque toxicité dans un lac ayant un pH normal pour l'environnement (c'est-à-dire autour de 6).**

*Exemple de situation [par Michael Hauschild] : L'idée d'ions  $Al^{3+}$  dans l'eau paraît un peu étrange. Si des ions d'aluminium sont émis dans l'eau, ils formeront des composés hydroxyles et ne seront pas disponibles sous forme d'ions libres sans atteindre des valeurs de pH très faibles (aux alentours de 4). C'est l'une des raisons pour lesquelles l'acidification a pour conséquence des lacs d'eau claire non poissonneuse mais cela ne constitue aucunement un modèle représentatif d'un lac moyen.*

### Réponse :

L'aluminium peut former des composés hydroxyles à un pH normal, mais cela ne signifie pas qu'il est biodisponible. On considère cette relation entre ion libre et partie disponible valable pour des métaux comme le cuivre ou l'argent, à savoir, des métaux toxiques sous la forme d'ions libres. D'autres éléments, comme l'antimoine ou l'arsenic (métaux ou non-métaux), sont généralement présents dans l'eau sous forme de composés hydroxyles mais peuvent présenter une toxicité considérable même s'ils ne sont pas disponibles sous forme d'ions libres. La spéciation de l'aluminium pose la question de l'espèce dominante. Même si l'espèce dominante est  $Al(OH)_3$ , cela ne signifie pas qu'aucune autre espèce d'aluminium toxique n'est disponible. Quant à la toxicité, elle est élevée pour les poissons avec un pH bas, mais dans des conditions normales (sur lesquelles les facteurs d'effets actuels pour IMPACT 2002+ sont fondés) les organismes les plus sensibles sont les algues.

L'aluminium peut être adsorbé sur des particules dans l'eau et connaître ainsi une biodisponibilité limitée. Nous suggérons, à titre de première estimation de l'ACV, de procéder à une analyse de sensibilité considérant que seulement 1 % de l'aluminium est disponible. Si cela altère les résultats, nous préconisons de se concentrer sur cet aspect et d'effectuer une recherche bibliographique ou d'envisager une étude courte (de 3 à 5 jours) afin d'établir une première estimation de la part d'aluminium biodisponible dans l'eau douce.

Si l'aluminium passant par la nappe souterraine influe sur l'eau douce, il est pertinent de ne pas le considérer, ce métal étant normalement adsorbé par le sol.

Nous partons du principe que le problème se pose de la même manière avec le vanadium.

**Plus d'informations sur l'aluminium :** [Jérôme Payet, communication personnelle, 2006] Le modèle de toxicité des ions libres n'est pas valable pour l'aluminium. La part toxique du métal n'est pas nécessairement la forme ionique. Je préconise une analyse de sensibilité avec 1 % de la part biodisponible. Il ne s'agit que d'un postulat, puisque, dans le cas de l'aluminium, nous ne savons pas quelle espèce est toxique, et jusqu'à quel point la forme métallique peut devenir disponible suite à un simple changement des propriétés de l'eau, comme la dureté ou l'acidité. En conséquence, dans l'état actuel de mes connaissances, nous ne pouvons qu'affirmer que la toxicité de l'aluminium est PEUT-ÊTRE surestimée, mais il ne s'agit que d'un postulat ; nous devons également garder à l'esprit le fait que les résultats d'une analyse IMPACT 2002+ sont peut-être valables si l'aluminium est émis sous forme toxique autre que la forme ion libre.

**Question :****Comment considérer et interpréter l'incertitude des facteurs de caractérisation (FC) ?****Réponse :**

L'incertitude des facteurs de caractérisation utilisés (généralement un facteur de 100 à 1 000) doit être considérée comme suit lors de l'interprétation des résultats.

- Même avec une incertitude de facteur de 100 à 1 000, le FC reste utile puisque les variations entre FC pour différentes substances atteignent 12 ordres de grandeur.
- Les présentes méthodes permettent avant tout d'effectuer un tri pour identifier les 10 ou 20 substances jouant potentiellement un rôle significatif (et de négliger les 300 autres !). Nous recommandons en conséquence d'identifier les substances contribuant à plus de 1 % de l'impact et celles qui contribuent à hauteur d'entre 1 % et 1 ‰. En ce qui concerne les incertitudes, une contribution de 90 % n'impose pas de différences significatives par rapport à une contribution de 1 %. Il est donc intéressant de comparer les résultats de l'inventaire pour ces 10 ou 20 substances pour vérifier si le classement résiste à l'analyse. En ce sens, il est normal que les substances représentant 50 % de l'impact diffèrent selon la méthode employée. Il peut également être intéressant de tester si la plupart des substances contribuant à plus de 1 ‰ sont similaires.

**Question :****Pourquoi utiliser les valeurs de dommages normalisés et non les valeurs de dommages absolus exprimées en AVCI, PDF m2 an, MJprim.-n.r., etc. ?****Réponse :**

L'emploi des dommages normalisés (il s'agit véritablement d'un choix) au lieu du facteur de caractérisation des dommages est motivé par trois raisons :

- 1) premièrement, si nécessaire, il est facile de retrouver le FC de dommages en multipliant les dommages normalisés par les quatre valeurs de normalisation (c'est-à-dire, 0,0071 AVCI/pers. an pour la santé humaine, 13 700 PDF m2 an/pers. an pour la qualité des écosystèmes, 9 950 kgeq-CO2/pers. an pour les changements climatiques et 152 000 MJ/pers. an pour les ressources). Ainsi, le choix des résultats des dommages ou des dommages normalisés importe finalement peu.
- 2) Il convient de reconnaître qu'à ce jour, la valeur absolue pour les dommages prévus est hautement incertaine (bien qu'utile) et que les méthodologies d'évaluation des impacts du cycle de vie sont avant tout un outil de comparaison. En ce sens, les facteurs de dommages normalisés induisent moins en erreur.
- 3) La normalisation donne des indications sur la contribution relative d'une analyse du cycle de vie donnée aux impacts européens généraux (ou à la région pour laquelle les résultats sont normalisés). Cela est utile pour mettre les différents dommages en perspective, bien que ces derniers ne puissent être additionnés sans pondération explicite (ou implicite, si tous les éléments sont pondérés de la même façon). Ainsi, si une seule représentation doit être fournie (comme cela est exigé dans ecoinvent), nous avançons plutôt les dommages normalisés, tout en gardant séparément la contribution de chaque catégorie intermédiaire aux dommages normalisés.

**Question :****Pourquoi les facteurs de caractérisation (FC) pour l'écotoxicité donnent-ils parfois des résultats contre-intuitifs ?**

*Exemple de situation : Je trouve certains résultats contre-intuitifs. Si je m'appuie sur les données d'Ecoinvent pour*



*modéliser le recyclage de l'aluminium, 65 g de zinc pour le revêtement par kg d'aluminium recyclé à partir de matériaux de rebut sont ajoutés, pour une raison indéterminée (qui me semble étrange). Partons du principe que nous l'acceptons. Le processus d'approvisionnement en zinc dégage une émission de zinc dans l'air de 0,82 g par kg, c'est-à-dire 0,0533 g pour 65 g de zinc. Une légère quantité de zinc supplémentaire est dégagée dans l'air suite aux processus effectués en amont, mais nous nous penchons sur le mode dominant d'émission de zinc dans l'air. Or, à cause du FC, cette émission de zinc mène à une écotoxicité terrestre supérieure aux avantages du recyclage de l'aluminium. L'interprétation devrait être : « Ne recyclez pas l'aluminium, car l'écotoxicité du zinc est trop élevée » ! Ce résultat est contre-intuitif ! Naturellement, une partie du problème vient du fait que le zinc est présent dès le départ et non dans la première quantité d'aluminium que nous déplaçons. Cela dit, j'ai l'impression que cela ne peut être vrai qu'une émission de 0,05 g de zinc dans l'air puisse être supérieure aux impacts de la production d'1 kg d'aluminium!*

### **Réponse :**

Deux éléments de réponse :

1) D'une part, nous savons que l'écotoxicité terrestre doit être considérée de façon extrêmement critique - le sol que nous étudions actuellement est constitué d'une mare très poissonneuse de 30 cm de profondeur et d'un sol de 30 cm pour adsorber les substances chimiques !

Nous disposons maintenant de meilleurs coefficients fondés sur les organismes vivants dans le sol pour tous les métaux et ils seront intégrés à la prochaine version. Notons que la question de la spéciation reste très significative.

2) D'autre part, des points de vue de la normalisation et de la pondération, les facteurs de dommages normalisés pourraient être pondérés avant agrégation. En ce sens, l'écotoxicité terrestre pourrait être réduite suite au piètre traitement qui lui est réservé.

### **Question :**

**Quelle est la différence entre des perspectives de 20, 100 ou 500 ans pour le potentiel de réchauffement de la planète (PRP) ?**

### **Réponse :**

Le potentiel de réchauffement de la planète d'une substance (exprimé en  $\text{kgeq-CO}_2$  par kg de substance étudiée) dépend de la période de temps pour laquelle le PRP est calculé (à l'exception du  $\text{CO}_2$ , qui a une valeur de un, étant la substance de référence). Un gaz aisément évacué de l'atmosphère peut avoir un grand effet au début mais celui-ci devient moins important à long terme, puisqu'il a été évacué. La valeur du PRP dépend de la vitesse à laquelle la concentration de gaz est évacuée dans l'atmosphère avec le temps. Souvent, cela n'est pas connu avec précision ; les valeurs ne devraient donc pas être considérées comme exactes. Pour cette raison, en mentionnant le PRP, il est important de préciser la période pour laquelle le calcul a été effectué.

Le PRP sur 100 ans ne constitue pas le niveau maximal des impacts après 100 ans, à savoir, les impacts absolus après 100 ans sont toujours pris en considération, mais les 100 ans définissent une période de référence lors de la caractérisation des contributions des différentes substances. Une période de référence courte (par exemple, 20 ans) implique de donner plus de poids aux effets à court terme (ce qui est important pour les changements en matière de biodiversité, où la vitesse des évolutions compte beaucoup), tandis qu'une perspective plus longue (par exemple, 500 ans) accentuera les effets à long terme (comme l'élévation du niveau de la mer). La période de 100 ans choisie par certains professionnels constitue une sorte de compromis entre ces approches, mais cela affecte seulement la caractérisation relative des substances contribuant à l'effet de serre et non l'impact global absolu qui est analysé.

### **Question :**

**Concernant le réchauffement climatique, est-il cohérent d'utiliser une perspective de 100 ans pour le potentiel de réchauffement de la planète (en arguant que cela est recommandé par le GIEC), tout en se fondant sur 500 ans de**

**temps de relaxation ?****Réponse :**

Oui. Le PRP sur 100 ans ne constitue pas le niveau maximal des impacts après 100 ans, à savoir, les impacts absolus après 100 ans sont toujours pris en considération, mais les 100 ans définissent une période de référence lors de la caractérisation des contributions des différentes substances. Une période de référence courte implique de donner plus de poids aux effets à court terme (ce qui est important pour les changements en matière de biodiversité, où la vitesse des évolutions compte beaucoup), tandis qu'une perspective plus longue accentuera les effets à long terme, comme l'élévation du niveau de la mer. La période de 100 ans constitue une sorte de compromis entre ces approches, mais cela affecte seulement la caractérisation relative des substances contribuant à l'effet de serre et non l'impact global absolu qui est analysé.

**Question :**

**Pourquoi les concepteurs d'IMPACT 2002+ ont-ils décidé de se fonder sur une perspective de 500 ans pour le potentiel de réchauffement de la planète au lieu de celle de 100 ans souvent retenue par les autres professionnels de l'évaluation des impacts du cycle de vie ?**

**Réponse :**

Parce que la période de 500 ans, bien qu'étant moins précise que celle de 100 ans, donne des résultats plus fiables. En effet, en matière d'ACV, nous cherchons à intégrer les impacts dans une perspective temporelle infinie et le CO<sub>2</sub>, substance de référence pour le réchauffement climatique, a un temps de résidence supérieur à 100 ans, ce qui implique que pour une perspective d'un siècle, un niveau maximal est accepté.

**Question :**

**Quel est le taux de respiration correct à utiliser ?**

**Réponse :**

Dans la littérature, les estimations du taux de respiration en fonction de la moyenne de la population varient. Comme le rapportent Marshall et Nazaroff (2006), les valeurs communément utilisés pour des conditions quotidiennes moyennes (en m<sup>3</sup>/personne-jour) sont de 12 (Layton 1993, USEPA 1997), 15 (Marty et coll. 2002), et 17 (OEHHA 1996). Marshall et Nazaroff (2006) utilisent 12 m<sup>3</sup>/pers.-jour. Van Zelm et coll. (2008) se basent sur 13 m<sup>3</sup>/pers.-jour, Levy et coll. (2002) et TRACI (Bare et coll. (2003) se fondent sur 20 m<sup>3</sup>/pers.-jour. Le modèle consensuel de l'initiative d'évaluation des impacts du cycle de vie du PNUE et de la SETAC utilise une valeur de 13,3 m<sup>3</sup>/pers.-jour, ce qui correspond à la moyenne de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA).

IMPACT 2002 se fonde sur 20 m<sup>3</sup>/pers.-jour. Dans la nouvelle méthode IMPACT 2008 (IMPACT Europe de l'Ouest, IMPACT Amérique du Nord, IMPACT Monde), le taux de respiration est fixé à 13 m<sup>3</sup>/pers.-jour (moyenne de l'EPA, mais ajustée à seulement deux chiffres significatifs). Cette dernière valeur s'applique exclusivement aux adultes. Cependant, nous avons décidé de la retenir (au lieu de la moyenne adultes-enfants pondérée) afin d'assurer la cohérence avec la masse corporelle moyenne de 70 kg/pers., qui s'applique également seulement aux adultes.

**Question :**

**Lorsque j'analyse le potentiel d'eutrophisation de l'eau, de nombreuses données sont rapportées sous les catégories demande biologique d'oxygène (DBO), demande chimique en oxygène (DCO) ou solides totalement dissous : aucun**

**polluant spécifique, juste des données agrégées. Les DBO et DCO peuvent être saisies dans l'inventaire ; cependant, IMPACT 2002+ fournit uniquement le FC de l'eutrophisation aquatique pour la DCO. Rien pour la DBO. Quel FC puis-je utiliser pour la DBO ?**

**Réponse :**

DCO : demande chimique (donc totale) en oxygène. Pour les composés organiques et inorganiques, par des voies de dégradation biologiques et chimiques.

DBO : demande biologique (donc partielle) d'oxygène. Pour les composés organiques et inorganiques, uniquement par des voies de dégradation biologiques.

Tout d'abord, il est important d'éviter le double comptage. La DBO et la DCO englobent souvent les mêmes substances. La DCO est plus vaste que la DBO ; elle devrait englober toutes les substances prises en compte pour le calcul de la DBO.

1) En cas de double comptage entre la DBO et la DCO dans l'inventaire, utilisez uniquement le FC pour la DCO.

2) S'il n'y a pas double comptage (par exemple, des processus séparés rendent compte de la DCO et de la DBO), alors le FC pour la DCO peut être utilisé pour évaluer l'impact de la DBO.

## 7 Historique d'IMPACT 2002+

Les versions suivantes d'IMPACT 2002+ ont été publiées :

Version 1.0 (août 2003) (parution en octobre 2003 seulement),

Version 1.1 (janvier 2004),

Version 2.0 (mars 2004),

Version 2.1 (octobre 2005),

**Motivation :**

Créer une méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie orientée à la fois vers les phénomènes intermédiaires et finaux (ou des dommages), tout en profitant de l'intégration des dernières innovations en matière de modélisation pour l'évaluation des impacts du cycle de vie dans une méthodologie d'évaluation unique.

L'une des principales raisons de l'orientation à la fois vers les aspects intermédiaires et les dommages d'IMPACT 2002+ consiste à chercher à répondre aux préoccupations de différents utilisateurs/groupes d'intérêts (certains préférant les catégories intermédiaires, d'autres les catégories de dommage) tout en conservant la cohérence entre ces deux approches.

**Équipe impliquée :**

- Au début (en 2003) : Les professeurs Dr. O. Jolliet, Dr. M. Margni, Dr. R. Charles, M.Sc. S. Humbert (contact [info@impactmodeling.org](mailto:info@impactmodeling.org)), Dr. J. Payet, Dr. G. Rebitzer et Dr. R. Rosenbaum. L'ensemble de l'École polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL) en 2003.
- En supplément (en 2005) : M.Sc. S. Shaked, M.Sc. C. Wannaz, de l'université du Michigan, Ann Arbor.
- Actuellement (en 2009), le projet (et le développement de sa prochaine version, IMPACT 2009+) est mené par S. Humbert, avec tous les membres de l'équipe cités ci-dessus.

**Propriété :**

Les différentes méthodologies d'évaluation des impacts du cycle de vie (et modèles) IMPACT appartiennent à l'équipe de modélisation IMPACT.

### 7.1 Version 1.0 (août 2003)

- Le fichier Excel courant contenant les facteurs de caractérisation est intitulé « Impact2002+\_ (Version1.0)\_AppendixCF\_1c.xls ».

Cette version a été révélée au public en octobre 2003.

- Cette version est celle qui a été mise en œuvre dans ecoinvent 2000 version 1.0.
- Fichier du modèle IMPACT 2002 utilisé pour calculer la toxicité pour l'être humain et pour les écosystèmes : « Impact model - Europe single zone - public 1(1).2 - no detailed output\_IMPACT2002+\_3a.xls ».
- Veuillez noter que les FC pour l'écotoxicité terrestre sont erronés. Ils ont été corrigés dans la version 1.1.
- Le **Tableau 7-1** résume les caractéristiques de la version 1.0 d'IMPACT 2002+.

**Tableau 7-1 : Nombre de résultats de l'inventaire de cycle de vie traités, principales sources des facteurs de caractérisation, substances de référence et unités de dommages utilisés dans IMPACT 2002+ version 1.0.**

Sources : [a] IMPACT 2002 (Pennington et coll. 2005, 2006), [b] Eco-indicator 99 (Goedkoop et Spriensma 2000), [c] CML 2002 (Guinée et coll. 2002), et [d] OFEFP (OFEFP 1996).

Nb de résultats de l'ICV traités [source]	Catégorie intermédiaire	Substance de référence intermédiaire	Catégorie de dommage	Unité de dommage
769 [a]	Toxicité pour l'espèce humaine (agents cancérogènes et non cancérogènes)	kg <sub>eq</sub> chloroéthylène dans l'air	Santé humaine	AVCI
12 [b]	Affections respiratoires (composés inorganiques)	kg <sub>eq</sub> PM <sub>2,5</sub> dans l'air / kg <sub>eq</sub> chloroéthylène dans l'air	Santé humaine	
25 [b]	Rayonnement ionisant	Bq <sub>eq</sub> carbone-14 dans l'air	Santé humaine	
22 [b]	Appauvrissement de la couche d'ozone	kg <sub>eq</sub> CFC-11 dans l'air	Santé humaine	
130 [b]	Oxydation photochimique (= affections respiratoires [composés organiques] pour la santé humaine)	kg <sub>eq</sub> éthylène dans l'air	Santé humaine	
			Qualité des écosystèmes	---
393 [a]	Écotoxicité aquatique	Kgeq triéthylène glycol dans l'eau	Qualité des écosystèmes	PDF·m <sup>2</sup> ·an
393 [a]	Écotoxicité terrestre	Kgeq triéthylène glycol dans l'eau	Qualité des écosystèmes	
5 [b]	Acidification/nutrification terrestre	kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> dans l'air	Qualité des écosystèmes	
10 [c]	Acidification aquatique	kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> dans l'air	Qualité des écosystèmes	En cours de conception
10 [c]	Eutrophisation aquatique	kg <sub>eq</sub> PO <sub>3-4</sub> dans l'eau	Qualité des écosystèmes	En cours de conception
15 [b]	Occupation des sols	m <sup>2</sup> <sub>eq</sub> terre arable organique terre année	Qualité des écosystèmes	PDF·m <sup>2</sup> ·an
38 [b]	Réchauffement climatique	kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> dans l'air	Changements climatiques (mécanisme régulateur de la biosphère)	(kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> dans l'air)
9 [d]	Énergie non renouvelable	MJ d'énergie non renouvelable primaire totale ou kg <sub>eq</sub> pétrole brut	Ressources	MJ
20 [b]	Extraction minérale	MJ énergie additionnelle ou kg <sub>eq</sub> fer (minerai)	Ressources	

## 7.1 Version 1.1 (janvier 2004)

- Le fichier Excel courant contenant les facteurs de caractérisation est intitulé « IMPACT2002+\_ (Version1.1)\_AppendixCF\_1f.xls ».

- Fichier du modèle IMPACT 2002 utilisé pour calculer la toxicité pour l'être humain et pour les écosystèmes :  
« Impact model - Europe single zone - public 1(1).2 - no detailed output\_IMPACT2002+\_3a.xls »

La version 1.1 est une version corrigée de la version 1.0. Les corrections principales suivantes ont été effectuées :

- Le potentiel de réchauffement de la planète a été changé pour une échelle de 500 ans au lieu d'une « pseudo » échelle de 200 ans qui avait été retenue pour la version 1.0.
- La substance de référence intermédiaire « kgeq chloroéthylène » pour les « affections respiratoires (composés inorganiques) » a été supprimée.
- Les facteurs d'« écotoxicité terrestre » ont été corrigés, principalement comme suit :

Nouveau calcul de nouveaux facteurs de caractérisation et valeurs normalisées.

Correction du moyen de diffusion pour la substance de référence (« triéthylène glycol dans le sol » au lieu de « triéthylène glycol dans l'eau », précédemment utilisé).

Les doubles de « propiconazole » (air/sol) et « propoxur » (air/sol) ont été supprimés dans « écotoxicité aquatique » et « écotoxicité terrestre ».

Les valeurs négatives des facteurs de caractérisation ont été supprimées (arsenic, chrome, cuivre, plomb, nickel, sélénium et zinc dans l'eau).

- Les faiblesses/erreurs suivantes sont présentes dans IMPACT 2002+ version 1.1 :

La toxicité pour l'espèce humaine des substances émises dans le sol agricole est la substance émise dans un sol indéfini multipliée par un facteur 4,6. Cette approximation vaut pour les substances pour qui la voie des chaînes alimentaires est dominante (à l'exclusion de la voie « respiration animale puis consommation alimentaire »). Pour les substances pour lesquelles la voie des chaînes alimentaires n'est pas dominante, cette approximation est fautive ! Elle a été corrigée dans la version 2.0.

L'écotoxicité aquatique et terrestre des « Di(n-octyl) phthalate(esters) » est erronée.

- Le **Tableau 7-2** résume les caractéristiques de la version 1.1 d'IMPACT 2002+.

**Tableau 7-2 : Nombre de résultats de l'inventaire de cycle de vie traités, principales sources des facteurs de caractérisation, substances de référence et unités de dommages utilisés dans IMPACT 2002+ version 1.1. Sources : [a] IMPACT 2002 (Pennington et coll. 2005, 2006), [b] Eco-indicator 99 (Goedkoop et Spriensma 2000), [c] CML 2002 (Guinée et coll. 2002), [d] OFEFP (OFEFP 1996) et [GIEC] (GIEC 2001).**

Nb de résultats de l'ICV traités [source]	7.2.1.1 Catégorie intermédiaire	Substance de référence intermédiaire	Catégorie de dommage	Unité de dommage
769 [a]	Toxicité pour l'espèce humaine (agents cancérogènes et non	kg <sub>eq</sub> chloroéthylène dans l'air	Santé humaine	AVCI
12 [b]	Affections respiratoires	kg <sub>eq</sub> PM <sub>2,5</sub> dans l'air	Santé humaine	
25 [b]	Rayonnement ionisant	Bq <sub>eq</sub> carbone-14 dans l'air	Santé humaine	
22 [b]	Appauvrissement de la couche	kg <sub>eq</sub> CFC-11 dans l'air	Santé humaine	

130 [b]	Oxydation photochimique (= affections respiratoires [composés organiques] pour la santé humaine)	kg <sub>eq</sub> éthylène dans l'air	Santé humaine	---
			Qualité des écosystèmes	
393 [a]	Écotoxicité aquatique	Kg <sub>eq</sub> triéthylène glycol dans l'eau	Qualité des écosystèmes	PDF*m <sup>2</sup> *an
393 [a]	Écotoxicité terrestre	Kg <sub>eq</sub> triéthylène glycol dans le sol	Qualité des écosystèmes	
5 [b]	Acidification/nutrification	kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> dans l'air	Qualité des écosystèmes	
10 [c]	Acidification aquatique	kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> dans l'air	Qualité des écosystèmes	En cours de conception
10 [c]	Eutrophisation aquatique	kg <sub>eq</sub> PO <sub>4</sub> dans l'eau	Qualité des écosystèmes	En cours de conception
15 [b]	Occupation des sols	m <sup>2</sup> <sub>eq</sub> terre arable organique terre année	Qualité des écosystèmes	PDF*m <sup>2</sup> *an
38 [GIEC]	Réchauffement climatique	kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> dans l'air	Changements climatiques (mécanisme régulateur de la	(kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> dans l'air)
9 [d]	Énergie non renouvelable	MJ d'énergie non renouvelable primaire totale ou kg <sub>eq</sub> pétrole brut (860 kg/m <sup>3</sup> )	Ressources	MJ
20 [b]	Extraction minérale	MJ énergie additionnelle ou kg <sub>eq</sub> fer (mineral)	Ressources	

## 7.3 Version 2.0 (mars 2004)

- Le fichier Excel courant contenant les facteurs de caractérisation est intitulé « IMPACT2002+\_v2.0\_CF\_2f.xls ».

La version 2.0 est une version corrigée des versions 1.0 et 1.1.

- Le fichier utilisé pour calculer l'écotoxicité pour l'homme et les écosystèmes est « IMPACT2002\_EUsinglezone\_public1(1).2\_nodetailedoutput\_IMPACT2002+v2.0\_4a.xls ».
- Les corrections principales suivantes ont été apportées pour la version 2.0 :

Les noms de toutes les substances ont été changés conformément à ecoinvent, les noms des substances **supplémentaires** ayant la même construction<sup>56</sup>.

Le nombre de substances a été augmenté (ou la qualité des données améliorée) :

Dans IMPACT 2002 (en fournissant la toxicité pour l'espèce humaine et l'écotoxicité terrestre et aquatique) :

Les facteurs d'effets écotoxicologiques aquatiques (Aquatic Ecotoxicological Effect Factors, AEEF) (et les facteurs d'effets écotoxicologiques terrestres dérivés) de 398 substances (8 ajoutées à la version 1.1) ont été améliorés, selon les données AMI de Payet et coll. (2004A, 2004b) (AMI 1.2 for impact EF 01.2004\_2a.xls, 28.02.04).

D'autres facteurs d'effets écotoxicologiques aquatiques ont été ajoutés (par Sébastien Humbert) : à partir du projet « Pesticides in Costa Rica » (Les pesticides au Costa Rica) (Pes\_CR) (Humbert et coll., 2003) : « Cyhalothrin » (cyhalothrine) (68065-85-8), « Cyromazine » (cyromazine) (66215-27-8), « Dalapon » (dalapon) (75-99-0), « Ioxynil » (ioxynil) (1689-83-4), « Demeton-S-methyl sulfoxyde » (oxydéméton-méthyl) (301-12-2) et « Terbutryn » (terbutryne) (886-50-0) et à partir du projet « Contaminated Sites, par Sébastien Humbert » (sites contaminés) (CS\_SH) : « Dibenz[a,h]anthracene » (dibenz[a,h]anthracène) (53-70-3), « Fluoranthene » (fluoranthène) (206-44-0), « Fluorene » (fluorène) (86-73-7), « Naphthalene » (naphtaline) (91-20-3), « Pyrene » (pyrène) (129-00-0) et « Antimony » (antimoine) (7440-36-0).

Réalisation complète des 16 HAP (à partir du projet sites contaminés [Humbert et coll. 2005]) : Substances terminées : Acénaphthylène ED10oral-nc : 2,7 mg/kgmc jour, dibenz[a,h]anthracène : AEEF = 12 500 000 PAF (Part des espèces potentiellement menacée) m3/kg, fluoranthène : AEEF = 1 220 PAF m3/kg, fluorène : AEEF = 2 596 PAF m3/kg, pyrène : AEEF = 25 557 PAF m3/kg, naphtaline : AEEF = 2 049 PAF m3/kg. Et substances ajoutées : Benzo(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(ghi)pérylène, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Phénantrène, Pyrène, indéno(1,2,3-cd).

Ajout de l'effet suivant pour l'antimoine : AEEF = 990 PAF m3/kg (à partir du projet sites contaminés [Humbert et coll. 2005])

<sup>56</sup> Changement de noms dans IMPACT 2002+ version 2.0 conformément à la liste ecoinvent (« ecoinvent names 270204\_1a.xls ») :

Liste des noms IMPACT 2002+ v2.0 renommée comme le fait ecoinvent.

Noms d'ecoinvent (avec numéro CAS, 365 substances ont été associées). Exceptions :

« Méthane, biotique » et « Méthane, fossile » pour « Méthane » (74-82-8).

« Dioxyde de carbone, biotique » et « Dioxyde de carbone, fossile » pour « Dioxyde de carbone ». « Monoxyde de carbone, biotique » et « Monoxyde de carbone, fossile » pour « Monoxyde de carbone ». « Éthène » pour « éthylène ».  
« Éthène, chloro » pour « Éthylène, chloro- ».  
Autres changements principaux :  
CFC, etc., renommés conformément à ecoinvent.  
« (PCB) » renommé conformément à ecoinvent (« PCB-138 »).  
« Oxyde nitrique » pour « Monoxyde d'azote ».  
« Xylène, o- » pour « o-Xylène ».



Ajout des effets suivants pour le chrome : ED10-oral-nc = 0,67 mg/kgmc jour, ED10-inh-nc = 0,0034 mg/kgmc jour, ED10-inh-c = 0,0048 mg/kgmc jour (à partir du projet Green-e par Sébastien Humbert).

Ajout des métaux suivants (à partir du projet Green-e par Sébastien Humbert) : cobalt, molybdène, fer, manganèse, argent.

Ajout des composés organiques suivants (à partir du projet « Pesticides in Costa Rica » (Les pesticides au Costa Rica) [Humbert et al. 2003]) : Aldicarbe, anilazine, diméthylamine, oxyfluorène, méthylparathion, phorate, phoxime, propinèbe, tolclofos-méthyl, tridémorphe.

Potentiel de réchauffement de la planète : le nombre de substances dans la liste du potentiel de réchauffement de la planète a été étendu sur la base de la liste du GIEC pour 500 ans (complet).

PDO : le nombre de substances dans la liste du potentiel de destruction de l'ozone a été étendu sur la base de la liste du PDO de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (complet) (par Sébastien Humbert). Remarque : La liste de l'EPA fournit le PDO comparé au CFC-11. Ainsi, cette liste apporte uniquement des valeurs adaptables aux FC intermédiaires. Les FC de dommages pour toutes les substances ont été recalculés à partir de l'hypothèse selon laquelle l'AVCI/kg du CFC-11 (substance de référence) ne change pas (à partir d'Eco-indicator 99 [Goedkoop et Spriensma 2000]). Cette dernière affirmation peut être discutée.

Les FC pour les énergies non renouvelables ont été mis à jour à partir des valeurs d'ecoinvent (Frischknecht et coll. 2003, 2005).

Le FC toxicité pour l'espèce humaine pour les émissions dans les sols agricoles a été corrigé. Le facteur 4,6 n'est plus appliqué au FC global, mais à la fraction du prélèvement de la voie des chaînes alimentaires (voir l'explication en 2.4.1).

De meilleurs facteurs de normalisation ont été fournis :

Plus d'émissions ont été ajoutées (en particulier concernant la toxicité pour l'espèce humaine et pour les écosystèmes) afin de parvenir à de meilleures valeurs de normalisation.

La population de l'UE a été mise à jour : 380 000 000 → 431 000 000 (pour rester cohérents avec IMPACT 2002).

En matière de toxicité pour l'espèce humaine, les émissions de pesticides ont été déplacées de « sol » vers « sol (agr.) ».

- Le **Tableau 7-3** résume les caractéristiques de la version 2.0 d'IMPACT 2002+.

- Tableau 7-3 : Nombre de résultats de l'inventaire de cycle de vie traités, principales sources des facteurs de caractérisation, substances de référence et unités de dommages utilisés dans IMPACT 2002+ version 2.0. Sources : [a] IMPACT 2002 (Pennington et coll. 2005, 2006), [b] Eco-indicator 99 (Goedkoop et Spriensma 2000), [c] CML 2002 (Guinée et coll. 2002), [d] ecoinvent (Frischknecht et coll. 2003, 2005), [GIEC] (GIEC 2001) et [USEPA] (EPA).

Nb de résultats de l'ICV traités [source]	7.3.1.1 Catégorie intermédiaire	Substance de référence intermédiaire	Catégorie de dommage	Unité de dommage
769 [a]	Toxicité pour l'espèce humaine (agents cancérigènes et non	kg <sub>eq</sub> chloroéthylène dans l'air	Santé humaine	AVCI
12 [b]	Affections respiratoires	kg <sub>eq</sub> PM <sub>2,5</sub> dans l'air	Santé humaine	
25 [b]	Rayonnement ionisant	Bq <sub>eq</sub> carbone-14 dans l'air	Santé humaine	
95 [USEPA et b]	Appauvrissement de la	kg <sub>eq</sub> CFC-11 dans l'air	Santé humaine	
130 [b]	Oxydation photochimique (= affections respiratoires)	kg <sub>eq</sub> éthylène dans l'air	Santé humaine	---
			Qualité des écosystèmes	PDF*m <sup>2</sup> *an
393 [a]	Écotoxicité aquatique	Kg <sub>eq</sub> triéthylène glycol dans l'eau	Qualité des écosystèmes	
393 [a]	Écotoxicité terrestre	Kg <sub>eq</sub> triéthylène glycol dans le sol	Qualité des écosystèmes	
5 [b]	Acidification/nutrification	kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> dans l'air	Qualité des écosystèmes	
10 [c]	Acidification aquatique	kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> dans l'air	Qualité des écosystèmes	En cours de conception
10 [c]	Eutrophisation aquatique	kg <sub>eq</sub> PO <sub>4</sub> dans l'eau	Qualité des écosystèmes	En cours de conception
15 [b]	Occupation des sols	m <sup>2</sup> <sub>eq</sub> terre arable organique terre année	Qualité des écosystèmes	PDF*m <sup>2</sup> *an
77 [GIEC]	Réchauffement climatique	kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> dans l'air	Changements climatiques (mécanisme régulateur de la biosphère)	(kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> dans l'air)
9 [d]	Énergie non renouvelable	MJ d'énergie non renouvelable primaire totale ou kg <sub>eq</sub> pétrole brut (860 kg/m <sup>3</sup> )	Ressources	MJ
20 [b]	Extraction minérale	MJ énergie additionnelle ou kg <sub>eq</sub> fer (minerai)	Ressources	

## 7.4 Version 2.1 (octobre 2005)

- Le fichier Excel courant contenant les facteurs de caractérisation est intitulé :  
IMPACT2002+\_v2.1\_CF\_1b.xls ».
- La version 2.1 est une version corrigée de la version 2.0.
- La seule différence avec la version 2.0 réside dans le fait que dans la version 2.1, les AVCI par cas de cancer et affection non cancéreuse ont été mises à jour de 6,7 et 0,67 à 13 et 1,3 respectivement, d'après Keller (2005).
- Veuillez noter que dans le fichier « \_1a », les FC intermédiaires pour la catégorie « énergie non renouvelable » n'ont pas de sens (à cause d'une erreur de calcul). Cette erreur a été corrigée dans le fichier « \_1b ».

## 7.5 Prochaine version (IMPACT 2008+)

La version IMPACT 2008+ est la version améliorée planifiée d'IMPACT 2002+. Il s'agira d'une version corrigée et grandement améliorée des versions précédentes (1.0, 1.1, 2.0 et 2.1).

Les principales corrections et améliorations suivantes sont programmées pour la prochaine version :

Ajout d'une perspective de potentiel de réchauffement de la planète à 100 ans en parallèle à celle de 500 ans.

La valeur pour le molybdène sera corrigée : l'ED10 utilisé doit être non cancéreux au lieu de cancéreux avec une valeur AVCI spéciale de 0,013.

Des FC propres à des situations précises seront pris en compte dans le calcul.

Le taux de respiration dans IMPACT 2002 sera établi à 13 m<sup>3</sup>/pers jour (moyenne de l'EPA, USEPA 1007) au lieu du taux actuel de 20 m<sup>3</sup>/pers jour (surestimation).

Le nombre de substances sera augmenté :

Dans la base de données IMPACT 2002, en fournissant la toxicité pour l'espèce humaine et l'écotoxicité (contact : Sébastien Humbert et Manuele Margni) :

Des données concernant le devenir des substances seront ajoutées (par exemple, des données issues de Pennington, Charles 2004, du projet Pesticides in Costa Rica [Humbert et coll. 2006]).

HAP : les estimations des demi-vies des HAP seront améliorées grâce aux résultats du projet sites contaminés (Humbert et coll. 2005).

L'effet toxicologique sur l'espèce humaine sera ajouté (par exemple, à partir de Crettaz et coll., TOXNET (<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>)).

Les effets respiratoires causés par des substances inorganiques seront améliorés (voir l'étude de Sébastien Humbert sur PM [[sebastien.humbert@eointesys.ch](mailto:sebastien.humbert@eointesys.ch)])

Plus de facteurs d'effets écotoxicologiques aquatiques (Aquatic Ecotoxicological Effect Factors, AEEF) (et de facteurs d'effets écotoxicologiques terrestres dérivés)

IMPACT2002+\_STOCAMINE.doc  
seront ajoutés (et si possible les AEEF seront déterminés pour l'ensemble des substances déjà répertoriées dans la base de données IMPACT 2002).

La correction suivante sera également apportée : « Sulfure d'hydrogène » (JE\_O) : 0  
→ 1 (voir explication de Manuele Margni, 02.09.03)

Mise à jour du modèle IMPACT 2002 : (Contact : Manuele Margni)

Correction des algorithmes pour les sédiments et l'air (d'après les articles de Pennington et coll.).

La population mondiale et celle de l'UE seront mises à jour dans IMPACT 2002 et IMPACT 2002+.

La profondeur d'eau douce sera également vérifiée.

Pour la prochaine version de la méthodologie IMPACT 2002+ :

Les données seront mises à jour selon les modifications apportées par la méthodologie Eco-indicator 99 dans ecoinvent (Frischknecht et coll. 2003, 2005).

Les impacts causés par l'application de pesticides seront mis à jour d'après l'étude de Charles et coll. (2004) et les nouvelles données sur la toxicité publiées par l'OFEFP.

Un groupe de substances (en particulier concernant la toxicité pour l'espèce humaine et l'écotoxicité aquatique et terrestre) sera ajouté.

De meilleurs facteurs de normalisation seront fournis :

Plus d'émissions seront ajoutées afin d'obtenir de meilleures valeurs de normalisation.

Pour la toxicité pour l'espèce humaine, les émissions ajoutées par les pesticides seront attribuées à la rubrique « sol (agr.) » au lieu de « sol ».

Acidification aquatique : les éléments suivants seront vérifiés :  $\text{SO}_4^{3-}$  dans l'eau =?=  $\text{H}_2\text{SO}_4$  ?

- Point pour lequel une attention particulière est nécessaire lors de la mise à jour :

Le numéro CAS du Propane, 1,1,1,2,3,3-hexafluoro-, (HFC-236ea) pourrait être erroné dans la base de données (il devrait être 431-63-0 au lieu de 432-63-0).

CD50<sup>e</sup> : la mention « Di(n-octyl)phthalate(esters) fiabilité 0 » est erronée. Doit être supprimée de la base de données IMPACT 2002+.

La source de l'uranium doit être vérifiée.

Faire attention aux risques cumulés lors de la modélisation du facteur de dommages humains (FDH) avec IMPACT 2002 (effacer également ED10).

## 8 Abréviations et hypothèse numérique

### 8.1 Abréviations et glossaire

- **AEEF** = Aquatic Ecotoxicological Effect Factor (facteur d'effets écotoxicologiques aquatiques) (PAF m<sup>3</sup>/kg)
- **AEP** = Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential (écotoxicité aquatique) au niveau intermédiaire (en kg<sub>eq</sub> triéthylène glycol dans l'eau par kg<sub>substance</sub>)
  - i)
- **AMI** = Assessment of the Median Impact (évaluation de l'impact moyen) (Payet et coll. 2002, 2004a, 2004b)
- **APAF** = Aquatic Potentially Affected Fraction of species (Fraction des espèces potentiellement affectée) par unité d'émission, intégrée dans le temps et l'espace (en PAF m<sup>3</sup> an/kg)
- **AVCI** = Année de vie corrigée du facteur invalidité (Disability Adjusted Life Years, DALY) [année]
- **AVP** = Années de vie perdue (Years of Life Lost, YLL)
- **BUWAL** = Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (Office fédéral suisse de l'environnement, des forêts et du paysage, OFEFP) (N.B. : Intégré à l'Office fédéral de l'environnement [OFEV] depuis le 1er janvier 2006)
- **Catégorie d'impact** = classe représentant les points environnementaux étudiés à laquelle les résultats de l'inventaire du cycle de vie peuvent être affectés (Impact category). (ISO 14042, 1997)
- **CD50** = concentration dangereuse moyenne affectant 50 % des espèces présentes dans l'écosystème (mean Hazardous Concentration, HC50) [mg/l] ou [kg/m<sup>3</sup>].
  - CD50<sup>s</sup>** = représente la valeur pour le sol. **CD50<sup>e</sup>** = représente la valeur pour l'eau (water).
- **Coefficient de partage n-octanol/eau** = (octanol-water partition coefficient, Kow) =  $[\text{kg}_{\text{sub}}/\text{l}_{\text{octanol}}] / [\text{kg}_{\text{sub}}/\text{l}_{\text{eau}}] = [\text{l}_{\text{eau}}/\text{l}_{\text{octanol}}]$
- **DBO** = Demande biologique d'oxygène (Biological Oxygen Demand, BOD)
- **DT** = Dose tumeur (Tumor Dose, TD)
- **DV<sub>h</sub>** = Durée de vie moyenne de l'être humain (Average Life Time of humans, LTh) [années]
- **EC50** = Concentration efficace (Effect Concentration) pour 50 %
- **ED10** = Dose efficace (Effect-Dose), 10 %
  - **EPA** = agence de protection de l'environnement des États-Unis, US Environmental Protection Agency
- **EPFL** = École polytechnique fédérale de Lausanne
  - **Évaluation des impacts du cycle de vie** = Méthodologie d'évaluation des impacts du cycle de vie (Life Cycle [Impact] Assessment, LC[IA]).
- **Facteur de caractérisation (characterization factor)** = facteur établi à partir d'un modèle de caractérisation qui est utilisé pour convertir les résultats de l'inventaire du cycle de vie en unité commune d'indicateur de catégorie. (ISO 14042)
  - **FC** = Facteur de caractérisation (Characterization Factor, CF) (en général)
  - **FCi** = Facteur de caractérisation intermédiaire (Midpoint Characterization Factor, CFm) (kgeq-substanceX/kgémis)
  - **FDdi** = Facteur de dommages pour les catégories intermédiaires étudiées (Damage Factor for the considered midpoint

categories, DF<sub>dm</sub>) (« dommage »<sup>57</sup>/kg<sub>émis</sub>)

- **FD<sub>di</sub><sub>subréf</sub>** = Facteur de dommage pour la substance de référence étudiée (damage factor of the considered reference substance, refsub) pour la catégorie intermédiaire étudiée (« dommage »<sup>58</sup>/kg-substance de référence) (Voir Tableau 3-4)
- **FDH** = Facteur de dommages sur la santé humaine (Human Damage Factor, HDF)
- **FD<sup>n</sup>** = Facteur de dommages normalisé (Normalized Damage Factor, DF<sub>n</sub>) (points<sup>59</sup>/kg<sub>émis</sub>)
- **FE** = Facteur d'effet (Effect Factor, EF)
- **Flux élémentaire** = (elementary flow) (1) matière ou énergie entrant dans le système étudié, qui a été puisée dans l'environnement sans transformation humaine préalable, ou (2) matière ou énergie sortant du système étudié, qui est rejetée dans l'environnement sans transformation humaine ultérieure. (ISO 14040)
- **FN<sup>d</sup>** = Facteur de normalisation pour la catégorie de dommage étudiée (Normalization Factor for the considered damage category, NF<sub>d</sub>) (« dommage »<sup>61</sup>/points) (voir Tableau 3-1).
- **GIEC** = Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)
- **ICV** = Inventaire de cycle de vie (Life Cycle Inventory, LCI)
- **iF** = intake Fraction (Fraction entrante) (kg<sub>entrant</sub>/kg<sub>émis</sub>)
- **Impact final par catégorie** = attribut ou aspect de l'environnement naturel, de la santé humaine ou des ressources, permettant d'identifier un point environnemental à problème. (ISO 14042)
- **IMPACT 2002** = IMPact Assessment of Chemical Toxics (évaluation des impacts des substances chimiques toxiques)<sup>60</sup>.
- **IMPACT 2002+** = Nom de la méthodologie d'évaluation des impacts du cycle de vie présentée dans le présent article et conçue par l'équipe du professeur Olivier Jolliet à l'EPFL (Jolliet et coll. 2003c).
- **LO(A)EL** = Dose minimale avec effet (nocif) observé (Low Observed [Adverse] Effect Level)
- **MC** = Masse corporelle (Body weight, BW) [kg/pers]
- **MJ** = Mégajoule
- **NO(A)EL** = Dose sans effet (nocif) observé (No Observed [Adverse] Effect Level)
- **ODP** = Potentiel de destruction de l'ozone (Ozone Depletion Potential, ODP)
- **OFEFP** = Office fédéral suisse de l'environnement, des forêts et du paysage
- **OMNITOX** = Operational Models and Information Tools for Industrial Applications of Eco/Toxicological impact assessments (Modèles opérationnels et outils d'information pour les applications industrielles des évaluations d'impacts éco/toxicologiques).
- **PAF** = Potentially Affected Fraction of species (nombre d'espèces potentiellement affectées)
- **PDF** = Potentially Damaged Fraction of species (nombre d'espèces potentiellement endommagées)

- • **PRP** = Potentiel de réchauffement de la planète (Global Warming Potential, GWP)
- • **RSA** = Relation structure-activité

(Structure-Activity Relationship, SAR)

- **TEEF** = Terrestrial Ecotoxicological Effect Factor (facteurs d'effets écotoxicologiques terrestres) [PAF m<sup>3</sup>/kg]
- **Unité fonctionnelle** = (functional unit) performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une analyse du cycle de vie. (ISO 14040, 1997)

---

<sup>57</sup> en AVCI, PDF m<sup>2</sup>an, kg<sub>eq</sub>-CO<sub>2</sub> ou MJ

<sup>58</sup> en DALY, PDF m<sup>2</sup>an, kg<sub>eq</sub>-CO<sub>2</sub> ou MJ

<sup>59</sup> point = pers an

<sup>60</sup> « IMPACT 2002 » fait référence au modèle qui se concentre sur la toxicité pour l'espèce humaine et l'écotoxicité, tandis que la méthodologie complète d'évaluation des impacts du cycle de vie, avec toutes les catégories d'impacts, est nommée « IMPACT 2002+ »

<sup>61</sup> en AVCI, PDF m<sup>2</sup>an, kg<sub>eq</sub>-CO<sub>2</sub> ou MJ



## 8.2 Hypothèse numérique

MC = Masse corporelle moyenne = 70 kg/pers.

fco = contenu relatif du sol en carbone organique pour matière sèche = 0,02 kgmatière org / kgsol sec (Hauschild et Wenzel 1998. p. 257)

DV<sub>h</sub> = Durée de vie moyenne de l'être humain = 70 ans

Octanol  $\rho_{\text{octanol}}$  = masse volumétrique de l'octanol = 800 kg<sub>octanol</sub>/m<sup>3</sup>

Matière organique : rapport Redfield : C:N:P = 106:16:1 (SETC-LCIA p. 91). Composition moyenne des algues :

C<sub>106</sub>H<sub>263</sub>O<sub>110</sub>N<sub>16</sub>P (CML92 « Backgrounds-October92 » p. 101).

Sol : Sol sec = 2 400 kgsol sec/m<sup>3</sup><sub>sol sec</sub> (Mackay 2001)

Structure/composition du sol (% volume) (Mackay 2001,

p. 64) 20 % air = ~ 0 kg<sub>air</sub>/m<sup>3</sup>

30 % eau = 300 kg<sub>eau</sub>/m<sup>3</sup><sub>matériau brut</sub>

50 % sol sec = 1 200 kgsol sec/m<sup>3</sup><sub>matériau brut</sub>

Total = matériau brut = 1 500 kgmatériau brut/m<sup>3</sup>matériau brut

Eau = 1 000 kgeau/m<sup>3</sup>eau

## 9 Remerciements

Les auteurs expriment toute leur gratitude à l'ensemble des chercheurs ayant contribué de façon très significative à l'élaboration du socle scientifique sur lequel repose le modèle IMPACT 2002+ et tout particulièrement David Pennington, Christophe Amman et Pierre Crettaz. Nous tenons également à remercier les équivalents européens de l'EPA (l'OFEPF en Suisse et l'ADEME en France) qui ont financé certains des travaux menant à IMPACT 2002+.

## 10 Sources

### 10.1 Références

Audsley A, Alber S, Clift R, Cowell S, Crettaz P, Gaillard G, Hausheer J, Jolliet O, Kleijn R, Mortensen B, Pearce D, Roger E, Teulon H, Weidema B et van Zeijts H (1997). Harmonisation of Environmental Life Cycle Assessment for Agriculture. Final Report for Concerted Action AIR3-CT94-2028. Silsoe Research Institute, Silsoe, Royaume-Uni, pp. 103.

Bare JC; Norris GA; Pennington DW; McKone T. TRACI. The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. Journal of Industrial Ecology 2003, 6, N3-4.

Barroin G (2003). Phosphore, Azote et Prolifération des Végétaux Aquatiques. Courrier de l'Environnement de l'INRA ; no. 48, 13-25.

Bennett DH, McKone TE, Evans JS, Nazaroff WW, Margni MD, Jolliet O et Smith KR (2002a). Defining Intake Fraction. Environ Sci and Technol 36, 207A-211A.

Bennett DH, Margni M, McKone TE et Jolliet O (2002b). Intake Fraction for Multimedia Pollutants: A Tool for Life Cycle Analysis and Comparative Risk Assessment. Risk Analysis 22, 903-916.

BUWAL (1996). Ökoinventare für Verpackungen. Vol 250/II, Schriftenreihe Umwelt, Abfälle. BUWAL, Berne, Suisse.

BUWAL (1999). Ökologische Bewertung mit Hilfe der Grauen Energie. Schriftenreihe Umwelt, Ökobilanzen, Vol. 307. BUWAL, Berne, Suisse.

Charles R (2004). Modelling Pesticides Residues. Thèse N°3123, Institut des Sciences et technologies de l'environnement, Section des Sciences et ingénierie de l'environnement, École polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL), CH-1015 Lausanne, Suisse.

Crettaz P, Pennington D, Rhomberg L, Brand B et Jolliet O (2002). Assessing Human Health Response in Life Cycle Assessment Using ED10s and DALYs: Part 1-Cancer Effects. Risk Analysis 22, 931-946.

Dockery DW and Pope CA (1994). Acute respiratory effects of particulate pollution. Ann Rev Public Health 1994; 15, 107-132.

EPA (2004). Ozone Depletion Potential List. US Environmental Protection Agency (<http://www.epa.gov/ozone/ods.html>) (consulté en mars 2004)

Frischknecht et coll. (2003). ecoinvent Database, <http://www.ecoinvent.ch/>

Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus HJ, Doka G, Dones R, Heck T, Hellweg S, Hirschier R, Nemecek T, Rebitzer G et Spielmann M (2005). The ecoinvent database: Overview and methodological framework. Int J LCA 10(1), 3-9.

Goedkoop M et Spriensma R (2000). The Eco-indicator 99: A Damage Oriented Method for Life Cycle Assessment, Methodology Report, second edition. Pré Consultants, Amersfoort, Pays-Bas.

Guinée JB, Gorrae M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, van Oers L, Wegener Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes HA, de Bruijn H, van Duin R et Huijbregts MAJ (2002). Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas.

Hauschild M et Wenzel H (1998). Environmental Assessment of Products - Vol. 2: Scientific Background, Chapman & Hall. 565 p. ISBN 0412 808102.

Heijungs R, Guinée JB, Huppes G, Lankreijer RM, Udo de Haes HA, Wegener Sleeswijk A, Ansems AMM, Eggels PG, van Duin R et Goede HP (1992). Environmental Life Cycle Assessment of Products. Centre of Environmental Science (CML), Leyde, Pays-Bas.

Hofstetter P (1998). Perspectives in Life Cycle Impact Assessment. A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere. Kluwer Academic Publishers, pp. 484.

Humbert et coll. (2003). Impacts on Human Health and Aquatic Ecosystems of the most used Pesticides in Costa Rica. Travail de diplôme, EPFL, Lausanne, Suisse. Contact : [info@impactmodeling.org](mailto:info@impactmodeling.org)

Humbert S, Margni M, Charles R, Torres O, Quirós A et Jolliet O (2006). Toxicity Assessment of the Main Pesticides Used in Costa Rica. Agriculture, Ecosystems and Environment, Disponible en ligne, pp. 8.

Humbert S, Margni M et Jolliet O (2009). IMPACT 2002+ - User Guide (for v2.1). <http://www.impactmodeling.org>, Contact : [info@impactmodeling.org](mailto:info@impactmodeling.org)

Humbert S, Margni M, Houillon G et Jolliet O (2005). Life Cycle Assessment of Remediation Treatments for Contaminated Sites: LCA as a Support to Waste Treatment Policies. CILCA 2005, San José, Costa Rica, Avril 2005. Contact : [info@impactmodeling.org](mailto:info@impactmodeling.org)

IPCC (GIEC) (2001). Climate change 2001: The Scientific Basis. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), [http://www.grida.no/climate/ipcc\\_tar/](http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/), 385-391.

IRIS, US EPA: Integrated Risk Information System. <http://www.epa.gov/iriswebp/iris/index.html>

ISO 14040 (1997). "Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework." Organisation internationale de normalisation, Genève, Suisse.

ISO 14042 (1997). "Environmental management – Life cycle impact assessment – Principles and framework." Organisation internationale de normalisation, Genève, Suisse.

Jolliet O, Brent A, Goedkoop M, Itsuno N, Mueller-Wenk R, Peña C, Schenk R, Stewart M, Weidema B (2003a). LCIA Definition Study of the SETAC-UNEP Life Cycle Initiative. PNUE, <http://www.uneptie.org/pc/sustain/lcinitiative/>.

Jolliet O (1994). Critical Surface-Time: An Evaluation Method for Life Cycle Assessment. In: Udo de Haes HA et coll. (Ed.): Integrating Impact Assessment into LCA. SETAC Press, 133-142.

Jolliet O, Pennington D, Amman C, Pelichet T, Margni M et Crettaz P (2003b). Comparative Assessment of the Toxic Impact of Metals on Humans within IMPACT 2002. In: Dubreuil A (Ed.). Life Cycle Assessment of Metals - Issues and Research Directions, SETAC Press, ISBN 1-880611-62-7.

Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G et Rosenbaum R (2003c). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. Int J LCA 8(6) 324-330.

- Jolliet O et Crettaz P (1997). Critical Surface-Time 95, a Life Cycle Impact Assessment Methodology, including Exposure and Fate, EPFL, Suisse.
- Keller S (2005). Assessing human Effect Factors for cancer in Life Cycle Impact Assessment (LCIA). Mémoire de maîtrise, École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), GECOS, CH-1015 Lausanne, Suisse.
- Kramer H.J., van de Ham W. A., Slob W. et coll., "Conversion factors estimating indicative chronic no-observed-adverse-effect levels from short-term toxicity data," *Regulatory toxicology and Pharmacology* 23, 249-255 (1996).
- Layton DW (1993). Metabolically Consistent Breathing Rates for Use in Dose Assessments, *Health Physics*, 64: 23–36.
- Lewis, S., Lynch, J. et Nikoforov, A. (1990): A new approach for deriving community exposure guidelines from no observed adverse effect level. *Regulatory toxicology and pharmacology* 11, 314-330. Mentionné dans Pennington et coll. (2002)
- Mackay D (2001). *Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach*, 2<sup>nd</sup> edition. Lewis Publishers, pp. 261.
- Marshall and Nazaroff (2006). Chapter 10: Defining Intake Fraction.
- Marty MA, Blaisdell RJ, Broadwin R, Hill M, Shimer D et Jenkins M (2002). Distribution of Daily Breathing Rates for Use in California's Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessments, *Human and Ecological Risk Assessment*, 8: 1723–1737.
- Murray C et Lopez A (1996). *The Global Burden of Disease, a Comprehensive Assessment of Mortality and Disability from Diseases, Injuries, and Risk Factors in 1990 and Projected to 2020*. Global Burden of Disease and Injury Series, Vol.1 & 2; Harvard School of Public Health, World Health Organization and World Bank.
- OCDE, 2002: *Guidance Notes for Analysis and Evaluation of Repeat-Dose Toxicity Studies*. OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Testing and Assessment No. 32 and Series on Pesticides No. 10. ENV/JM/MONO(2000)18, 05-Jul-2002.
- OEHHA (1996). *Technical Support Document for Exposure Assessment and Stochastic Analysis*, California, Office of Environmental Health Hazards Assessment, [www.oehha.org/air/exposure\\_assess/stochrsk.html](http://www.oehha.org/air/exposure_assess/stochrsk.html).
- OMNIITOX (2003). OMNIITOX est un projet de l'UE appartenant au programme « Croissance compétitive et durable », de 2001 à 2004, site Internet : <http://www.omniitox.net>.
- Payet J (2002). Développement de la Méthode AMI. Rapport de l'ADEME, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, Paris, France.
- Payet J (2004a). Assessing Toxic Impact on Aquatic Ecosystems in LCA. *Int J LCA* 10(5), 373
- Payet J (2004b). Assessing toxic impacts on aquatic ecosystems in life cycle assessment (LCA). Thèse de doctorat. Thèse N° 3112. ENAC, SSIE, EPFL, Lausanne, Suisse
- Payet J et Jolliet O (2004). Comparative Assessment of the Toxic Impact of Metals on Aquatic Ecosystems: The AMI Method. In: Dubreuil A (Ed.): *Life Cycle Assessment of Metals - Issues and Research Directions*, SETAC Press, Pensacola, FL, USA, ISBN 1-880611-62-7, 172-175
- Pennington, D. et coll.: Uncertainty associated with the Human Health Toxicological Component in Relative Comparisons.
- Pennington DW, Margni M, Amman C et Jolliet O (2005). Spatial versus non-spatial multimedia fate and exposure modeling: Insights for Western Europe. *Environ Sci and Technol* 39(4), 1119-1128.

- Pennington D.W., Margni M., Payet J., Charles R., Jolliet O. (2003): Estimating cumulative toxicological risks and potential impacts for human health and ecosystems in LCA, submitted to Environmental Toxicology & Chemistry.
- Pennington DW, Margni M, Payet J et Jolliet O (2006)<sup>62</sup>. Risk and Regulatory Hazard Based Toxicological Effect Indicators in Life Cycle Assessment (LCA). Human and Ecotoxicological Risk Assessment Journal 12(3): 450-475
- Pennington D, Crettaz P, Tauxe A, Rhomberg L, Brand B et Jolliet O (2002). Assessing Human Health Response in Life Cycle Assessment Using ED10s and DALYs: Part 2-Noncancer Effects. Risk Analysis 22, 947-963.
- Rosenbaum R et Irving Olsen S (2004). "Part VII – Implementation of the human health effects module" in Implementation of the OMNIITOX Base Model, Contribution to work package 8 of the OMNIITOX project as part A of appropriate deliverable D41, August, 2004
- Steen B (1999). A systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). 2000-General System Characteristics & 2000-Models and Data. Chalmers, CPM report: 1999, 4 et 5, <http://eps.esa.chalmers.se/download.htm>
- USEPA (1997). Exposure Factors Handbook, Report No. EPA-600-P-95-002Fa, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, <http://www.epa.gov/ncea/exposfac.htm>.
- US EPA, 1990: Chemical Hazard Evaluation and Communication Group, "Less-than-lifetime/RURA," US EPA, 1990.
- USEPA. Exposure Factors Handbook. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1997.
- van Zelm, R., Huijbregts, M. A. J., den Hollander, H. A., van Jaarsveld, H. A., Sautere, F. J., Struijs, J., van Wijnen, H. J., van de Meent, D. European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. Atmospheric Environment **2008**, 42, 441-453.

## 10.2 Liens Internet et fichiers téléchargeables

Le modèle IMPACT 2002 multimédia et la méthodologie d'évaluation des impacts du cycle de vie IMPACT 2002+, avec l'ensemble des informations nécessaires (résumés, articles, modèle et facteurs de caractérisation) est accessible en téléchargement à l'adresse suivante : <http://www.impactmodeling.org> ou en prenant contact avec les auteurs correspondants. Le **Tableau 10-1** dresse une liste exhaustive des fichiers disponibles en téléchargement mentionnés dans le présent document

---

<sup>62</sup> La présente publication (Pennington et coll. 2006) a été primée meilleur article de l'année dans le domaine de l'évaluation des risques humains et écotoxicologiques.

**Tableau 10-1 : Principaux fichiers informatiques mentionnés dans le présent document et lieu de diffusion.**

Méthodologie d'évaluation des impacts du cycle de vie IMPACT 2002+	
Description	Nom du fichier
Facteurs de caractérisation d'IMPACT 2002+ version 2.1. Classeur Excel incluant la liste complète des facteurs de caractérisation de l'ensemble des 14 catégories intermédiaires et des 4 catégories de dommages.	IMPACT2002+_v2.1_CF_1b.xls
Facteurs de caractérisation d'IMPACT 2002+ version 2.1 pour SimaPro 6.0. Fichier « .csv » avec facteurs de caractérisation prêts pour l'importation dans le logiciel SimaPro 6.0.	IMPACT2002+_v2.1_SimaPro6.0_1a.csv
Facteurs de caractérisation d'IMPACT 2002+ version 2.1 pour Gabi 4. Fichier « .xls » avec facteurs de caractérisation prêts pour l'importation dans le logiciel GaBi (mis à niveau vers la version 4).	IMPACT2002+_v2.1_GaBi4_1a.xls
Guide d'utilisation d'IMPACT 2002+ version 2.1. Guide pratique aidant l'utilisateur à appliquer correctement la méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie, expliquant comment représenter et interpréter les résultats de façon significative et décrivant les limites des facteurs de caractérisation.	IMPACT2002+ User Guide (for v2.1), Draft.pdf
Description de la méthodologie d'IMPACT 2002+ version 2.1. Fournit les informations scientifiques pertinentes pour le calcul des facteurs de caractérisation.	IMPACT2002+ Methodology Description (for v2.1), Draft.pdf
Versions/fichiers antérieurs disponibles sur demande à l'adresse <a href="mailto:info@impactmodeling.org">info@impactmodeling.org</a>	
Facteurs de caractérisation d'IMPACT 2002+ version 1.0.	IMPACT2002+_v1.0_CF_1c.xls
Facteurs de caractérisation d'IMPACT 2002+ version 1.1.	IMPACT2002+_v1.1_CF_1f.xls
Facteurs de caractérisation d'IMPACT 2002+ version 2.0.	IMPACT2002+_v2.0_CF_2f.xls
Devenir multimédia et exposition par de multiples voies et modèle d'effet IMPACT 2002	
Description	Nom du fichier
Modèle IMPACT 2002 - Europe zone unique. Modèle utilisé dans les versions 1.0, 1.1 et 2.0 d'IMPACT 2002+.	IMPACT2002-EuropeSingleZone-public1.2.xls

## 11 Appendice

### 11.1 Appendice 1 : comment mettre en œuvre un nouveau FC de la toxicité humaine ?

Selon Rosenbaum R et Irving Olsen S (2004).

Le module d'effets sur la santé humaine rend compte :

- des voies d'exposition par ingestion et inhalation ;
- des effets cancérigènes et non cancérigènes.

- **Nom de l'indicateur**

ED<sub>10</sub> – Dose efficace, provoquant un risque supérieur de 10 % du risque de fond

- **Motif d'utilisation de l'indicateur (principe d'indication de l'impact)**

Le choix de cet indicateur se base sur le travail du projet OMNIITOX (OMNIITOX, 2003) qui rend compte des impacts d'un produit chimique sur la santé humaine. Il détermine une dose d'effet pour les effets cancérigènes ou non cancérigènes par voie unique (p. ex. ingestion ou inhalation) provoquant un risque de supérieur de 10 % au risque de fond, c'est à dire affectant 10 % d'une population.

- **Description**

L'indicateur ED<sub>10</sub> décrit la dose d'un produit chimique provoquant un risque supérieur de 10% au risque de fond pour une population humaine. Les effets décrits sont cancérigènes ou non cancérigènes. Selon les données disponibles, une distinction plus approfondie serait envisageable. Les voies étudiées sont l'inhalation et l'ingestion. L'exposition cutanée pourrait également être incluse, selon les données disponibles et l'importance de cette voie d'exposition, mais elle ne l'est pas ici selon Crettaz et *al.* (2002) et Pennington et *al.* (2002). L'indicateur est un paramètre principal pour déterminer les effets sur la santé humaine. Le modèle déterminant l'indicateur a été adopté selon Crettaz et *al.* (2002) pour les effets cancérigènes et Pennington et *al.* (2002) pour les effets non cancérigènes.

Ce module est conçu pour déterminer quatre valeurs de ED<sub>10</sub>

distinctes :

- effets cancérigènes par inhalation : ED<sub>10-inh,ca</sub> ;
- effets cancérigènes par ingestion : ED<sub>10-ing,ca</sub> ;
- effets non cancérigènes par inhalation : ED<sub>10-inh,nca</sub> ;
- effets non cancérigènes par ingestion : ED<sub>10-ing,nca</sub>.

- **Unité de l'indicateur**

mg/kg<sub>masse corporelle</sub>/jour ou mg/(kg<sub>masse corporelle</sub>\*jour)

L'unité détermine, pour l'homme, la dose journalière par kg de masse corporelle et par jour.

Module d'effets sur la santé humaine pour l'analyse des effets sanitaires d'un produit chimique sur la population humaine.

- **Description du modèle général (description du mécanisme)**

Il s'agit du module d'effets sur la santé humaine pour le modèle de base OMNIITOX. Les paramètres du modèle seront calculés à partir des effets sur la santé humaine et des données d'apport de la substance. Le modèle a été adopté selon Crettaz et *al.* (2002) pour les effets cancérigènes et Pennington et *al.* (2002) pour les effets non cancérigènes. Il est également mis en œuvre dans IMPACT 2002 (Pennington et *al.*, 2003).

Effets cancérigènes :

ED<sub>10-inh,ca</sub> – ED<sub>10</sub> pour les effets cancérigènes sur l'homme par inhalation

ED<sub>10-ing,ca</sub> – ED<sub>10</sub> pour les effets cancérigènes sur l'homme par

ingestion

q1\* – Facteur de pente à faible dose réglementaire pour les effets cancérigènes par inhalation ou ingestion (IRIS – US EPA)

[1/(mg/kg\*jour)]

DT<sub>50</sub> – Dose tumeur médiane par inhalation ou ingestion à partir de données animales de dosage

biologique [mg/kg\*jour] Effets non cancérigènes :

ED<sub>10-inh,nca</sub> – ED<sub>10</sub> pour les effets non cancérigènes sur l'homme par inhalation

ED<sub>10-ing,nca</sub> – ED<sub>10</sub> pour les effets non cancérigènes sur l'homme par ingestion

NOAEL – No Observed Adverse Effect Level (dose sans effet nocif observé) pour tout effet non cancérigène par exposition chronique ou subchronique par inhalation ou ingestion uniquement [mg/kg\*jour]

LOAEL – Lowest Observed Adverse Effect Level (dose minimale avec effet nocif observé) pour tout effet non cancérigène par exposition chronique ou subchronique par inhalation ou ingestion uniquement [mg/kg\*jour]

### **Priorisation des propriétés dépendant de la substance pour le calcul de l'indicateur ED<sub>10</sub> :**

La section suivante décrit la façon dont les différentes propriétés de la substance pour la toxicité humaine sont priorisées en tant que données pour le calcul de l'indicateur ED<sub>10</sub>.

Concernant les limites MRL/ERL, les propriétés des substances suivantes sont liées à la toxicité humaine : 15 Toxicité par inhalation aiguë sur les rongeurs (LC50)

15a Toxicité par inhalation subaiguë sur les rongeurs

16 Toxicité orale aiguë sur les rongeurs (LD50)

16a Toxicité orale subaiguë sur les rongeurs

P17 Toxicité non cancérigène orale subchronique sur les rongeurs

(NOAEL) P17a Tératogénicité sur les espèces de mammifères

P18 Toxicité non cancérigène par inhalation subchronique sur les rongeurs (NOAEL)

O20 Toxicité non cancérigène orale chronique sur les espèces de mammifères

O20a Toxicité orale reproductive sur les espèces de mammifères

O21 Toxicité non cancérigène par inhalation chronique sur les espèces de



mammifères O21 Toxicité par inhalation reproductive sur les espèces de

mammifères

O22a Toxicité orale cancérigène sur les espèces de mammifères en tant que facteur de pente à faible dose

q1\* O22b Toxicité orale cancérigène sur les espèces de mammifères en tant que dose tumorigène DT50

O23a Toxicité par inhalation cancérigène sur les espèces de mammifères en tant que facteur de pente à faible dose q1\*

O23b Toxicité par inhalation cancérigène sur les espèces de mammifères en tant que dose tumorigène DT50

Chacune des quatre valeurs ED<sub>10</sub> citées ci-dessus est calculée à partir d'une seule et unique des propriétés des limites ERL. La section suivante décrit la méthode servant à déterminer quelle est la propriété de substance à utiliser.

### **Effets cancérigènes :**

En ce qui concerne les effets cancérigènes, il existe seulement une faible corrélation entre d'autres types de données toxicologiques, particulièrement entre la toxicité aiguë et la cancérogénicité. Par exemple, pour l'extrapolation entre la toxicité aiguë et l'indicateur de cancérogénicité ED<sub>10</sub>, seul un r<sup>2</sup> de 0,14 a été obtenu lors de l'étude de 41 produits chimiques (Crettaz *et al.*, 2002). Dans la même étude, la corrélation entre les indicateurs DT50 et ED<sub>10</sub> a été examinée ; un r<sup>2</sup> de 0,75 a été trouvé. Par conséquent, seuls les résultats des études qui comprennent des issues cancérigènes sont utilisés pour la cancérogénicité ED<sub>10</sub>.

Les valeurs d'entrée privilégiées pour le calcul de l'indicateur ED<sub>10</sub> sont « Toxicité orale cancérigène sur les espèces de mammifères en tant que facteur de pente à faible dose q1\* » et « Toxicité par inhalation cancérigène sur les espèces de mammifères en tant que facteur de pente à faible dose q1\* ». Dans le cas où elles ne seraient pas disponibles, ce sont les valeurs « Toxicité orale cancérigène sur les espèces de mammifères en tant que dose tumorigène DT50 » et « Toxicité par inhalation cancérigène sur les espèces de mammifères en tant que dose tumorigène DT50 » qui peuvent être utilisées. Les calculs de l'indicateur ED<sub>10</sub> à partir de q1\* et DT50, respectivement, sont présentés dans les algorithmes de la section ci-dessous.

### **Effets non cancérigènes :**

Afin de mener l'étude des effets non cancérigènes, différents types d'études animales ont été développées. Ce sont les effets potentiels sur la reproduction et les fœtus qui ont été mis en avant ; des directives spécifiques ont été développées.

Les propriétés des substances suivantes sont incluses dans l'étude, révélatrices de toxicité chronique :

- Tératogénicité sur les rongeurs et non-rongeurs
- Toxicité non cancérigène orale chronique sur les espèces de mammifères
- Toxicité reproductive sur les espèces de mammifères
- Toxicité non cancérigène par inhalation chronique sur les espèces de mammifères
- Toxicité reproductive sur les espèces de mammifères par inhalation

L'effet toxicologique critique de la substance est déterminé à partir de ces études et correspond à la dose NO(A)EL (ou LOAEL) la plus faible. Ces doses NOAEL (ou LOAEL) doivent être choisies pour les calculs de l'indicateur ED<sub>10</sub> et les calculs doivent être réalisés suivant les algorithmes de la section ci-dessous.

Si aucune de ces propriétés n'est disponible, alors les données de « Toxicité non cancérigène subchronique sur les rongeurs » et « Toxicité non cancérigène subchronique sur les rongeurs par inhalation » peuvent les remplacer dans le calcul de l'indicateur ED<sub>10</sub>.

Les corrélations entre les études « moins-que-chroniques » et les études chroniques ont été analysées dans plusieurs rapports. La plupart des rapports traitent de l'extrapolation de résultats d'études subchroniques, or quelques-unes de ces dernières ont également été réalisées pour l'extrapolation entre aigu et chronique. (Pennington et *al.*, en préparation).

#### *Extrapolation de subchronique ou subaigu à chronique :*

Pennington et *al.* ont réexaminé plusieurs études sur l'extrapolation subchronique à chronique, notamment dans une étude précoce de 1963. Les sept études différentes indiquent toutes un facteur médian d'environ 2 entre les données subchroniques et chroniques. Toutefois, le 95<sup>e</sup> centile varie significativement de 5 à 87, car il dépend partiellement de l'organisation de l'étude (p. ex. si la variation inter-espèces est incluse etc.). Néanmoins, un facteur de 2 semble être une médiane assez solide. En ce qui concerne l'extrapolation à partir des études subaiguës (c'est-à-dire une dose répétée à court terme, ou subchronique sur 28 jours), deux rapports mentionnent une moyenne géométrique d'environ 4 avec un 95<sup>e</sup> centile proposé de 39-46.

Par conséquent, si aucune des valeurs d'effet pour la toxicité chronique n'est disponible, les données de « Toxicité non cancérigène subchronique sur les rongeurs » et « Toxicité non cancérigène subchronique par inhalation » peuvent être utilisées pour le calcul de l'indicateur ED<sub>10</sub> suivant l'algorithme ci-dessous :

$$\text{NOAEL}_{\text{chronique}} = \text{NOAEL}_{\text{subchronique}}/2$$

Dans le cas où aucune des données chroniques ou subchroniques n'est disponible, les données subaiguës peuvent être utilisées pour le calcul de l'indicateur ED<sub>10</sub> suivant l'algorithme ci-dessous :

$$\text{NOAEL}_{\text{chronique}} = \text{NOAEL}_{\text{subaigu}}/4$$

#### *Extrapolation d'aigu à chronique :*

À l'aide des résultats LD<sub>50</sub> et NO(A)EL pour 138 produits chimiques, l'US EPA a démontré que le ratio aigu-chronique peut varier de 0,6 à 80 000. Le ratio médian oral aigu-chronique est d'environ 120 avec un 95<sup>e</sup> centile d'environ 4 000. Dans un autre rapport de Kramer et *al.* (1996), sur 100 produits chimiques, le ratio aigu-chronique proposait une moyenne géométrique de 258 et un 95<sup>e</sup> centile de 20 000.

Étant donné les grandes différences entre les facteurs trouvés, il n'est pas conseillé de se servir des extrapolations aigu-chronique pour le calcul de l'indicateur ED<sub>10</sub> utilisé dans le BM. L'incertitude majeure sera, cependant, dans une certaine mesure, mieux justifiée dans le SBM. Ainsi, pour les calculs de l'indicateur ED<sub>10</sub> dans le SBM, les algorithmes suivants peuvent être utilisés si aucune autre donnée n'est disponible :

$$\text{NOAEL}_{\text{chronique}} = \text{LD}_{50}/120$$

### Propriétés indépendantes de la substance :

Cor<sub>sc-c</sub> – Facteur de correction à partir de NOAEL/LOAEL subchronique/subaigu à chronique si applicable :

chronique – chronique = 1

subchronique – chronique = 3,3

subaigu – chronique = 4

Cor<sub>an-h,ing</sub> – Facteur de correction pour NOAEL/LOAEL animal-homme par exposition orale [Pennington et *al.*, 2002] ; extrapolation pour :

chien-homme = 1,6

souris-homme = 13

rat-homme = 6

valeur par défaut si aucune autre information = 10

Cor<sub>an-h,inh</sub> – Facteur de correction pour NOAEL/LOAEL animal-homme par inhalation ;

extrapolation pour : rat-homme = 2,1 [IRIS, US EPA], valeur par défaut : 1

Cor<sub>discont\_exp\_jour</sub> = x/7 – Correction pour exposition expérimentale discontinue si applicable : x jours d'exposition par semaine (p. ex. exposition seulement 5 jours/semaine) ; valeur par défaut : 1

Cor<sub>discont\_exp\_heures</sub> = y/24 – Correction pour exposition expérimentale discontinue si applicable : y heures d'exposition par jour (p. ex. exposition seulement 6 heures/jour) ; valeur par défaut : 1

Con<sub>VNOAEL-ED10</sub> = 1,5 – Facteur de conversion NOAEL à ED<sub>10</sub> [Pennington et *al.*,

2002] Con<sub>VLOAEL-ED10</sub> = 0,3 – Facteur de conversion LOAEL à ED<sub>10</sub> [Pennington

et *al.*, 2002]

### Facteurs de conversion pour les études de toxicité orale.

Comme présenté dans le **tableau** ci-dessous, il existe des facteurs de conversion standard à utiliser lors de la conversion de différentes méthodes d'exposition orale en études de toxicité. Ces facteurs sont basés sur la masse corporelle moyenne des animaux testés ainsi que sur leur apport alimentaire moyen. Ces

facteurs doivent être utilisés pour convertir des résultats d'étude chroniques ou subchroniques (exprimés en ppm dans l'alimentation) en mg/kg/jour. Les facteurs dans le **tableau** ci-dessous sont tirés d'une liste plus exhaustive présentée par l'OCDE (2002).

- TABLEAU. RELATION APPROXIMATIVE DES PARTIES PAR MILLION DANS L'ALIMENTATION ET MG/MASSE CORPORELLE EN KG/JOUR\*

(modifié à partir de l'OCDE, 2002)

Animal	Masse corporelle (kg)	Alimentation consommée par jour en grammes (excepté les liquides)	1 ppm dans l'alimentation est équivalent à, en mg/masse corporelle	1 mg/masse corporelle kg jour est équivalent à, en
Souris	0,02	3	0,150	7
Rat, jeune	0,10	10	0,100	10
Rat, vieux	0,40	20	0,050	20
Cochon d'Inde	0,75	30	0,040	25
Lapin	2,0	60	0,030	33
Chien	10,0	250	0,025	40
Chat	2	100	0,050	20
Singe	5	250	0,050	20
Chien	10	750	0,075	13
Homme	60	1 500	0,025	40
Cochon ou mouton	60	2 400	0,040	25

- Description de l'algorithme

Avant d'appliquer les données pertinentes, il peut être nécessaire de les convertir dans l'unité adéquate : les doses N/LOAEL sont parfois données en ppm ou mg/m<sup>3</sup> et doivent être converties en unité de dose journalière. Cette conversion est expliquée ici :

<b>Nom par défaut</b>	ED <sub>10-inh,ca</sub> (cancérogène, inhalation)
<b>Autre nom</b>	Repère d'inhalation cancérogène chronique
<b>Représentation physique</b>	Mesure de l'effet cancérogène utilisée dans l'ACV, qui se base sur l'estimation probable maximale de la dose d'effet cancérogène par inhalation, et provoque un risque de 10 % au-dessus du risque de fond, soit affectant 10 % d'une population.
<b>Conditions</b>	-

<b>Méthode/Stratégie d'acquisition des données</b>	<p>Les corrélations suivantes peuvent permettre de déterminer un indicateur cancérigène ED<sub>10-inh,ca</sub> pour l'inhalation (en d'autres termes, les valeurs sélectionnées doivent se fonder sur cette voie d'exposition) en se basant sur un facteur de pente à faible dose réglementaire q1* (IRIS) ou sur des données animales de dosage biologique DT<sub>50-inh</sub> (dose tumeur médiane) :</p> $ED_{10-inh,ca} = 0,1 / (0,5 * q1^*)$ $ED_{10-inh,ca} = DT_{50-inh} / 25$ <p>Choisir entre l'utilisation de données aiguës ou chroniques reste une question scientifique non résolue : des recherches supplémentaires sont nécessaires car leurs corrélations ne sont pas évidentes, particulièrement pour les effets cancérigènes. Les données chroniques restent toutefois à privilégier.</p> <p>Conversion de la concentration en dose à partir de l'unité d'origine q1* 1/(mg/m<sup>3</sup>) en 1/(mg/kg<sub>masse corporelle</sub>*jour) : /20*70 (20 m<sup>3</sup>/jour - fréquence respiratoire quotidienne, 70 kg masse corporelle adulte moyenne)</p>
<b>Unité</b>	mg/kg <sub>masse corporelle</sub> *jour
<b>Spécification de l'unité</b>	dose quotidienne pour l'homme : prise quotidienne selon la masse corporelle
<b>Références de la propriété</b>	Crettaz P., Pennington D.W., Rhomberg L., Brand K., Jolliet O. (2002) : Assessing Human Health Response in Life Cycle Assessment using ED <sub>10s</sub> and DALYs - Part 1: Cancer Effects. Risk Analysis, vol. 22 (5), 931-946.

<b>Nom par défaut</b>	ED <sub>10-ing,ca</sub> (cancérigène, exposition orale)
<b>Autre nom</b>	Repère d'exposition orale cancérigène chronique
<b>Représentation physique</b>	Mesure de l'effet cancérigène utilisée dans l'ACV, qui se base sur l'estimation probable maximale de la dose d'effet cancérigène par exposition orale, et provoque un risque de 10 % au-dessus du risque de fond, soit affectant 10 % d'une population.
<b>Conditions</b>	-
<b>Méthode/Stratégie d'acquisition des données</b>	<p>Les corrélations suivantes peuvent permettre de déterminer un indicateur cancérigène ED<sub>10-ing,ca</sub> pour l'exposition orale (en d'autres termes, les valeurs sélectionnées doivent se fonder sur cette voie d'exposition) en se basant sur un facteur de pente à faible dose réglementaire q1* (IRIS) ou sur des données animales de dosage biologique DT<sub>50-ing</sub> (dose tumeur médiane) :</p> $ED_{10-ing,ca} = 0,1 / (0,5 * q1^*)$ $ED_{10-ing,ca} = DT_{50-ing} / 25$ <p>Choisir entre l'utilisation de données aiguës ou chroniques reste une question scientifique non résolue : des recherches supplémentaires sont nécessaires car leurs corrélations ne sont pas évidentes, particulièrement pour les effets cancérigènes. Les données chroniques restent toutefois à privilégier.</p>
<b>Unité</b>	mg/kg <sub>masse corporelle</sub> *jour
<b>Spécification de l'unité</b>	dose quotidienne pour l'homme : prise quotidienne selon la masse corporelle
<b>Références de la propriété</b>	Crettaz P., Pennington D.W., Rhomberg L., Brand K., Jolliet O. (2002) : Assessing Human Health Response in Life Cycle Assessment using ED <sub>10s</sub> and DALYs - Part 1: Cancer Effects. Risk Analysis, vol. 22 (5), 931-946.
<b>Nom par défaut</b>	ED <sub>10-inh,nea</sub> (non cancérigène, inhalation)
<b>Autre nom</b>	Repère d'inhalation non cancérigène chronique

<b>Représentation physique</b>	Mesure de l'effet non cancérogène utilisée dans l'ACV, qui se base sur l'estimation probable maximale de la dose d'effet non cancérogène par inhalation, et provoque un risque de 10 % au-dessus du risque de fond, soit affectant 10 % d'une population.
<b>Conditions</b>	durée du test ; espèces testées ; continuité du test ; conclusion du test
<b>Méthode/Stratégie d'acquisition des données</b>	<p>L'indicateur ED<sub>10-inh,nca</sub> est déterminé à l'aide des étapes de calcul suivantes :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Sélection appropriée d'une inhalation chronique ou subchronique (non aiguë !) NOAEL<sub>inh</sub> ou LOAEL<sub>inh</sub> pour les effets non cancérogènes (NOAEL<sub>inh</sub> de préférence) (exprimée en unité de base mg/kg<sub>masse corporelle</sub>*jour) selon l'avis expert d'une base de données révisée par des pairs, par exemple la dose NOAEL<sub>inh</sub>/LOAEL<sub>inh</sub> sous-jacente pour les seuils réglementaires tels que DJT/DJA (p. ex. : OMS), DR/CR (IRIS) ou la limite MRL (profils toxicologiques ATSDR, à ne pas confondre avec la limite MRL OMNIITOX).</li> <li>2. Conversion des ppm en mg/m<sup>3</sup> : <b>*masse moléculaire [unité : g/mol] /24,45</b></li> <li>3. Conversion de la concentration en dose, en changeant les mesures mg/m<sup>3</sup> en mg/kg<sub>masse corporelle</sub>*jour : <b>*20/70</b> (20 m<sup>3</sup>/jour - fréquence respiratoire quotidienne, 70 kg masse corporelle adulte moyenne)</li> <li>4. Correction pour NOAEL<sub>inh</sub>/LOAEL<sub>inh</sub> de subchronique à chronique lorsque nécessaire, selon un avis expert : <b>/3,3</b></li> <li>5. Correction dosimétrique pour l'extrapolation animal-homme NOAEL<sub>inh</sub>/LOAEL<sub>inh</sub>, lorsque nécessaire : rat-homme : <b>*2,1</b></li> <li>6. Correction pour l'exposition expérimentale discontinue (p. ex., exposition de seulement 5 jours/semaine et/ou 6 heures par jour), lorsqu'elle est connue : x jours d'exposition par semaine : <b>*x/7</b> y heures d'exposition par jour : <b>*y/24</b></li> <li>7. Des corrections supplémentaires peuvent être nécessaires lorsque des sources de données autres que celles répertoriées ci-dessus sont utilisées, selon un avis expert.</li> <li>8. Facteur de conversion NOAEL/LOAEL-ED<sub>10</sub> : NOAEL-ED<sub>10</sub> : <b>*1,5</b> LOAEL-ED<sub>10</sub> : <b>*0,3</b></li> </ol>
<b>Unité</b>	mg/kg <sub>masse corporelle</sub> *jour
<b>Spécification de l'unité</b>	dose quotidienne pour l'homme : prise quotidienne selon la masse corporelle
<b>Références de la propriété</b>	Pennington D.W., Crettaz P., Tauxe A., Rhomberg L., Brand K., Jolliet O. (2002) : Assessing Human Health Response in Life Cycle Assessment using ED <sub>10s</sub> and DALYs - Part 2: Non-Cancer Effects. Risk Analysis, vol. 22 (5), 947-963.

<b>Nom par défaut</b>	ED <sub>10-ing,nca</sub> (non cancérigène, exposition orale)
<b>Autre nom</b>	Repère d'exposition orale non cancérigène chronique
<b>Représentation physique</b>	Mesure de l'effet non cancérigène utilisée dans l'ACV, qui se base sur l'estimation probable maximale de la dose d'effet non cancérigène via l'exposition orale, et provoque un risque de 10 % au-dessus du risque de fond, soit affectant 10 % d'une population.
<b>Conditions</b>	durée du test ; espèces testées ; continuité du test ; conclusion du test
<b>Méthode/Stratégie d'acquisition des données</b>	<p>L'indicateur ED<sub>10-ing,nca</sub> est déterminé à l'aide des étapes de calcul suivantes :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Sélection appropriée d'une exposition orale chronique ou subchronique (non aiguë !) NOAEL<sub>ing</sub> ou LOAEL<sub>ing</sub> pour les effets non cancérigènes (NOAEL<sub>ing</sub> de préférence) (exprimée en unité de base mg/kg<sub>masse corporelle</sub>*jour) selon l'avis expert d'une base de données révisée par des pairs, par exemple la dose NOAEL<sub>ing</sub>/LOAEL<sub>ing</sub> sous-jacente pour les seuils réglementaires tels que DJT/DJA (p. ex. : OMS), DR/CR (IRIS) ou la limite MRL (profils toxicologiques ATSDR, à ne pas confondre avec la limite MRL OMNIITOX).</li> <li>2. Conversion des ppm en mg/m<sup>3</sup> : <b>*masse moléculaire [unité : g/mol] /24,45</b></li> <li>3. Conversion de la concentration en dose, en changeant les mesures mg/m<sup>3</sup> en mg/kg<sub>masse corporelle</sub>*jour : <b>*20/70</b> (20 m<sup>3</sup>/jour - fréquence respiratoire quotidienne, 70 kg masse corporelle adulte moyenne)</li> <li>4. Correction pour NOAEL<sub>ing</sub>/LOAEL<sub>ing</sub> de subchronique à chronique lorsque nécessaire, selon un avis expert : <b>/3,3</b></li> <li>5. Correction pour l'extrapolation animal-homme NOAEL<sub>ing</sub>/LOAEL<sub>ing</sub> : chien-humain : <b>/1,6</b> souris-homme : <b>/13</b> rat-homme : <b>/6</b></li> <li>6. Correction pour l'exposition expérimentale discontinuée (p. ex., exposition de seulement 5 jours/semaine et/ou 6 heures par jour), lorsqu'elle est connue : x jours d'exposition par semaine : <b>*x/7</b> y heures d'exposition par jour : <b>*y/24</b></li> <li>7. Des corrections supplémentaires peuvent être nécessaires lorsque des sources de données autres que celles répertoriées ci-dessus sont utilisées, selon un avis expert.</li> <li>8. Facteur de conversion NOAEL/LOAEL-ED<sub>10</sub> : NOAEL-ED<sub>10</sub> : <b>*1,5</b> LOAEL-ED<sub>10</sub> : <b>*0,3</b></li> </ol>
<b>Unité</b>	mg/kg <sub>masse corporelle</sub> *jour
<b>Spécification de l'unité</b>	dose quotidienne pour l'homme : prise quotidienne selon la masse corporelle
<b>Références de la propriété</b>	Pennington D.W., Crettaz P., Tauxe A., Rhomberg L., Brand K., Jolliet O. (2002) : Assessing Human Health Response in Life Cycle Assessment using ED <sub>10s</sub> and DALYs - Part 2: Non-Cancer Effects. Risk Analysis, vol. 22 (5), 947-963.

L'indicateur  $ED_{10-inh,ca}$  pour l'**inhalation cancérigène** est calculé avec l'équation suivante :

$$ED_{10-inh,ca} = \frac{0,1}{0,5 \cdot q1^{*inh}}$$



où une valeur  $q1^{*}_{inh}$  est disponible pour l'exposition par inhalation. Sinon, l'indicateur  $ED_{10-inh,ca}$  peut être défini à l'aide d'une valeur  $DT_{50-inh}$  pour l'exposition par inhalation en appliquant cette formule :

$$ED_{10\ inh,ca} = \frac{DT_{50-inh}}{25}$$

L'indicateur  $ED_{10-ing,ca}$  pour l'**ingestion cancérigène** est calculé de la même manière mais en utilisant une valeur  $q1^{*}_{ing}$  ou  $DT_{50-ing}$  pour l'exposition par ingestion.

L'indicateur  $ED_{10-inh,nca}$  pour l'**inhalation non cancérigène** est calculé avec l'équation suivante :

$$ED_{10\ inh,nca} = \frac{NOAEL_{inh,nca} \cdot Cor_{discont\ exp\ jour} \cdot Cor_{discont\ exp\ heures} \cdot CONVNOAEL_{10} \cdot Cor_{an-h,inh}}{Cor_{sc-c}}$$

où une valeur  $NOAEL_{inh,nca}$  est disponible pour l'exposition par inhalation. Sinon, l'indicateur  $ED_{10-inh,nca}$  peut être défini à l'aide d'une valeur  $LOAEL_{inh,nca}$  pour l'exposition par inhalation en appliquant cette formule :

$$ED_{10\ inh,nca} = \frac{LOAEL_{inh,nca} \cdot Cor_{discont\ exp\ jour} \cdot Cor_{discont\ exp\ heures} \cdot CONVLOAEL_{10} \cdot Cor_{an-h,inh}}{Cor_{sc-c}}$$

L'indicateur  $ED_{10-ing,nca}$  pour les **effets non cancérigènes par ingestion** est calculé comme suit :

$$ED_{10\ ing,nca} = \frac{NOAEL_{ing,nca} \cdot Cor_{discont\ exp\ jour} \cdot Cor_{discont\ exp\ heures} \cdot CONVNOAEL_{10}}{Cor_{sc-c} \cdot Cor_{an-h,ing}}$$

où une valeur  $NOAEL_{ing,nca}$  est disponible pour l'exposition par inhalation. Sinon, l'indicateur  $ED_{10-ing,nca}$  peut être défini à l'aide d'une valeur  $LOAEL_{ing,nca}$  pour l'exposition par inhalation en appliquant cette formule :

$$ED_{10\ ing,nca} = \frac{LOAEL_{ing,nca} \cdot Cor_{discont\ exp\ jour} \cdot Cor_{discont\ exp\ heures} \cdot CONVLOAEL_{10}}{Cor_{sc-c} \cdot Cor_{an-h,ing}}$$