

Version mise en ligne le 28 mars 2013

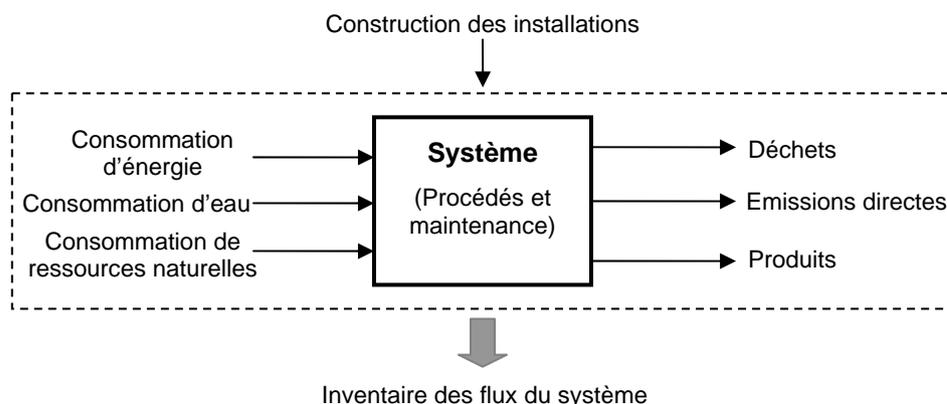
## Présentation de la méthodologie d'Analyse du Cycle de Vie (ACV)

1. Définition de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) .....	1
2. Principes d'application de l'ACV aux matériaux naturels et alternatifs .....	6
3. Les sources d'émission à prendre en compte .....	6
4. Application aux matériaux neufs et alternatifs .....	7
5. Méthodes de partage des flux et des impacts entre plusieurs produits .....	10
6. Indicateurs d'impacts environnementaux .....	12
7. Eco-comparateurs pour l'évaluation des infrastructures.....	15
8. Bibliographie.....	16
9. Auteurs et relecteurs .....	17

### 1. Définition de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV)

#### 1.1. Objet de la méthode

L'analyse du cycle de vie est une méthode d'évaluation des flux et des impacts environnementaux d'un système. Ce système comprend à la base l'ensemble des processus de production de matériaux, de construction d'ouvrages ou de travaux de génie civil, d'utilisation et d'élimination d'un produit ou d'un service, c'est-à-dire des étapes de son cycle de vie. Cette méthode consiste à réaliser un bilan quantifié des flux de matière et d'énergie entrant et sortant des frontières du système défini, illustré par la Figure 1. Selon l'objectif de l'étude ACV réalisée, le système peut être : réduit aux seuls processus de production, de construction ou de travaux ; étendu aux processus de construction des installations selon descriptif en figure 1. Outre les consommations d'énergie et d'eau, ainsi que celle des ressources permettant la transformation de matière, des émissions dans l'air, l'eau ou le sol et la production de déchets peuvent avoir lieu à chaque étape du cycle de vie



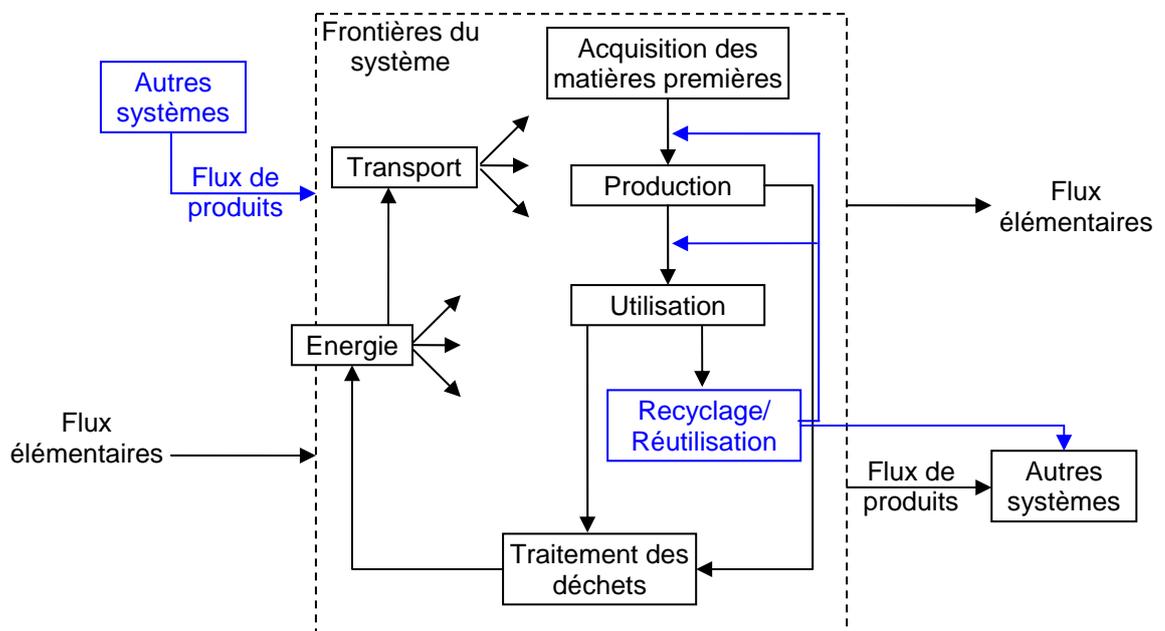
**Figure 1 : Entrants et sortants d'un système, d'après (Chen, 2009)**

#### 1.2. Unité fonctionnelle : l'unité de référence

Chaque étude est réalisée pour une unité fonctionnelle choisie, c'est-à-dire pour une « performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence » (ISO 14040, 2006). Il s'agit par exemple de se référer à une fonction assurée pendant une durée de vie définie. Dans le cas des infrastructures de génie civil, la durée de vie se ramène à une durée de service, et la notion de fin de vie n'est pas forcément prise en compte. Le lecteur peut se reporter utilement en matière d'infrastructures au guide méthodologique proposé par le groupe « infrastructures » de l'OEET (Observatoire Environnement, Energie, Transport) – (OEET, 2011). Il s'agit d'un flux de référence exprimé en une unité de comptage adaptée au produit (1 m<sup>3</sup> de béton, 1 t de granulats produits...). Les conditions de réalisation du produit doivent être précisées également (emballage, accessoires de pose, taux de chute, entretien et remplacement...).

### 1.3. Frontières du système

Les frontières du système considéré doivent être clairement posées : jusqu'où remonte-t-on dans le cycle de vie, quels produits ou coproduits sont considérés, quels sont les scénarii de devenir des déchets...



Légende: sujets développés plus spécifiquement dans la dimension ACV du site OFRIIR (recyclage, passages de produits entre plusieurs systèmes...)

**Figure 2: Exemple de système d'après ISO 14040, 2006**

Cette définition de frontières permettra d'identifier les flux de matière et d'énergie à prendre en compte pour chaque étude. Par exemple, la Figure 2 présente un système dans lequel on s'intéresse à la production d'un produit, obtenu à partir de plusieurs matières premières. Le devenir des éventuels coproduits et la production d'énergie peuvent être exclus de ce système, ce qui signifie que leurs flux ne seraient pas considérés.

### 1.4. Etapes de réalisation d'une ACV

Une ACV se décompose en 4 étapes (figure 3) . Elles ne sont pas toutes forcément réalisées, certains travaux s'arrêtent au stade de l'Inventaire du Cycle de Vie (ICV).

- La définition des objectifs de l'analyse et du champ d'étude, ce qui inclut notamment les notions de fonctions du produit et d'unité fonctionnelle ;
- l'inventaire du cycle de vie (ICV) et son analyse, c'est-à-dire le recensement de tous les flux entrants, internes et sortants du système. Cela comprend les substances émises et leurs quantités ;
- l'évaluation des impacts du cycle de vie, qui permet de relier l'inventaire à des impacts identifiés ;
- l'interprétation des résultats, qui permet de tirer des conclusions et d'indiquer les limites du travail.

Différents commentaires sur ces étapes peuvent être faits :

Etape 1 : La définition des objectifs et du champ de l'étude permet d'explicitier précisément les procédés et fonctions opérationnelles étudiés, en fixant notamment les frontières du système étudié. Cette partie permet aussi de définir l'unité fonctionnelle qui sert de base d'évaluation. Cette étape est définie *a priori*, avant le lancement de l'étude, et n'est pas modifiée par la suite. Elle peut comporter une décomposition du système étudié en plusieurs sous-systèmes, chaque sous-système étant lui-même un ensemble de procédés.

Etape 2 : L'Inventaire de Cycle de Vie (ICV), consiste, à partir d'un bilan matière, à répertorier et à quantifier les flux de consommations et de rejets, entre les différents sous-systèmes identifiés dans le cadre de l'étude, et entre l'intérieur et l'extérieur du système. La norme précise que la gamme des flux à prendre en compte n'est pas forcément exhaustive, mais que les choix doivent être le fruit d'un compromis entre une bonne représentativité environnementale et un coût économique raisonnable. Les flux pris en compte doivent être clairement décrits et justifiés, ainsi que les flux éventuellement écartés. La norme ne précise pas les méthodes à mettre en œuvre pour quantifier les flux.

Etape 3 : L'évaluation des impacts sur l'environnement consiste à traduire les flux élémentaires recensés en impacts sur l'environnement à l'aide d'indicateurs. Les indicateurs quantitatifs sont privilégiés. La notion d'impact recouvre aussi bien des aspects positifs que négatifs pour l'environnement. Cette étape est nécessaire pour synthétiser les multiples valeurs de flux recensées, en un nombre plus réduit de données représentant les effets potentiels sur l'environnement. L'évaluation des impacts reste un sujet de recherche actif au niveau scientifique international. La méthodologie d'évaluation à suivre n'est donc pas imposée par les normes ISO 14040 :2006 et 14044 :2006, qui donnent simplement un cadre. Les différentes méthodes de calcul des impacts existantes sont fondées sur les connaissances scientifiques du moment et sont par conséquent susceptibles d'évolutions très significatives [SETAC, 1998].

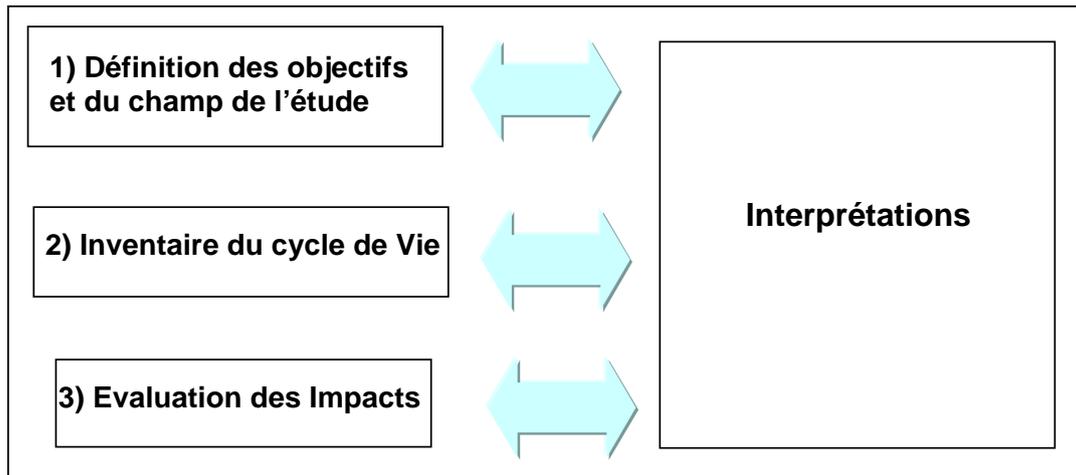


Figure 3: Etapes générales de l'Analyse du Cycle de Vie

Le choix de la méthode d'évaluation des impacts, schématisée sur la Figure 4 est donc éminemment dépendant des objectifs de l'étude [SETAC, 1993]. Quelle que soit la méthode choisie, la première étape consiste nécessairement à définir une liste de catégories d'impacts pertinentes à prendre en compte dans le cadre de l'étude spécifique d'ACV en cours. Ce choix effectué, la démarche à suivre pour parvenir au calcul des indicateurs relatifs à chacune des catégories d'impacts se décompose en quatre phases, qui sont exposées brièvement en figure 4. Il en ressort les points ci-dessous :

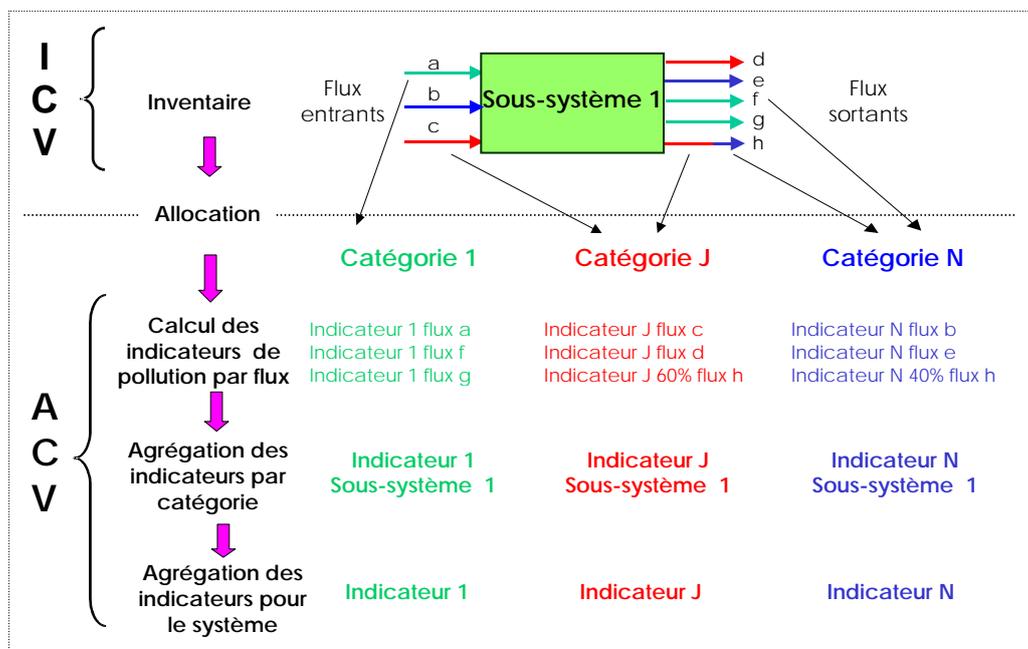


Figure 4 : étapes de la méthode d'évaluation des impacts

1/ *Phase d'allocation des flux* les flux recensés lors de l'inventaire sont affectés aux différentes catégories suivant les règles suivantes :

- 🌍 tous les flux doivent être affectés à au moins une catégorie d'impacts,
- 🌍 un flux peut être affecté à plus d'une catégorie d'impact, la quantification de la contribution du flux en question à chaque impact doit se faire en évitant toute redondance.

L'allocation des différents flux à une ou plusieurs catégories d'impact est une étape déterminante sur les résultats finaux. Elle doit faire l'objet d'une réflexion et s'appuyer sur une recherche bibliographique pour chacun des flux, et doit être précisément décrite, concernant notamment les hypothèses utilisées.

2/ *Phase de calcul des indicateurs par flux* l'indicateur d'impact permettant de quantifier la contribution spécifique de chaque flux affecté à la catégorie d'impact considérée est défini, puis calculé pour chaque flux.

3/ *Phase d'agrégation par catégorie* les contributions de chaque flux à chaque indicateur sont agrégées pour chaque sous-système du système global considéré.

4/ *Phase d'agrégation des indicateurs pour le système* les indicateurs de chaque catégorie d'impact sont calculés pour le système complet par agrégation des indicateurs par sous-systèmes.

Les données d'ACV disponibles sur le site OFRIIR traitent de ces étapes, dans la limite des connaissances actuelles et des données disponibles. Le manque de données constitue actuellement le verrou majeur aux évaluations dans le domaine du génie civil.

Concernant l'inventaire de flux, les données peuvent être de deux types : des données génériques, qui correspondent à des données moyennes (par exemple la production d'électricité en Europe ou en France), et des données spécifiques, qui correspondent par exemple à une technologie ou à une mise en œuvre particulière. L'utilisation de ces différentes données peut aboutir à des résultats d'indicateurs différents. Des données spécifiques sont notamment utilisées quand un industriel a investi dans des processus plus propres.

## 2. Principes d'application de l'ACV aux matériaux naturels et alternatifs

Dans le cadre d'OFRIIR, les analyses du cycle de vie sont réalisées pour des infrastructures de génie civil. Nous nous intéressons plus particulièrement à l'étape amont à la construction/entretien d'une infrastructure et qui est relative à la production des matériaux, qu'il s'agisse de matériaux naturels ou recyclés.

Les données sur le cycle des matériaux doivent être connues pour être intégrées dans l'ACV des ouvrages de génie civil qui les utilisent. Une distinction est faite entre deux points pratiques à la conduite d'une ACV pour les infrastructures qui utilisent des matériaux recyclés: le système de production du matériau et le système d'utilisation de ce matériau dit alternatif. Pour simplifier, l'étape amont est désignée sous l'appellation de système « matériau » (Chen, 2009). Par ailleurs, le calcul des impacts potentiels des matériaux recyclés en phase d'utilisation est en lien avec leur relargage potentiel en service.

L'effort de collecte de données d'OFRIIR porte plus particulièrement sur ces points.

La Figure 5 propose un découpage assez fin des étapes du cycle de vie d'un matériau alternatif au cours de sa 2ème vie ou de vies ultérieures. Ceci pose problème pour les impacts locaux, tant d'un point de vue spatial que temporel, tels que l'écotoxicité ou la toxicité. L'absence de spatialisation constitue d'une limite de l'ACV pour ces types d'impacts.

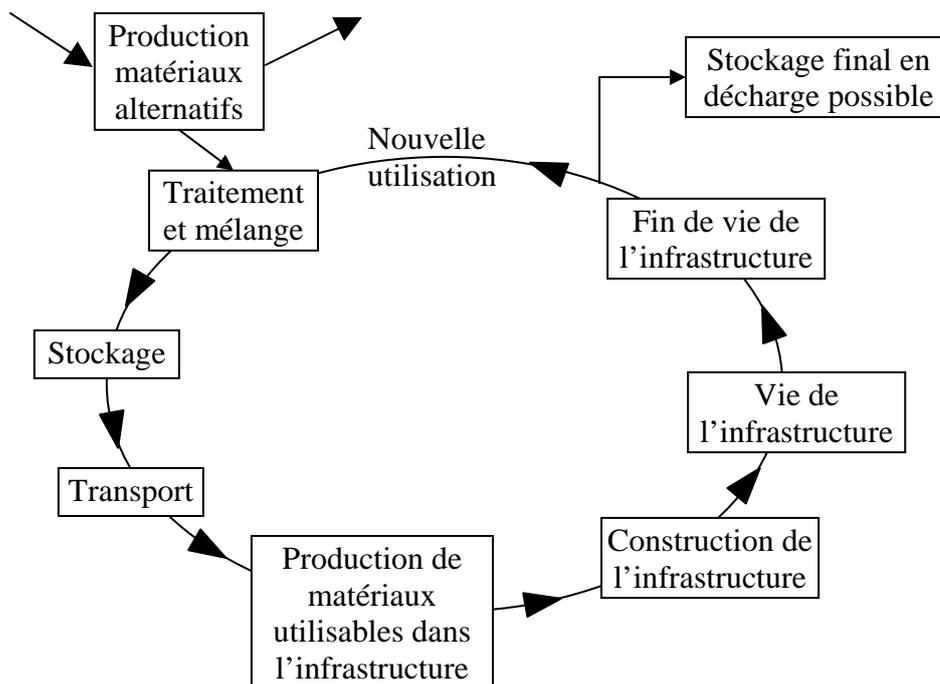


Figure 5 : Cycle de vie d'un matériau alternatif (d'après RMRC, 2004)

## 3. Les sources d'émission à prendre en compte

Le Tableau 1 montre les mécanismes d'émission pouvant se produire à chaque étape du cycle de vie du matériau (production, utilisation). Ces émissions sont potentiellement à l'origine d'impacts sur l'environnement et la santé qui sont estimés selon la méthodologie ACV grâce à des indicateurs. Ces derniers disposent de

différentes méthodes de calcul. Les émissions se produisent à des moments et dans des lieux différents, comme l'illustre notamment la Figure 5.

**Tableau 1 : Chemins d'exposition en rapport avec les infrastructures routières (d'après RMRC, 2004))**

<b>Etapes</b>	<b>Mécanismes d'émission</b>	<b>Milieu</b>
Stockages Traitement (criblage, concassage, séchage) et mélange Transports Mise en place Fin de vie (démolition, recyclage)	<b>Directe</b> poussières fugitives, particules d'abrasion et sources ponctuelles d'émissions de particules	Dispersion dans l'air Environnements professionnels et ambiants
	<b>Indirecte</b> Déposition des émissions dans l'air	Autres media (sol, eau)
Traitement (séchage)	<b>Directe</b> Dispersion de substances volatiles	Air : environnements professionnels et ambiants
	<b>Indirecte</b> Condensation and déposition	Autres media (sol, eau)
Stockage Vie de l'infrastructure Fin de vie	<b>Directe</b> Lixiviats (ruissellement) contenant des composés solubles ou des particules	Eaux de surface et souterraines
	<b>Indirecte</b> Déposition et absorption	Autres media (sol, sédiments)
Stockage Vie de l'infrastructure Fin de vie	<b>Directe</b> Lixiviation de composés solubles	Eaux souterraines et de surface
	<b>Indirecte</b> Déposition et absorption	Autres media (sol)

## 4. Application aux matériaux neufs et alternatifs

### 4.1. Disponibilité des données ICV

Deux questions se posent au sujet des données d'ICV d'un matériau : ces données sont elles disponibles ? ces données sont-elles génériques au plan international ou spécifiques à un pays en raison du procédé industriel de production ou encore locales à une région ?

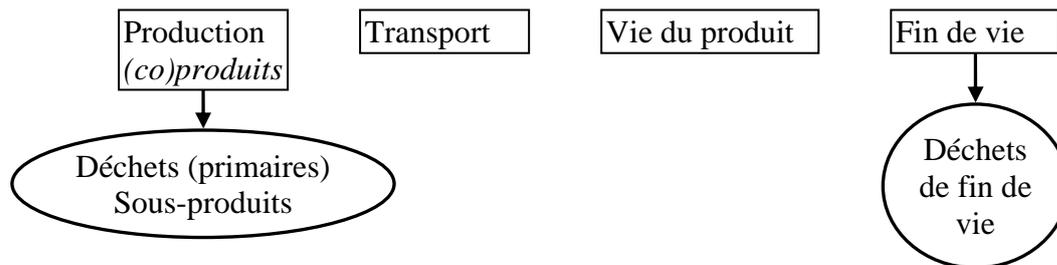
Pour les matériaux naturels différentes bases de données internationales gratuites ( ELCD, 2003, 2011) ou payantes (Ecoinvent) fournissent des données d'ICV de certains matériaux utilisés dans le génie civil.

Tableau 2 : récapitulatif des données d'inventaires disponibles pour les matériaux neufs et alternatifs utilisés pour les infrastructures

Pour les matériaux alternatifs, les données d'ICV le plus souvent prises en compte correspondent aux procédés de l'étape de traitement. Néanmoins, les

émissions lors des autres étapes (mise en place, vie et fin de vie de l'installation...) peuvent être non négligeables.

La Figure 6 illustre les étapes d'un cycle de vie et montre quand des déchets sont produits. Deux situations peuvent être identifiées : 1) les sous-produits et les déchets d'une production qu'on appelle primaire (par exemple les laitiers d'aciérie pour la production d'acier ou les cendres volantes de charbon pour la production d'énergie thermique) et 2) les déchets liés à la fin de vie d'un premier produit (par exemple les matériaux de démolition ou encore les pneus usés).



**Figure 6 : Etapes d'un cycle de vie et localisation des déchets**

La réglementation française (Code de l'Environnement, 2011) et européenne (Directive cadre Déchets, 2008) permet de faire la distinction entre un statut de [déchet] et celui de [sous-produit]. Selon ce statut, le matériau alternatif auquel on s'intéresse ne sera pas systématiquement abordé de la même manière en ACV. Trois scénarii se présentent dans le système d'utilisation du matériau : pas d'utilisation, recyclage des déchets et utilisation de déchets issus d'une production primaire (sous-produits).

#### 4.2. Déchets non utilisés : stockage en décharge

La Figure 7 présente le système de production primaire, qui est à l'origine de la production de matériaux qui nous intéressent (laitiers, sables de fonderie...). En absence de recyclage, les déchets sont envoyés en centre de stockage ce qui induit différents impacts.

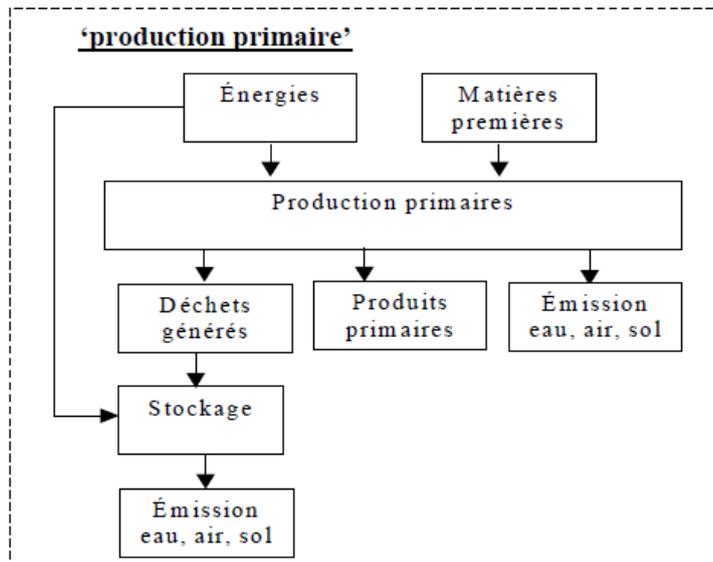


Figure 7 : Frontière du système détaillé pour le système de production primaire (Chen, 2009)

L'inventaire des flux du système défini peut donc être présenté ainsi :

$$F_{\text{produit\_final}} = F_{\text{procédé\_primaire\_total}} + F_{\text{stockage\_déchet}}$$

Où :

$F_{\text{produit\_final}}$  : représente l'inventaire des flux globaux pour une unité de produit primaire

$F_{\text{Procédé\_primaire\_total}}$  : représente l'inventaire des flux pour la production primaire d'une unité de produit primaire

$F_{\text{stockage\_déchet}}$  : représente l'inventaire des flux pour le stockage final des déchets générés en même temps

Dans cette approche, tous les flux sont attribués au(x) produit(s) primaire(s). Le système inclut le devenir des déchets. Les impacts quantifiés par les indicateurs proviennent donc à la fois de la production primaire et du stockage des déchets induits par celle-ci. Cette prise en compte des flux liés à la mise en décharge des déchets est importante pour une quantification juste des flux liés à la production.

#### 4.3. Utilisation de déchets et de sous-produits

Quand les déchets sont recyclés, les flux liés au stockage de déchet n'apparaissent plus dans le calcul des flux de la production primaire. Cette fois-ci on ne s'intéresse cependant plus à ce système, mais à celui du sous-produit (ou déchet). Ce dernier est tout d'abord traité pour remplir sa fonction, par exemple par

concassage et criblage. Il est ensuite stocké et transporté. D'une manière générale, l'équation suivante décrit les flux correspondant à un matériau :

Flux matériau = Flux de production + Flux traitement + Flux transport

Il existe plusieurs méthodes pour prendre en compte le recyclage. Chaque situation pouvant être différente, des choix spécifiques doivent être réalisés et aucune méthode ne fait consensus (NF P01-010, 2004; AFNOR Normalisation, 2008).

## 5. Méthodes de partage des flux et des impacts entre plusieurs produits

### 5.1. Principes

Dans les situations où plusieurs produits sont issus d'un processus, les flux liés à cette production sont répartis entre les différents coproduits. Cette répartition est appelée allocation. Or, la norme ISO 14044 (2006), reprise par la norme NF P01 010 (2004), préconise d'éviter autant que possible les allocations. Ainsi, quand cela est possible, la première option consiste à étendre les frontières du système de manière à inclure tous les produits (co-produits et sous-produits). Quand il est impossible d'éviter les allocations, il est recommandé de privilégier une affectation reflétant les relations physiques entre les produits (allocation massique des flux), plus stable qu'une répartition sur la base économique. Enfin, une allocation sur d'autres bases (économique, énergétique...) peut être envisagée si les précédentes approches sont inapplicables (ISO 14040, 2006 ; Chen *et al.*, 2010). Les modes d'allocation massiques et économiques sont détaillés dans le site. On parle de circuit ouvert dans la majorité des situations concernées par le site OFRIR, ce qui signifie qu'on utilise les déchets et sous-produits dans un système différent de celui qui les a produits, avec des propriétés différentes.

Il est parfois considéré qu'aucun flux ne doit être affecté à un déchet pour sa production (Mroueh *et al.*, 2000). Cette assertion est valable sans discussion quand le déchet n'est pas utilisé, avec une valeur économique égale à zéro. Ceci correspond à des coefficients d'allocation nuls. Or, dans le cas des sous-produits, pour lesquels il existe une demande, cette hypothèse est remise en question (ISO 14040, 2006 ; Bio Intelligence Service, 2008).

Concernant la prise en compte du recyclage en ACV, deux méthodes sont principalement utilisées : la méthode des stocks et la méthode des impacts évités. Ces dernières seront présentées et illustrées aux paragraphes 5.3 et 5.4.

### 5.2. Méthodes d'allocation

#### 5.2.1. Allocation massique entre co et sous-produits

Le coefficient est calculé avec la masse finale de chaque produit et co-produit, selon la formule suivante :

$$C_m = \frac{m_{\text{co-produit}}}{m_{\text{produit}} + m_{\text{co-produit}}}$$

avec

- $C_m$  : coefficient d'allocation massique
- $m_{\text{produit}}$  et  $m_{\text{co-produit}}$  : masse totale du produit et du coproduit

Ce mode d'allocation attribue une importance identique aux deux produits ; il s'agit alors de coproduits. Cette méthode a déjà été utilisée dans le cas de l'utilisation des laitiers en sous-couche routière (Sayagh, 2007).

#### 5.2.2. Allocation économique : variations avec fluctuations du marché

Le coefficient est calculé avec le prix du marché de chaque produit et sous produit, selon la formule suivante (Chen *et al.*, 2010) :

$$C_e = \frac{(\$m)_{\text{sous-produit}}}{(\$m)_{\text{produit}} + (\$m)_{\text{sous-produit}}}$$

avec

- $C_e$  le coefficient d'allocation économique
- \$ : le prix unitaire des produits
- m : la masse totale des produits

Ce mode d'allocation prend en compte la différence d'appréciation que le producteur a de ses deux produits. L'allocation est faite selon l'importance relative des deux produits dans le chiffre d'affaire du producteur. Une importance relative très faible du sous-produit le rapprochera du statut de déchet, alors qu'une importance plus forte le rapprochera du statut de coproduit. Dans les cas extrêmes, où les revenus issus de la vente des sous-produits amènerait plus d'argent que la vente des produits initiaux, on pourrait considérer le sous-produit comme le produit effectif du procédé de production. Au contraire, si ce sous-produit est un déchet dont le stockage sur site est absolument impossible, au point de payer pour l'évacuer, le coefficient d'allocation sera alors négatif entraînant un impact négatif pour l'industrie qui valorisera ce produit.

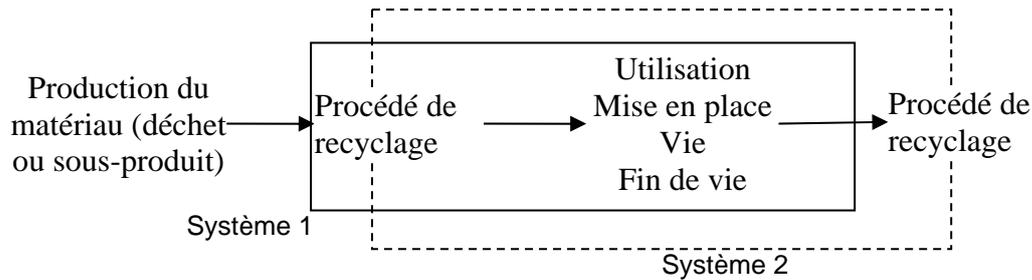
Le coefficient d'allocation ainsi défini varie donc en fonction du prix accordé par les marchés aux différents produits.

#### 5.2.3. Application aux coproduits, sous-produits et déchets

Les allocations de flux sont parfois utilisées pour les coproduits (Sayagh, 2007 ; Sayagh *et al.*, 2010). Les déchets et les sous-produits qui leurs sont assimilés dans la réglementation ne se voient affectés aucun impact (coefficient d'allocation nul) d'après les préconisations de la norme NF P01 - 010. D'après la réglementation européenne, le statut de sous-produits correspond à la situation où aucune modification ni transformation n'a été réalisée pour optimiser leur production. Il semble que cette situation ne permette pas d'effectuer une évaluation systémique homogène d'un matériau alternatif issu de l'élaboration d'un déchet par rapport à un matériau neuf. Les données mises à disposition dans OFRIIR visent notamment à mettre en balance la production et le stockage d'un déchet, son élaboration pour une 2<sup>ème</sup> vie, et celle d'un matériau neuf auquel il se substituerait, ceci afin de donner un éclairage global du recyclage.

### 5.3. Méthode des stocks

Dans le cas du recyclage, on considère que le matériau alternatif est stocké au moment où différentes options se présentent pour son devenir (NF P01 010, 2004 ; Lasvaux, 2010). Il peut s'agir ici du centre de recyclage, situé en amont ou en aval du cycle de vie étudié, comme illustré par la Figure 8.



**Figure 8 : Méthode des stocks et partage des flux**

Les flux liés au procédé de recyclage peuvent être affectés totalement ou en partie au cycle amont (production) ou au cycle aval (utilisation). Ceci permet de répondre aux questions de répartition des bénéfices liés à la valorisation matière des déchets ou des sous-produits.

Lasvaux (2010) a choisi d'affecter les flux du procédé de recyclage uniquement en production (système 1 de la Figure 8), mais indique l'autre possibilité qui serait de répartir ces flux à 50 % au système amont (en fin de vie) et à 50 % au système aval (en production) (système 2 de la Figure 8).

#### 5.4. Méthode des impacts évités

Cette approche appartient aux méthodes de substitution. Elle suppose que le recyclage permet d'éviter l'utilisation des procédés de production de la matière première vierge. On considère ainsi qu'il existe un matériau totalement neuf (vierge) et un matériau totalement recyclé. Le recyclage est alors perçu comme source d'économie de flux, ces derniers pouvant donc être soustraits des flux à prendre en compte, comme le montre l'équation suivante. Les flux évités résultent en impacts évités.

Flux matériau = Flux de production + Flux traitement + Flux transport – Flux évités

En dehors des économies de matière première, Chen (2009) a utilisé cette approche en considérant que le recyclage permettait d'éviter les flux qui auraient résulté du stockage en décharge.

Cette approche est plus sensible au risque de comptage multiple de flux et de leur affectation entre les cycles amont (production primaire) et aval (utilisation). Il faut veiller particulièrement au respect de la loi de conservation des masses (Chen *et al.*, 2010). Il faut noter par ailleurs que le travail est généralement réalisé sur des systèmes à différentes échelles, depuis le système « matériau » au système « infrastructure ».

Concernant le stockage en décharge, la qualité des données d'inventaire actuellement disponibles n'est pas certaine. La prise en compte de flux non tangibles risque donc d'introduire des incertitudes et représente un obstacle à la transparence.

Le principal intérêt de cette approche est qu'en diminuant les flux liés au matériau, elle favorise le recyclage.

## 6. Indicateurs d'impacts environnementaux

### 6.1. Généralités sur les méthodes de calculs

Pour définir les impacts sur l'environnement, ces derniers sont classés en catégories d'impact pour lesquelles un ou plusieurs indicateurs d'impact sont proposés. Leur évaluation suit les relations de cause à effet entre une émission et l'impact ou les impacts auxquels elle contribue. Selon le positionnement dans la chaîne de causalité des impacts qu'elles prennent en compte, les méthodes de calcul des impacts environnementaux se répartissent entre deux approches : l'approche « problème » qui concerne des impacts dits intermédiaires en lien avec les sources d'émission et l'approche « dommages » qui vise à évaluer des effets sur des cibles finales. Les paragraphes suivants détaillent ces approches et les indicateurs qu'elles utilisent. Quelle que soit l'approche suivie, les catégories sont définies de manière à éviter les redondances et à prendre en compte tous les impacts. Il n'existe pas de classement unique des impacts, chaque méthode ayant posé ses propres définitions et ses indicateurs d'impact.

Pour chaque catégorie d'impacts, un ou plusieurs indicateurs sont disponibles selon la méthode considérée. Un indicateur d'impact correspond généralement à la somme des produits des émissions des polluants contribuant à l'impact par un facteur de caractérisation propre à chaque polluant. Les émissions de polluants correspondent au flux contenus dans l'inventaire. Chaque polluant peut contribuer à une ou à plusieurs catégories d'impact. Un facteur de caractérisation est un facteur de pondération qui permet de quantifier la contribution d'un polluant à une catégorie d'impact. L'équation suivante présente la forme générale des indicateurs :

$$\text{Indicateur}_i = \sum_p \text{Emissions}_p \times FC_{i,p}$$

Avec  $i$  la catégorie d'impact,  $p$  le polluant et  $FC_{i,p}$  le facteur de caractérisation du polluant  $p$  pour la catégorie d'impact  $i$ .

## 6.2. Indicateurs d'impacts intermédiaires

Dans l'approche problème (par exemple CML 2002 et EDIP), les principales catégories d'impact sont les suivantes :

- Consommation de ressources (matières premières, énergie...)
- réchauffement global (Émissions de gaz à effet de serre )
- Déplétion de l'ozone stratosphérique
- Oxydation photochimique
- Acidification
- Eutrophisation
- Transformation du territoire (impact sur le paysage, consommation d'espace...)
- Toxicité
- Écotoxicité

Certaines catégories d'impact font peu à peu consensus, comme par exemple le réchauffement global en lien avec les émissions de gaz à effet de serre ou encore l'acidification ou l'eutrophisation. Il faut, de plus, faire attention aux catégories d'impact utilisées pour éviter le risque de multi-comptage d'un impact (exemple : consommation d'énergie et émissions de gaz à effet de serre) ou au contraire d'un

oubli. De même qu'une catégorie d'impact peut être définie de plusieurs manières, différents indicateurs peuvent être proposés par catégorie d'impact. Selon les méthodes de calcul implémentées dans les logiciels d'ACV des coefficients peuvent

### 6.3. Indicateurs de dommages

Dans l'approche dommages, les trois catégories d'impacts correspondent aux cibles finales définies. Ces dernières sont généralement la santé humaine, les écosystèmes et les ressources non renouvelables. Ceci présente l'avantage de montrer plus clairement les impacts des chaînes de causalité et de réduire le nombre d'indicateurs présentés. Cependant, l'évaluation des différentes chaînes de causalité peut être difficile. Le calcul des impacts est entouré d'une incertitude plus importante avec les différents mécanismes mis en jeu.

Certaines méthodes, comme Ecoindicator99, proposent une approche mixte, comportant à la fois des indicateurs pour des impacts intermédiaires et pour des indicateurs finaux.

Les indicateurs proposés sont de qualité variable. Les mieux acceptés correspondent à ceux qui disposent d'une bonne validité scientifique, comme par exemple le potentiel de réchauffement global, au contraire des indicateurs de toxicité ou d'écotoxicité qui sont encore le sujet de nombreux travaux.

Le choix des catégories et des indicateurs dépend à la fois des flux du système étudié et de la qualité de l'inventaire. En effet, la validité et la fiabilité du résultat dépendent des données d'entrée. Par exemple, dans le cas des gaz à effet de serre, les principaux polluants sont identifiés et généralement inclus de manière satisfaisante dans les ICV, alors que ce n'est pas le cas de la toxicité humaine et de l'écotoxicité pour lesquelles de très nombreuses substances sont en causes. Les impacts du cycle de vie des produits sur ces dernières catégories ne bénéficient donc pas toujours de la même confiance que les autres. Ainsi, les indicateurs pertinents dépendent des données disponibles dans les inventaires.

### 6.4. Recherches en cours sur les impacts et les inventaires

Actuellement, les principaux travaux portent sur l'amélioration des indicateurs, tant sur leur incertitude que sur la fiabilité de leur calcul, et le remplissage des inventaires pour les rendre les plus exhaustifs possible. La fiabilité des résultats des indicateurs dépend très fortement de la qualité de l'inventaire : si les flux sont entourés d'une grande incertitude, celle-ci se répercutera sur les résultats. Ce travail de complexification s'oppose cependant à une utilisation facile des ACV. Dans le cadre du développement de leur outil d'ACV pour les bâtiments, le CSTB a conduit des travaux de simplification via des méthodes statistiques. Ceci concerne à la fois le nombre d'indicateurs, en déterminant les indicateurs redondants, et les flux responsables de la majorité de l'impact calculé (Lasvaux, 2010). Selon le degré de fiabilité désiré (75% de l'impact par exemple), un nombre de flux limité (autour 10) a pu être identifié pour chaque indicateur.

L'utilisation d'inventaires différents conduit à des résultats différents en valeur. Les ordres de grandeur entre les différents impacts peut être ou non respectés, et les ordres de classements de scénarios peuvent être modifiés. Ainsi, une solution préconisée en utilisant des données issues d'un inventaire ne serait par forcément la même qu'en utilisant une autre source.

Un autre problème posé par les inventaires pour calculer des indicateurs intervient quand on veut utiliser des données de différents formats, par exemple Ecoinvent qui comprend 1109 flux élémentaires et celui de la norme P01-010 entre 150 et 160 flux élémentaires et intermédiaires (Lasvaux, 2010). Comme il n'existe pas de liste de flux consensuelle, on peut considérer que l'utilisation de différentes bases de données nécessitera de fixer une liste de flux de référence et de transposer les autres flux. Le passage de l'inventaire Ecoinvent à un format proche de celui de la norme P01-010 a été réalisé par Lasvaux (2010). Certains flux sont identiques entre les inventaires, d'autres ont fait l'objet de regroupements (par exemple les composés organiques chlorés) et certains ont été supprimés. L'agrégation de flux n'est pas recommandée mais est nécessaire à la simplification d'un inventaire. Il faudrait cependant bien définir et préciser ce qui est inclus dans chaque catégorie, par exemple quelles sont les espèces chimiques considérées quand on parle de composés organiques volatils. Dans l'absolu, les méthodes de mesures pourraient être précisées.

## 7. Eco-comparateurs pour l'évaluation des infrastructures

Outre des logiciels ACV commercialisés à large spectre destinés à l'évaluation des produits et ne comportant pas nécessairement de données d'ICV pour les matériaux de génie civil, différents logiciels métier ont vu le jour ces dernières années.

Ces différents éco-comparateurs ont été développés pour réaliser l'analyse du cycle de vie des infrastructures routières. Les principaux identifiés sont présentés dans le Tableau 2, ainsi qu'un logiciel développé pour les bâtiments.

**Tableau 2 : Principaux éco-comparateurs pour la construction d'infrastructures routières et de bâtiments.**

	Développeur	Indicateurs suivis	Source des données	Sorties	Accessibilité / Contact
<b>ECORCE</b>	IFSTTAR (ex-LCPC)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Consommation d'énergie</li> <li>- Changement climatique</li> <li>- Formation d'ozone troposphérique</li> <li>- Acidification</li> <li>- Eutrophisation</li> <li>- Ecotoxicité</li> <li>- Toxicité</li> </ul>	Données ICV génériques	Tableaux Graphiques	<a href="mailto:ecorce@ifsttar.fr">ecorce@ifsttar.fr</a> Site internet de l'Ifsttar <a href="http://ecorce2.ifsttar.fr">http://ecorce2.ifsttar.fr</a>
<b>SEVE</b>	URSIF	4 indicateurs : <ul style="list-style-type: none"> <li>- consommation énergétique,</li> <li>- émissions de GES,</li> <li>- consommation de granulats</li> <li>- valorisation d'agrégats d'enrobés</li> </ul>	Génériques ou spécifiques	Graphiques Tableaux	Sur internet, pour les adhérents de l'URSIF <a href="http://www.seve-tp.com/">http://www.seve-tp.com/</a>
<b>PALATE (USA)</b>	université de Californie, Berkeley	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Consommation d'énergie</li> <li>- Emissions de GES</li> <li>- Consommation d'eau</li> <li>- Production de déchets dangereux (RCRA)</li> <li>- Emission de NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, Hg, Pb</li> <li>- Potentiel de toxicité humaine (cancer et non-cancer)</li> </ul>	Générique	Tableaux Graphiques	Sur internet : <a href="http://www.recycledmaterials.org/Resources/CD/PaLATE/PaLATE.html">http://www.recycledmaterials.org/Resources/CD/PaLATE/PaLATE.html</a> ) Contact : Arpad Horvath <a href="mailto:horvath@ce.berkeley.edu">horvath@ce.berkeley.edu</a> <a href="http://www.ce.berkeley.edu/~horvath/palate.html">http://www.ce.berkeley.edu/~horvath/palate.html</a>

ELODIE

CSTB

- Consommation de ressources énergétiques (primaire totale, non renouvelable, renouvelable)
- Epuisement des ressources
- Changement climatique
- Consommation d'eau
- Déchets éliminés (radioactifs, inertes, dangereux, non dangereux)
- Pollution de l'air
- Pollution de l'eau
- Acidification
- Destruction de la couche d'O<sub>3</sub> stratosphérique
- Formation d'O<sub>3</sub> troposphérique

 FDES,  
 ecoinvent,  
 données  
 spécifiques

 Graphique  
 Tableau

 Sur internet :  
<http://www.elodie-cstb.fr/>  
 Contact : [elodie@cstb.fr](mailto:elodie@cstb.fr)

## 8. Bibliographie

- AFNOR Normalisation et ADEME, 2008. Compte rendu de la réunion du GT "Méthodologie" de la plate-forme d'échange "affichage environnemental" du 22 septembre 2008. Dernière consultation le 06/10/2011: [affichage-environnemental.afnor.org/layout/set/print/content/download/1405/12572/version/1/file/CRM2+deuxi%C3%A8me+r%C3%A9union.pdf](http://affichage-environnemental.afnor.org/layout/set/print/content/download/1405/12572/version/1/file/CRM2+deuxi%C3%A8me+r%C3%A9union.pdf)
- Bio Intelligence Service, 2008. Elaboration d'un référentiel méthodologique pour la réalisation d'Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération en France. ADEME / MEDAD / MAP / ONIGC / IFP, 130 p.
- Chen C., 2009. Une étude des bétons de construction par la méthode d'Analyse de Cycle de Vie. Thèse de l'Université Technologique de Troyes, 255 p.
- Chen C., Habert G., Bouzidi Y., Jullien A., Ventura A., 2010. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. Resources, Conservation and Recycling 54, 1231–1240.
- Code de l'Environnement, 2011. Version au 1<sup>er</sup> octobre 2011 de la L. 541 Section 1 Dispositions générales. Disponible sur Internet : [http://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do;jsessionid=8E8DF0001D0B7A96797E209FAE1BEEB3.tpdjo03v\\_3?idSectionTA=LEGISCTA000006176615&cidTexte=LEGITEXT000006074220&dateTexte=20111006](http://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do;jsessionid=8E8DF0001D0B7A96797E209FAE1BEEB3.tpdjo03v_3?idSectionTA=LEGISCTA000006176615&cidTexte=LEGITEXT000006074220&dateTexte=20111006)
- Directive cadre Déchets, 2008. Directive 2008/98/CE du Parlement Européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives.
- ELCD, 2003 : European Life Cycle Database Core version II. Electricity Mix AC; consumption mix, at consumer; 230V. FR; 2002 / Diesel from crude oil consumption mix at refinery 200 ppm sulphur. EU-15; 2003.  
<http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm> (10/2012).
- ELCD 2011, <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasets/html/processes>.
- ISO 14040, 2006. Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre. 23 p.

- ISO 14044, 2006. Management environnemental - Analyse du cycle de vie – Exigences et lignes directrices. 49 p.
- Lasvaux S., 2010. Étude d'un modèle simplifié pour l'analyse de cycle de vie des bâtiments. Thèse de doctorat de l'École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 396 p.
- OEET, 2011 : sous groupé donnée et groupe infrastructures *Contribution à la réalisation d'une méthodologie d'évaluation environnementale des infrastructures, 2011 version 1.*
- RMRC, 2004. User Guidelines for Waste and Byproduct Materials in Pavement Construction. Turner-Fairbank Highway Research Center, Federal Highway Administration. Recycled Materials Resource Center, USA. Consultable sur Internet, dernière consultation le 24/08/2011 sur : <http://www.rmrc.unh.edu/Resources/CD/userguide/index.htm>
- Sayagh S., 2007. Approche multicritère de l'utilisation de matériaux alternatifs dans les chaussées. Thèse de doctorat à l'École nationale des ponts et chaussées, 183 p.

## 9. Auteurs et relecteurs

Auteurs Relecture d'experts	Véronique Lépicier Agnès Jullien, Bogdan Muresan, Chantal Proust
Relecture bureau	Laurent Château
Date de mise en ligne, version finale	28 mars 2013