

Modélisation multi-échelle

Modélisation multi-échelle	28
I-1 L'Analyse de Cycle de Vie (ACV).....	38
I-1-1 Définition des buts et du cadre de l'étude	38
I-1-2 Détermination et analyse de l'Inventaire de Cycle de Vie (ICV)	39
I-1-3 Analyse de l'Impact du Cycle de Vie (AICV)	40
I-1-4 Interprétation des résultats.....	43
I-2 Description du système	45
I-2-1 Le quartier : typologie et composition	45
I-2-2 Principaux éléments constitutifs du quartier : description, simulation	50
I-3 Hypothèses	56
I-3-1 Construction	56
I-3-2 Utilisation	56
I-3-3 Rénovation.....	58
I-3-4 Démolition	59
I-4 Indicateurs	60
I-4-1 Catégories d'impacts, méthodes existantes	60
I-4-2 La méthode CML	61
I-4-3 La méthode Eco-Indicator	67
I-4-3 Cas du quartier : indicateurs spécifiques à l'usage des sols	70
I-4-4 Indicateurs : interprétation et normalisation	71

L'étude, l'analyse et la modélisation des quartiers et ensemble urbains constitue un champ d'étude recouvrant des thématiques et problématiques variées. On peut ainsi évoquer des études portant sur l'ensoleillement [Kämpf & al, 2010], le confort acoustique, les mouvements d'air, les microclimats urbains (voir [E_Co-Housing, 2003]), qui constituent des approches localisées des impacts liés à la conception et la construction d'un quartier. Dans une perspective environnementale, il est important de considérer que bon nombre des impacts environnementaux induits par le secteur du bâtiment ne sont pas localisés au site de l'objet étudié, mais sont liés aux différentes interactions qu'un ensemble urbain peut entretenir avec les territoires dans lequel il est inscrit, et ce à des échelles variées. Ainsi la question énergétique, fondamentale dans notre domaine d'étude, ne peut être considérée d'un point de vue environnemental que de manière délocalisée à l'échelle nationale, voire internationale. De même la prise en compte des aspects clés du transport, de la fabrication des produits de construction et de la gestion des déchets implique une analyse des impacts non spatialement localisée au site d'implantation d'un quartier.

Parmi les méthodes d'évaluation d'impacts existant dans la littérature, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) constitue un outil permettant de prendre en compte ces aspects, et par là même une approche plus large des problématiques environnementales. Elle apporte ainsi un complément d'information aux études d'impact localisées. Une première approche a d'ores et déjà été menée [Popovici, 2006], [E_CO-Housing, 2003], et constituera la base du travail mené ici.

I-1 L'Analyse de Cycle de Vie (ACV)

L'analyse de cycle de vie est un outil d'évaluation des impacts qui permet de suivre un produit tout au long de sa durée de vie (« de la mine à la décharge »), en prenant en compte toutes les phases de celle-ci (production, utilisation, réhabilitation et destruction), et ce de façon aujourd'hui normalisée selon les standards ISO 14040 [ISO, 2006].

Elle permet notamment de comparer deux systèmes ayant une fonction similaire, d'analyser les impacts des phases du cycle de vie d'un même système, de comparer des alternatives ou d'établir une comparaison à un système de référence.

Cette méthode, pour être pertinente, doit suivre une méthodologie précise.

Une ACV comporte quatre phases :

- La définition des buts et du cadre de l'étude
- L'analyse d'inventaire
- L'évaluation des impacts
- L'interprétation des résultats

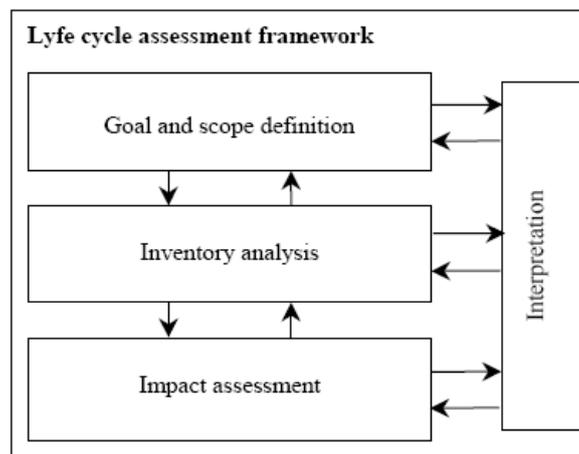


Figure 1 : Les phases d'une ACV, [ISO, 2006]

I-1-1 Définition des buts et du cadre de l'étude

L'exposé du but d'une ACV doit clairement déterminer les applications prévues, les raisons qui ont poussé à mener l'étude et le public auquel elle se destine, à qui les résultats seront communiqués. Le cadre d'une étude lui, doit être suffisamment bien défini pour s'assurer que l'ampleur, la profondeur et le niveau de détail de l'étude permettent de répondre aux buts fixés.

La définition du cadre de l'étude doit comprendre une description claire de ces éléments [ISO, 2006]:

- Les fonctions du système ou des systèmes étudiés
- L'unité fonctionnelle
- Le système en lui-même
- Les procédures d'allocation mises en œuvre

- Les types d'impact considérés et la méthodologie utilisée pour les caractériser, ainsi que les interprétations qu'elle nécessitera
- Les données nécessaires
- Les hypothèses faites
- Les limites de l'étude
- Les nécessités en termes de qualité des données initiales
- Le type d'examen critique qu'il peut être nécessaire de mener
- Le type et le format de rapport qui doit être établi pour cette étude

L'unité fonctionnelle permet de quantifier l'efficacité du système vis-à-vis de son utilité. Elle doit être clairement définie et mesurable en terme de produit, de service fournis et de durée sur laquelle ce service est rendu. Elle sert de référence afin de déterminer les flux entrant et sortant du système, et est fondamentale pour assurer la compatibilité des résultats fournis par l'ACV, notamment en cas d'étude comparative de plusieurs systèmes.

Le système doit aussi être clairement défini en termes de frontières : cette définition détermine quels procédés seront inclus dans l'étude. Elles dépendront : de l'application prévue à l'étude, des hypothèses faites, des critères de limites choisis, des contraintes liées aux données et aux coûts, et du public à qui est destinée l'étude. Les critères utilisés pour cette définition doivent être identifiés et justifiés dans l'énoncé du cadre de l'étude. Les choix des intrants et sortants, les niveaux d'agrégation dans une catégorie de données et la modélisation du système (qui doit faire en sorte que les flux entrants, sortants et les frontières du système soient des flux élémentaires) doivent être en cohérence avec les buts de l'étude.

En accord avec les buts et le cadre de l'étude, on définit les objectifs et impératifs concernant la qualité des données utilisées, ainsi que leurs caractéristiques. Elles doivent concerner [ISO, 2006] :

- La notion de couverture temporelle
- La notion de couverture géographique
- Celle d'une couverture technologique
- La précision, la représentativité et la complétude des données
- La consistance et la reproductibilité des méthodes utilisées au cours de l'ACV
- Les sources d'où sont tirées les données, et leur représentativité
- Les incertitudes liées aux informations fournies.

Lors d'une étude comparative, différents systèmes doivent être comparés sur la base d'une même unité fonctionnelle et d'une même méthodologie, ainsi que sur des exigences similaires (en termes de qualité des données notamment).

I-1-2 Détermination et analyse de l'Inventaire de Cycle de Vie (ICV)

Cette phase consiste à collecter et calculer les données, dont la pertinence dépendra des buts et du cadre de l'étude définis précédemment, permettant de déterminer les flux élémentaires entrants et sortants du système, comme les ressources et produits utilisés, ainsi que les rejets émis dans l'air, les eaux et les sols.

Tous les process unitaires inclus dans les frontières du système doivent être pris en compte, et ce de manière exhaustive (ainsi une consommation d'électricité implique de prendre en compte tous les modes de production de cette dernière, sa distribution...).

Pour chaque process du système on considère :

- Les matériaux entrants, en kg : toutes les quantités de matériaux impliquées en entrée dans le process (venant de l'environnement ou d'un autre process)
- Les matériaux sortants, en kg : toutes les quantités de matériaux émises par le process (vers l'environnement ou un autre process)
- Les entrées d'énergie, en MJ : toutes les quantités d'énergie (thermiques ou électriques) consommées par le process
- Les sorties d'énergie, en MJ : toutes les pertes énergétiques liées au process

Ces données sont en général issues de la littérature spécialisée, et sont classées selon 8 catégories [ISO, 2006] :

- Matériaux bruts : utilisés dans un but autre que la production d'énergie
- Matériaux bruts énergétiques : utilisés pour la production d'énergie
- Produits principaux : matériau ou énergie remplissant la fonction du process
- Produits dérivés : autres produits du process, ayant une valeur économique
- Déchets gazeux
- Déchets liquides
- Déchets solides
- Autres émissions : émissions radioactives et pertes d'énergie

L'inventaire doit être le plus exhaustif possible. Ainsi à ce stade aucune donnée ne doit être négligée (ces choix se feront au cours de la phase d'analyse d'impacts). Il est néanmoins important de fournir pour chaque donnée :

- Des renseignements qualitatifs : l'origine, la composition, la forme sous laquelle existe le produit en question
- Ses caractéristiques statistiques : disponibilité maximale, minimale, moyenne...
- La méthode et la date d'acquisition (notamment pour les données issues de mesures)

Une fois les flux entrants et sortants exprimés pour tous les process unitaires du système, leur agrégation en vue de l'obtention de l'inventaire du système entier doit être effectuée. Les flux concernant chaque process sont souvent exprimés dans des unités spécifiques à ces derniers. Ils doivent donc être convertis et exprimés selon l'unité fonctionnelle correspondant au système.

La procédure d'inventaire est itérative : la collecte des données sur un système apporte un surplus d'informations sur ce dernier, ce qui est susceptible de faire apparaître de nouveaux besoins de données, des changements dans la méthodologie de collecte de données, ou une modification des buts et du cadre de l'étude. Des contraintes pratiques peuvent par exemple apparaître, en lien avec ces derniers, et doivent alors être incluses dans le cadre de l'étude et explicitées dans le rapport.

Il existe des cas où l'allocation des flux peut être problématique. Ainsi des systèmes impliquant des produits multiples, comme par exemple une usine de cogénération, qui produit à la fois de la chaleur et de l'électricité, doivent voir la structure de l'allocation des flux de produits et d'énergie clairement explicitée et documentée.

I-1-3 Analyse de l'Impact du Cycle de Vie (AICV)

A partir du résultat de la phase d'inventaire du système, on évalue l'impact de ce système, en associant les données d'inventaire à des impacts environnementaux spécifiques, et ce afin d'évaluer l'importance, en cohérence avec les buts fixés.

La phase d'évaluation des impacts est elle aussi normalisée selon les standards ISO 14040, et doit comprendre les éléments suivants [ISO, 2006] :

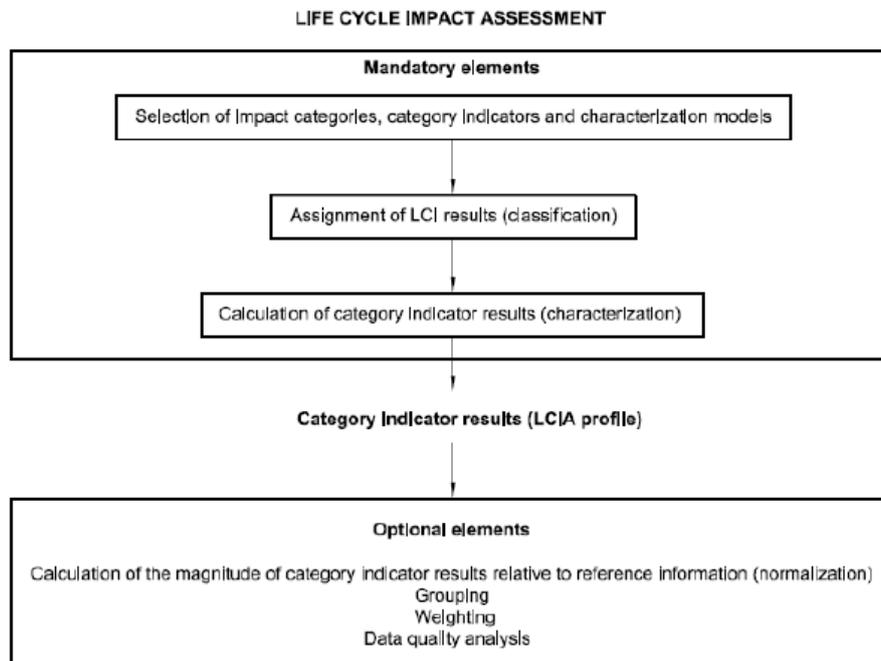


Figure 2 : Phases de l'analyse de l'impact du cycle de vie [ISO, 2006]

Ainsi on considère les phases suivantes :

- a) Sélection des catégories d'impact, des indicateurs correspondant et des modèles de caractérisation :

Elle se fait en cohérence avec les buts et le champ de l'étude, de façon argumentée et référencée. Le lien est ici fait entre l'inventaire et les indicateurs en prenant en compte les mécanismes environnementaux mis en jeu, ainsi que des modèles de caractérisation des impacts, qui forment une base pour l'obtention des facteurs de caractérisation, et doivent être clairement décrits.

- b) Assignation des données d'inventaire (classification)

Cette étape permet de mettre en évidence les conséquences environnementales des flux répertoriés l'inventaire. La classification des données d'inventaire dans les différentes catégories d'impact doit se faire en tenant compte :

- De l'assignation des données d'inventaire ne rentrant que dans une catégorie d'impact
- De l'assignation des données d'inventaire correspondant à plusieurs impacts
- De la distinction à faire entre les impacts environnementaux ayant des mécanismes intervenant en parallèle (exemple : le SO₂, qui a un impact sur la santé humaine mais aussi sur l'acidification) et des impacts intervenant en série (ainsi les NO_x seront assignés à la fois à la production d'ozone troposphérique et à l'acidification).

c) Calcul des indicateurs d'impact (caractérisation)

Pour quantifier l'impact d'une substance sur l'environnement, des facteurs de caractérisation doivent être déterminés pour chaque catégorie d'impact, afin de faire le lien entre les données d'inventaire et les conséquences des différents flux sur l'environnement. A partir de la classification effectuée précédemment, on agrège les données correspondant aux matériaux concernés par chaque catégorie d'impact afin d'obtenir un indicateur de l'impact du système entier pour celle-ci.

Ces facteurs de caractérisation dépendent des méthodes de calcul d'indicateurs d'impact utilisées et considérées dans l'étude.

d) Etapes optionnelles

Dans beaucoup de cas des étapes optionnelles, car non requises dans la norme ISO 14040, sont ajoutées à une analyse de cycle de vie.

Une normalisation des indicateurs d'impact peut par exemple être menée, afin de mieux caractériser l'importance des impacts du système étudié vis-à-vis du reste des activités humaines, en divisant les indicateurs obtenus par une valeur de référence. Elle permet aussi de comparer entre eux des indicateurs qui selon la catégorie d'impact considérée peuvent être exprimés dans des unités différentes et peuvent être caractérisés par des ordres de grandeur très différents. La référence devra être établie en considérant la cohérence des échelles temporelles et spatiales choisies (exemple : on peut considérer la contribution moyenne d'un habitant de la France à l'effet de serre sur un an pour exprimer l'impact d'un bâtiment en habitant-année).

Il peut aussi être intéressant de grouper les catégories d'impact, selon les buts et le cadre fixés à l'étude, en les groupant selon des bases communes (par exemple sur des considérations d'échelles d'impact) ou en hiérarchisant les impacts.

Certaines études peuvent chercher à pondérer les différents indicateurs, afin par exemple de les agréger en une donnée unique ou en d'autres indicateurs couvrant des impacts de diverses catégories. Il peut être intéressant de considérer différentes valeurs de facteurs et différentes méthodes de pondération, et de mener des études de sensibilité afin d'analyser les conséquences de ce procédé sur les résultats.

Enfin il est utile de chercher à analyser la qualité des données qui ont permis de mener l'étude. Ainsi selon les buts et le champ de l'étude les contraintes en termes de détails et de précision peuvent varier. On peut par exemple mener une analyse de gravité, qui permet d'identifier les données d'inventaire qui ont le plus de poids dans le calcul de l'indicateur d'impact, et qui doivent donc répondre à des critères de qualité plus stricts. La norme ISO 14040 définit l'analyse d'incertitudes, qui caractérise la variabilité statistique des données, afin de connaître l'importance de la différence qui peut exister entre deux indicateurs d'une même catégorie d'impact. Enfin une analyse de sensibilité, elle aussi définie par la norme ISO 14040, mesure l'impact que peuvent avoir des changements sur les résultats d'inventaire ou les modèles de caractérisation dans le calcul des indicateurs.

Comme on a pu le voir, la norme ISO 14040, si elle définit un cadre pour l'ACV, ne fixe pas de méthodologie précise pour le calcul des indicateurs d'impacts. La transparence des modèles utilisés pour une étude est donc primordiale pour permettre une bonne appréhension de ses résultats.

I-1-4 Interprétation des résultats

Cette étape est la mise en perspective des résultats de l'inventaire et de l'analyse d'impact, en se rapportant aux buts et champs de l'étude, et ce afin d'établir des conclusions et éventuellement des recommandations. Elle se fait en général de façon itérative, en réexaminant les différentes caractéristiques de l'étude (buts, données, méthodes...). Son déroulement est lui aussi normalisé selon le standard ISO 14044 [ISO, 2006] :

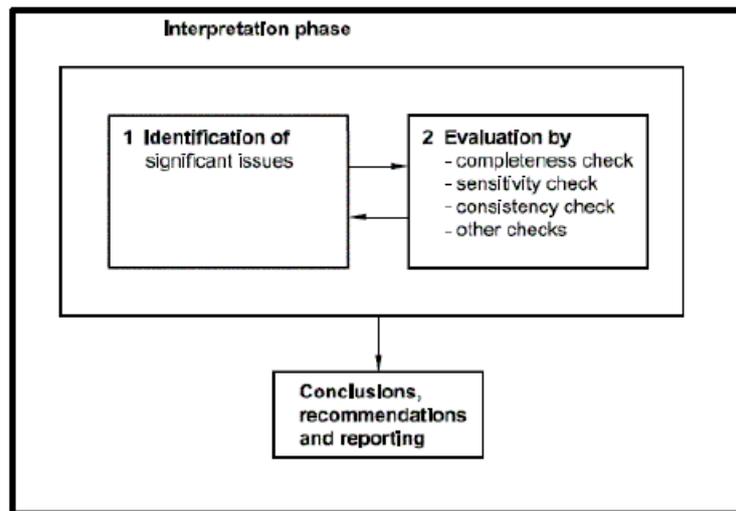


Figure 3 : Les divers éléments de la phase d'interprétation de l'ACV, [ISO, 2006]

On distingue donc trois phases :

- L'identification des questions significatives :

On détermine ici l'importance des résultats d'inventaire et d'analyse d'impact. Des questionnements peuvent être soulevés à propos notamment des catégories d'inventaires, des catégories d'impact, ou des procédés unitaires utilisés dans l'étude du système.

- L'évaluation :

On cherche ici à évaluer la pertinence des résultats de l'étude, ainsi que leur fiabilité, en lien avec les questions soulevées précédemment.

On mènera notamment un bilan d'exhaustivité, afin de s'assurer que toutes les données nécessaires à l'interprétation des résultats sont disponibles. Si tel n'est pas le cas, les phases d'inventaire et d'analyse d'impact devront être remises en œuvre.

Un bilan de sensibilité permettra lui d'évaluer la fiabilité des résultats et des conclusions en déterminant à quel point ils sont affectés par les incertitudes, les méthodes d'allocation ou les méthodes de calcul d'indicateurs. Le résultat de cette analyse détermine l'éventuel besoin d'analyses de sensibilité plus poussées, et estime les effets sur les résultats des méthodes et données utilisées.

Un bilan de cohérence vérifiera la pertinence des hypothèses, des méthodes et des données utilisées vis-à-vis des buts et du cadre fixés.

- Les conclusions, recommandations et rapports

Les résultats obtenus lors d'une ACV sont susceptibles d'intervenir comme facteurs lors d'une prise de décision. Ces résultats doivent donc être interprétés et analysés dans le but de répondre aux objectifs de l'étude.

I-2 Description du système

I-2-1 Le quartier : typologie et composition

Le modèle d'ACV concernant le système quartier a pour but de permettre l'évaluation des impacts environnementaux d'un projet de quartier, ce afin de mieux comprendre les liens entre conception et impacts, en vue de les minimiser par l'élaboration de différentes variantes. Il prend en compte [Popovici, 2006] :

- La construction du quartier et la production de ses éléments constitutifs
- L'utilisation du quartier (des bâtiments, des infrastructures,...)
- Sa rénovation, les différentes opérations qui peuvent être menées
- Sa démolition et la gestion des déchets en découlant

La fonction du système étudié par le modèle dépendra de la définition que l'utilisateur en fera. Il faudra néanmoins conserver lors de la comparaison de deux variantes des fonctions semblables. Ainsi l'unité fonctionnelle d'un quartier est définie par :

- Une quantité (soit ici un nombre d'occupants)
- Des fonctions assurées par le quartier (logement, bâtiments tertiaires, mixtes...)
- Une qualité de fonctionnement (niveau de confort : consignes de températures données, luminosité intérieure suffisante, ventilation, accès aux transports en commun...)
- Un temps (la durée de vie supposée d'un quartier neuf, prise par défaut à 100 ans)

Il est important de remarquer que la durée de vie des bâtiments constituant un quartier peut différer d'un bâtiment à l'autre, et qu'elle peut elle-même ne pas être celle du quartier dans sa globalité. Il peut être donc plus intéressant d'utiliser la notion de durée d'analyse du quartier, plutôt que celle de durée de vie qui peut être difficile à appréhender.

Les frontières du système sont elles aussi soumises aux choix de l'utilisateur, et plus particulièrement au type d'étude menée, et à son but. Par exemple, si le but de l'étude est de comparer deux différents sites pour l'implantation d'un quartier neuf, il est important de prendre en compte les impacts liés aux transports, qui peuvent être influencés de façon notable par le choix géographique. En revanche si le site est fixé et que le but de l'étude est de comparer différentes variantes de conception du quartier, ces aspects peuvent être négligés.

Deux différents types de frontières du système ont été définies [Popovici, 2006] :

- Une première frontière « physique », qui sera considérée comme incluant tous les éléments physiques du système (bâtiments, rues, jardins, parcs, réseaux,...)
- Une frontière plus large des « flux ». Celle-ci permet de prendre en compte les procédés amont et aval qui sont considérés dans le système (production d'énergie, d'eau, fabrication et transport des matériaux, traitement des déchets...), et d'exclure ceux qui ne le seront pas.

Le système et ses frontières peuvent donc être représentés selon le schéma suivant :

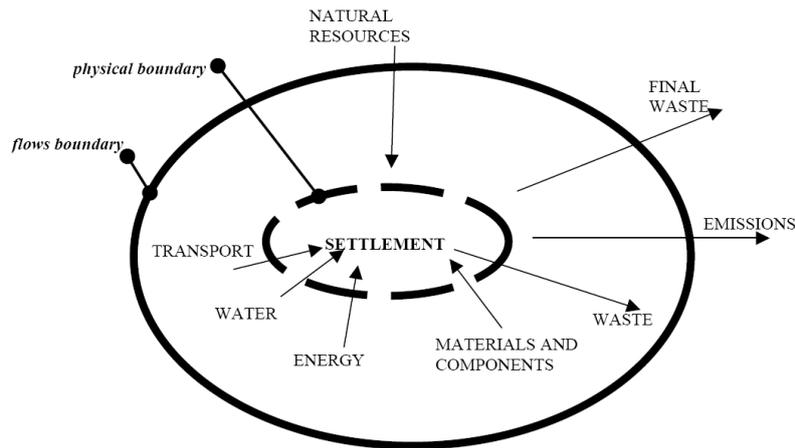


Figure 4 : Frontières du système pour le quartier [Popovici, 2006]

Les infrastructures qui interviennent dans la production des éléments du quartier, dans la production d'énergie, d'eau, le transport des matériaux seront prises en compte dans le calcul des inventaires et impacts, à l'instar de ce qui se fait dans la base de données Ecoinvent [Frischknecht & al, 2004], ce afin d'assurer la rigueur de l'analyse (ainsi dans le cas de l'installation au sein du système d'un dispositif de production d'énergie, comme par exemple des panneaux photovoltaïques, la prise en compte des infrastructures nécessaires à la production d'électricité « classique » est nécessaire à l'évaluation des impacts des deux alternatives).

Les phases de l'ACV du quartier peuvent donc être résumées selon le schéma suivant, les flèches entre les cases montrant une progression chronologique :

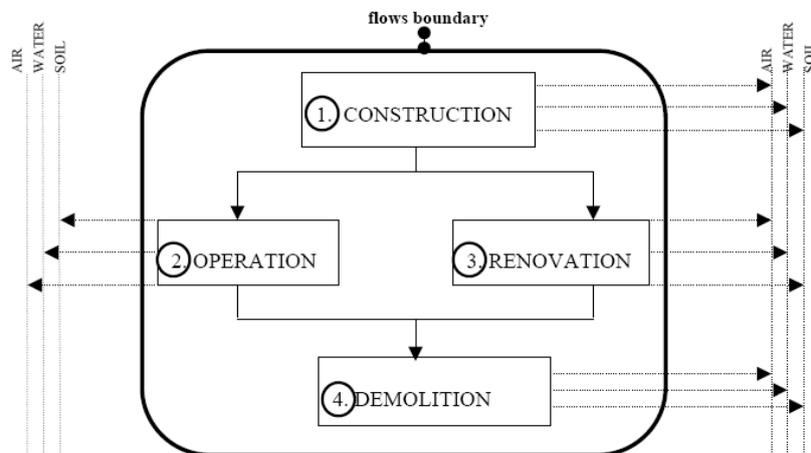


Figure 5 : Les phases du cycle de vie du système pour le quartier, [Popovici, 2006]

Pour établir l'inventaire, nous avons utilisé la base de données Ecoinvent, complétée par différentes sources alternatives, notamment des données statistiques venant de l'ADEME [ADEME & al, 2002] et des données venant d'ACV, pour les routes et rues [Peuportier, 2003], pour les réseaux d'alimentation en eau [Dennison & al, 1999] et pour les réseaux de chaleur [Froling & al, 2004].

Un quartier comporte un grand nombre de sous systèmes, notamment dans la phase de construction. Afin de simplifier le modèle, ceux-ci ont été classés en trois grandes catégories :

- Les matériaux, correspondant aux matériaux de base non décomposables (briques, bois, sable, eau, gravier...)

- Les composants, éléments assemblés en usine (tuyaux d'eau, fenêtres, portes, panneaux d'isolation...)
- Les assemblages, des composants plus grands ne pouvant pas être entièrement assemblés en usine (murs, fondations, rues, réseaux...)

Ces éléments constituent les composants élémentaires tels que considérés dans la description de la structure physique du quartier. Ils seront agrégés en fonction des caractéristiques des éléments considérés (bâtiments, routes, espaces verts,...).

Le fonctionnement spécifique du système quartier implique, pour chaque phase de son cycle de vie, la prise en compte des procédés liés.

Pour la phase de construction, les procédés élémentaires de production des matériaux, des composants, et des assemblages, ainsi que leur transport, tel que schématisés ainsi :

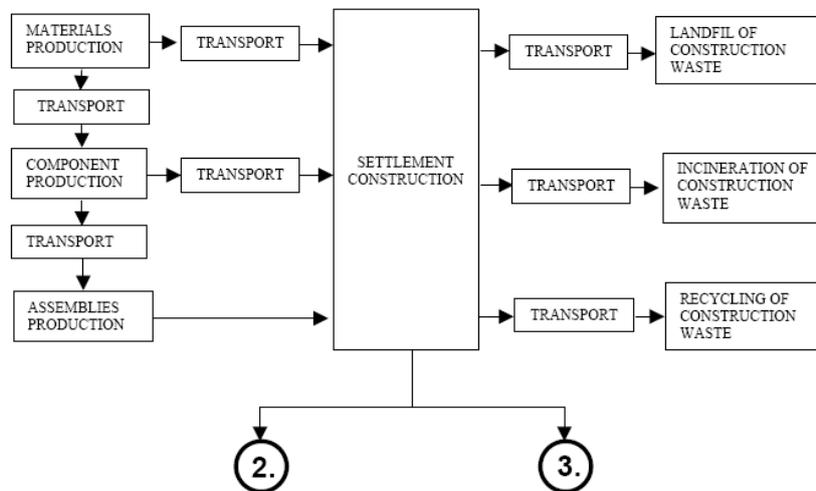


Figure 6 : La phase de construction du quartier : procédés élémentaires principaux, [Popovici, 2006]

Les déchets produits ici correspondent aux surplus de production des matériaux, le transport peut lui être effectué selon quatre modes de transport (camion, train, bateau et avion).

La phase d'utilisation du quartier peut se décomposer ainsi :

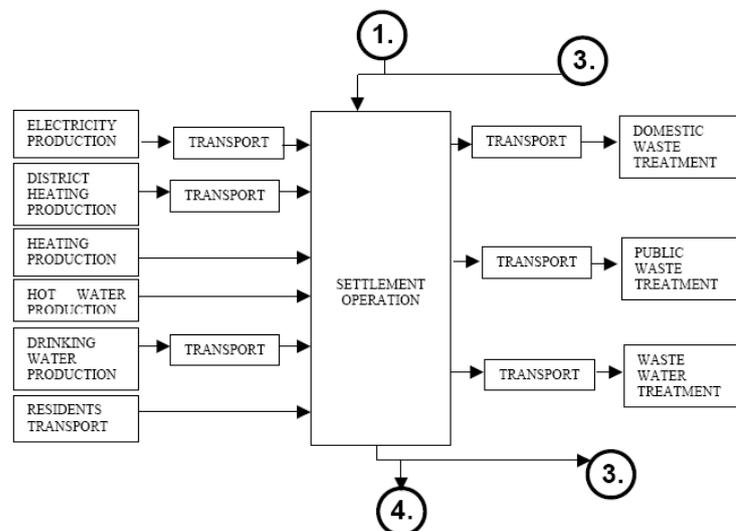


Figure 7 : La phase d'utilisation du quartier : procédés unitaires principaux, [Popovici, 2006]

On voit ici apparaître des procédés qui peuvent encore être décomposés, et nécessitent une description détaillée. Ainsi la production d'électricité se décompose selon les différents modes de production de cette dernière :

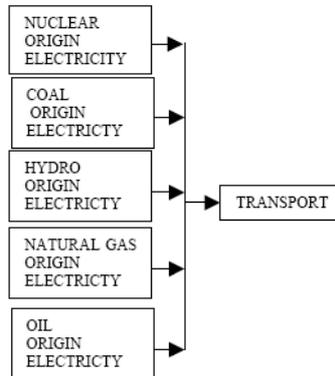


Figure 8 : Le procédé de production d'électricité, [Popovici, 2006]

De même la production d'eau chaude sanitaire peut dépendre des différentes solutions mises en œuvre :

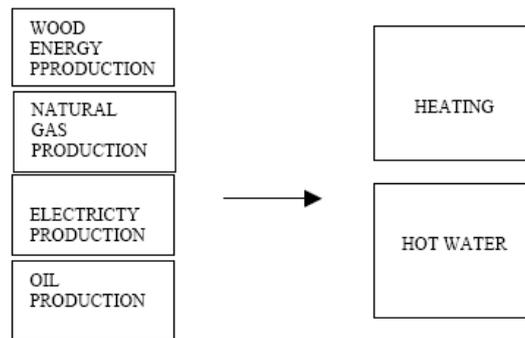


Figure 9 : Le procédé de production d'eau chaude sanitaire, individuel/collectif, [Popovici, 2006]

De même le chauffage globalement mis en œuvre dans le quartier sera une agrégation de différentes options particulières, possiblement variables de façon saisonnière :

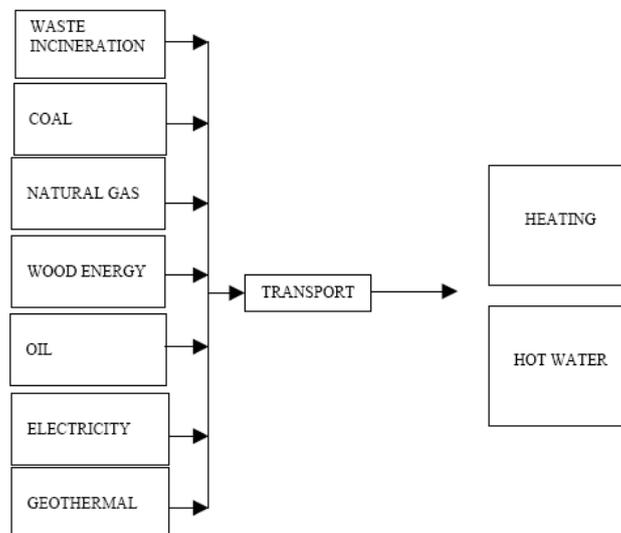


Figure 10 : Procédé de chauffage pour le quartier (district heating, DH), [Popovici, 2006]

L'utilisation du quartier comprend aussi tout ce qui consiste en l'utilisation des espaces publics, auxquels il est possible par exemple d'appliquer des critères spécifiques (un mix électrique particulier s'il y a recours au photovoltaïque,...).

La phase de rénovation, correspondant au remplacement des éléments à durée de vie inférieure à celle considérée pour le quartier, se décompose tel que présenté dans le schéma ci-dessous.

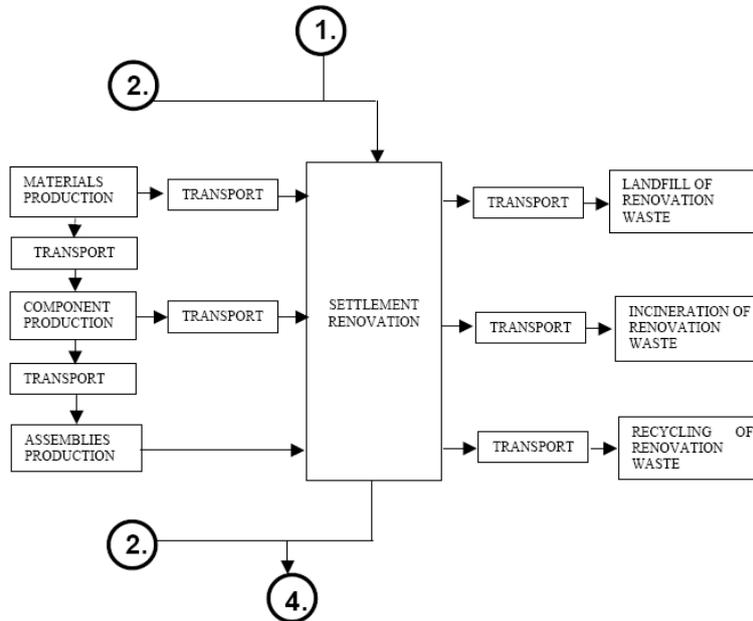


Figure 11 : La rénovation du quartier, [Popovici, 2006]

Chacune de ces phases implique donc la génération de déchets qui peuvent être, selon le choix de l'utilisateur, incinérés, mis en décharge ou recyclés (dans le cas des réseaux d'eau le recyclage est la seule option disponible, la pratique étant aujourd'hui banale). Le recyclage des composants d'un assemblage est permis par le modèle, mais reste complexe. Il intervient de façon prédominante dans la phase de destruction du quartier, elle-même fortement génératrice de déchets.

L'analyse de celle-ci se limite à certains aspects du problème (les nuisances créées dans le voisinage par exemple ne peuvent pas être prises en compte de façon simple dans une ACV), principalement celui du traitement des déchets résultants. Elle se schématise ainsi :

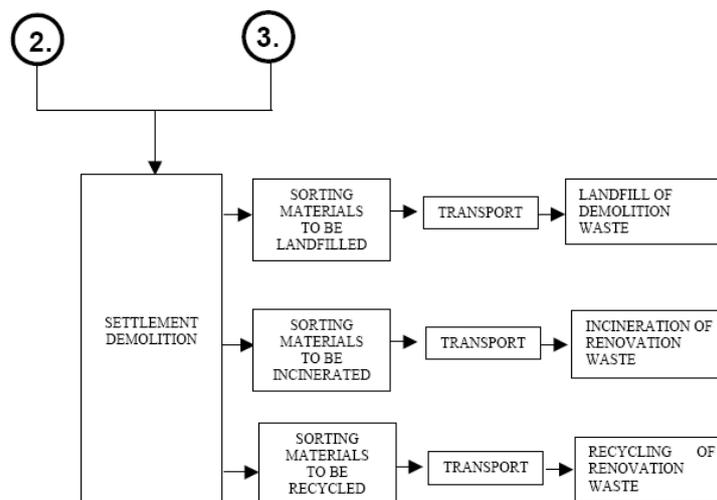


Figure 12 : Phase de démolition du quartier, [Popovici, 2006]

Le recyclage des déchets peut permettre de limiter dans de nombreux cas les impacts environnementaux en évitant un procédé de traitement et la production de nouveaux produits. Ce recyclage peut être de deux types : en boucle fermée, où le matériau est réutilisable pour le même usage dans un état similaire, ou en boucle ouverte, où le matériau, souvent composite, ne peut pas être réutilisé tel quel (comme le béton par exemple). Polster [Polster, 1995] a modélisé le recyclage de matériaux de construction dans le cas d'un bâtiment, cette méthode étant considérée comme valable dans le cas d'un quartier, et sera utilisée ici.

Cette décomposition des différentes phases du cycle de vie en procédés élémentaires, valide si on considère le quartier dans sa globalité, concerne aussi chacun des éléments qui vont le composer. Ces éléments possèdent des spécificités de fonctionnement, qu'il est nécessaire de prendre en compte. Selon le type d'élément considéré (bâtiment, espaces extérieurs, réseaux), divers aspects caractéristiques de ceux-ci (composition, fonctionnement) devront être pris en compte dans la simulation.

I-2-2 Principaux éléments constitutifs du quartier : description, simulation

Le quartier est ici considéré comme constitué de trois types d'éléments : les bâtiments (qu'ils soient des bâtiments d'habitation, des commerces, à usage tertiaire...), les espaces ouverts (rues, espaces verts,...) et les réseaux (pour la fourniture d'eau et d'électricité notamment). Leur fonction ainsi que leur composition sont la base de leurs ACV respectives.

Les bâtiments

Parmi les différents constituants d'un quartier, les bâtiments représentent le cas le plus élaboré de simulation. La même structure de cycle de vie peut être considérée.

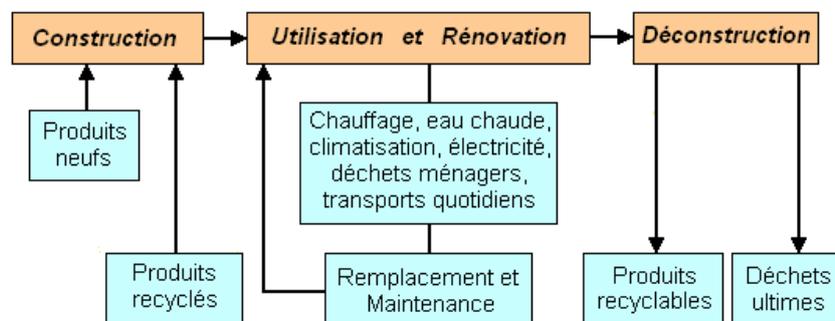


Figure 13 : Principe de l'ACV d'un bâtiment, [Thiers, 2008]

Cette approche constitue donc la base de l'analyse des bâtiments composant le quartier. De la même façon qu'en ce qui concerne le système dans sa globalité, ces éléments sont définis par une unité fonctionnelle.

La définition de celle-ci, dans le cadre d'un outil d'évaluation des impacts environnementaux d'un quartier, dont les caractéristiques peuvent être diverses en fonction de l'objet de l'étude, peut intégrer divers facteurs. Ainsi les contraintes peuvent être radicalement différentes, selon que l'étude ait pour but par exemple, sur un site donné, l'aide à la conception (comparaison de différentes morphologies) ou qu'à projet fixé (par exemple un bâtiment pour loger 100 personnes avec commerces au rez-de-chaussée) l'étude cherche à comparer les différents sites possibles (les caractéristiques influençant le bilan étant par exemple l'orientation, les masques proches, les liens

avec différents réseaux...). Il semble donc important de préserver dans le modèle une certaine flexibilité.

L'unité fonctionnelle d'un bâtiment recouvre de nombreux aspects, notamment :

- La surface utile : l'unité fonctionnelle du bâtiment peut par exemple être ramenée à 1 m² de surface utile. Néanmoins les différents types d'usages impliquent différentes conditions (consignes de température, scénarios d'occupation, exigences réglementaires,...). Les données tirées d'une unité fonctionnelle ramenée au m² seront donc issues d'un calcul où interviendront des valeurs correspondant à différents usages pondérées et agrégées (dans le cas de bâtiments à usages mixtes notamment), qui devront être comparées à des valeurs moyennes de références pour chaque usage. A technologie égale, on notera de plus que les performances environnementales exprimées par m² décroissent souvent en fonction de la taille du bâtiment.
- L'usage : l'unité fonctionnelle devra considérer un usage donné (logements, bureaux, usage mixte...)
- Le niveau de confort, qui dépend de plusieurs facteurs : thermique (définition d'une température maximale pour une année type ou prise en compte des Degrés-Jours d'Inconfort (DJI)), luminosité (prise en compte de l'éclairement moyen naturel ou du Facteur de Lumière du Jour (FLJ)), acoustique (avec des dispositifs de protection dont les caractéristiques sont réglementées), qualité de l'air (débits hygiéniques réglementaires)...
- Une durée de vie (une étude de sensibilité pouvant être menée sur ce paramètre)

Ces différents aspects sont pour la plupart étroitement liés et interdépendants. Ainsi les paramètres d'ambiance (températures, humidité, éclairements, niveau de bruit,...) varient en général d'une variante à l'autre. Ce qui pratiquement semble le plus simple et le plus pertinent à fixer est la présence ou non d'un système de régulation de la température (système de chauffage ou refroidissement), ainsi que les valeurs des consignes de thermostat associées.

Les frontières de l'étude menée doivent elles aussi être précisément définies. Un bâtiment est en effet en lien sur de nombreux aspects avec son environnement extérieur. L'allocation des flux au cours d'une ACV peut fortement influencer les valeurs des indicateurs obtenus (la manière dont les impacts d'un incinérateur d'ordures ménagères sont répartis entre le traitement des déchets et la production de chaleur peut par exemple grandement modifier les impacts d'un bâtiment chauffé au moyen de cette solution énergétique). Il est ainsi important de déterminer quels sont les éléments qui seront intégrés au système étudié.

La question se pose notamment en ce qui concerne les déchets produits lors de la phase d'utilisation du bâtiment, la consommation d'eau ou même le transport des occupants du bâtiment (sur des trajets habitation-lieu de travail ou habitation-commerces). La prise en compte de ces aspects doit être possible et laissée à l'initiative de l'utilisateur (en effet il semble par exemple important, dans le cadre d'un choix de site pour un projet, d'intégrer l'influence de l'organisation locale des transports et leur disponibilité dans l'étude).

Ces différentes caractéristiques du bâtiment vont aussi permettre, dans l'objectif de l'analyse du quartier dans sa globalité, de définir des types génériques de bâtiments. En effet un quartier peut comporter un grand nombre de bâtiments, ce qui rend irréaliste la description et l'analyse dans le détail de l'ensemble. Ainsi la méthode retenue ici comprend la définition de types de bâtiments prenant en compte :

- L'usage (logement, bâtiments tertiaires ou bâtiments industriels), dont vont dépendre les exigences en termes de confort et les caractéristiques d'occupation
- La durée de vie, ainsi que le type d'alternative de conception à considérer, et le but de l'ACV sur le bâtiment en particulier (analyse pour une construction neuve, une rénovation...)

Du fait de la longue durée de vie des bâtiments, la phase d'utilisation représente un des facteurs clés des impacts environnementaux. Ainsi ceux-ci vont être fortement déterminés par le comportement thermique et énergétique du bâtiment, impliquant des consommations de chauffage et/ou de climatisation permettant d'atteindre les consignes de température définies dans l'unité fonctionnelle. Ainsi l'évaluation des impacts environnementaux liés à la phase d'utilisation se base dans notre modèle sur la simulation thermique dynamique du bâtiment. A partir de la saisie de la description d'un bâtiment (géométrie, composition et caractéristiques des parois, caractéristiques des menuiseries, localisation géographique), de scénarios d'occupation et d'utilisation, des différents équipements présents et des données météo liées au site choisi, le modèle calcule les besoins énergétiques du bâtiment et les températures des différentes zones thermiques considérées [Peuportier & Blanc-Sommereux, 1990].

Ce modèle permet la simulation relativement détaillée du comportement thermique des bâtiments, puisqu'il intègre notamment les apports solaires, les apports internes, les échanges thermiques liés à la conduction, la convection et la radiation, les échanges d'air entre l'intérieur et l'extérieur, ainsi que l'inertie thermique des différentes zones thermiques.

Ce calcul est mené par un algorithme reposant sur un modèle numérique aux volumes finis résolu après simplification par analyse modale [Bacot & al, 1984]. Le cœur de calcul lit les paramètres d'entrée et réalise l'ensemble des initialisations des différentes grandeurs utilisées, puis calcule les apports solaires à partir des données météorologiques. Un maillage du bâtiment est alors établi, ainsi qu'une analyse et une réduction modale du système d'équation. Ce cœur de calcul est lié à plusieurs modules permettant la prise en compte de divers aspects complémentaires (infiltrations d'air, prise en charge des énergies renouvelables...). Le cœur de calcul active de façon séquentielle chaque module afin de prendre en compte leur contribution respective (sous la forme d'une puissance fournie à chaque zone du bâtiment), et calcule la température à un pas de temps t_{n+1} la température de chaque zone thermique à partir de la valeur de cette dernière au temps t_n . Le mode de fonctionnement du logiciel est résumé dans le schéma suivant :

CALCULS THERMIQUES, ALGORITHME

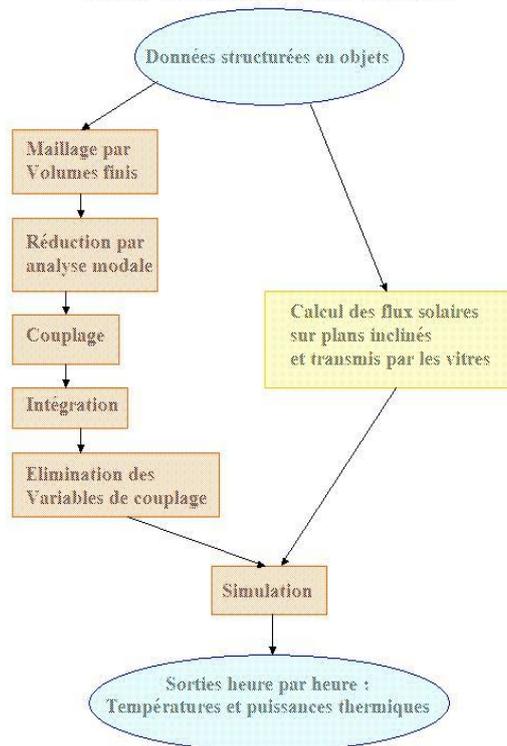


Figure 14 : Principe de l’algorithme de calcul au sein de COMFIE, [Peuportier, 2007]

Les résultats et données issus de COMFIE sont ensuite exploités, en complément des données concernant la fabrication des matériaux entrant en jeu, la consommation d’énergie au cours de la construction et la fin de vie du bâtiment, ainsi que les consommations d’eau, son traitement, la prise en charge des déchets, le transport des matériaux et des personnes, et les impacts des infrastructures de production d’énergie. Les flux entrants et sortants ainsi recensés pour le bâtiment permettent le calcul d’indicateurs d’impacts.

Les espaces extérieurs

La deuxième grande catégorie d’éléments composant le quartier est constituée des espaces extérieurs. Ils sont eux aussi décomposables en process unitaires, comme décrit dans le schéma ci-dessous.

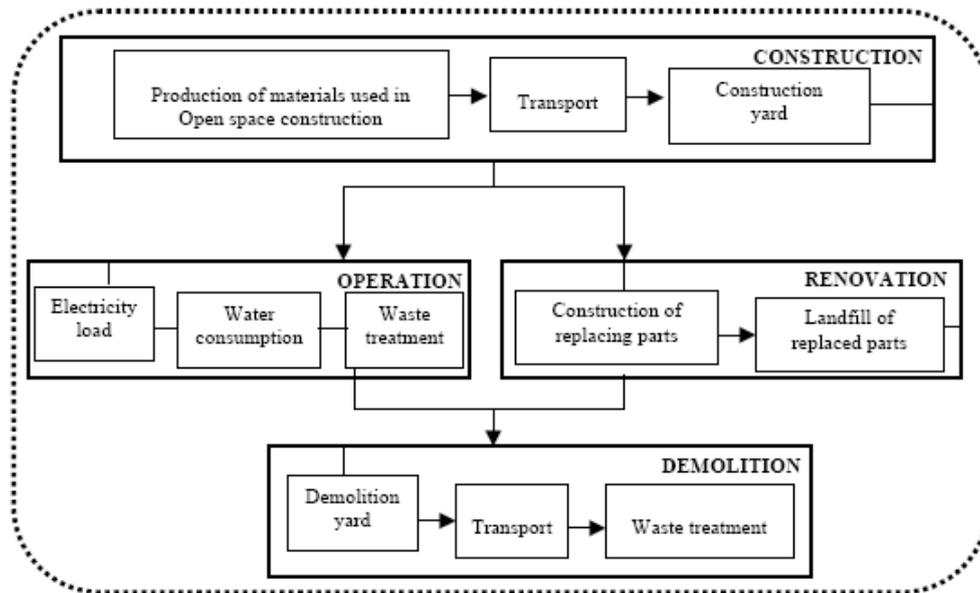


Figure 15 : Cycle de vie des espaces ouverts, [Popovici, 2006]

L'ACV se base donc ici :

- Sur la prise en compte des matériaux de construction des infrastructures (routes, parking, rues...)
- La prise en compte des procédés intervenant dans la phase d'utilisation de ces espaces (éclairage, entretien, arrosage)
- Le remplacement et la rénovation des éléments dont la durée de vie est inférieure à celle considérée pour le quartier.

En ce qui concerne les espaces verts, seule la phase d'utilisation est actuellement prise en compte (éclairage, arrosage, traitement des déchets).

Les réseaux

Dans l'ACV du quartier il est important de tenir compte des réseaux, supports des interactions entre les éléments constitutifs du quartier, ainsi qu'entre le quartier et le territoire dans lequel il s'inscrit. Le cycle de vie de ce type d'élément se décompose ainsi :

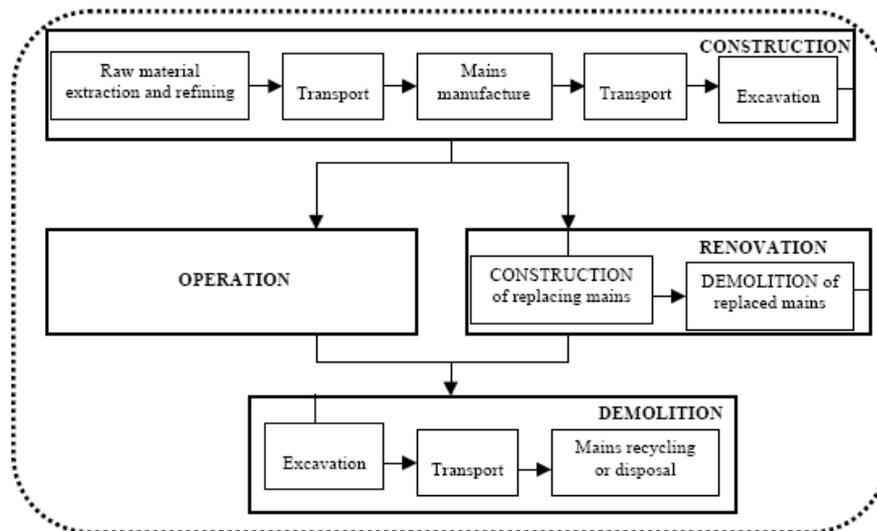


Figure 16 : Cycle de vie des réseaux, [Popovici, 2006]

Au sein de cette catégorie, on considèrera trois types de réseaux :

- le réseau de distribution d'eau potable
- le réseau d'eaux usées
- le réseau de distribution de chaleur

Les caractéristiques principales à prendre en compte concernent la composition des canalisations, la durée de vie, qui dépendent fortement du type de réseau considéré, ainsi que du contexte et des frontières de l'analyse à mener. Ainsi en fonction de ces différents paramètres, des hypothèses sont faites concernant la modélisation de ces aspects.

I-3 Hypothèses

Afin de mener l'ACV du quartier, un jeu d'hypothèses, définissant à la fois le système étudié, ses frontières, ainsi que les règles d'attribution des flux de substances est établi. Ces hypothèses concernent chacune des phases du cycle de vie du système, et doivent être précisées pour définir le cadre de validité des résultats obtenus.

I-3-1 Construction

La phase de construction intervient pour tous les types de sous-systèmes constituant le quartier, hormis les espaces verts, comme précisé précédemment. Les impacts sont ici liés aux impacts de production et de transport des matériaux utilisés.

En ce qui concerne le bâtiment, les bases de la modélisation ont été posées au cours de travaux précédents [Polster, 1995]. La phase de construction doit ici prendre en compte la production et la fabrication des composants constituant le bâtiment, ainsi que la construction du bâtiment en tant que tel. Nous considérerons ici que les inventaires disponibles pour chacun des matériaux sont disponibles et prennent en compte les impacts liés à tout le cycle de production (comprenant par exemple les déchets créés au cours de la phase de production). Une base de données regroupant une variété de matériaux, supposés représentatifs, permettant de décrire de façon pertinente les principaux types de bâtiments et modes de construction rencontrés aujourd'hui a été constituée. La distance de transport représente un des paramètres du modèle, le type de transport retenu étant le transport routier. Une quantité de matériaux en surplus (chutes de chantier) peut être définie comme paramètre du modèle, ces matériaux étant alors transportés vers une décharge, un incinérateur ou une usine de recyclage (la distance du bâtiment au site de traitement des déchets étant un autre paramètre du modèle).

La construction des espaces extérieurs est modélisée de façon similaire, les impacts liés au chantier sur site (excavation, consommation d'eau et d'électricité pendant les travaux,...) étant dans les deux cas négligés dans le modèle actuel.

Comme précisé précédemment, les réseaux considérés dans le modèle du quartier sont de trois types : réseaux d'eau potable, d'eaux usées et réseau de chaleur urbain. Dans chacun de ces cas les matériaux utilisés sont choisis en fonction des particularités des usages considérés.

I-3-2 Utilisation

La prise en compte de la phase d'utilisation dans le cas des réseaux et des espaces ouverts se fait de façon simple. Ainsi dans le cas des espaces ouverts, les procédés intervenant concernent l'éclairage, l'entretien et l'arrosage. Les consommations d'électricité, d'eau et les déchets et eaux usées produits seront des paramètres du modèle.

Les réseaux de par leur caractère « passif », ne sont pas concernés par la prise en compte de procédés. La fourniture en eau ne dépend que du rendement du réseau. Ainsi la quantité d'eau utilisée pour le quartier (ici notée DW) correspond à la quantité d'eau nécessaire à l'usage (NW) divisée par le rendement (ewn), soit :

$$DW = \frac{NW}{ewn}$$

Les déchets publics sont quand à eux principalement constitués de composés qui seront stockés et incinérés, et seront considérés de la même façon que les déchets ménagers (*cf infra*). Ils peuvent aussi en partie être compostés.

Les eaux usées sont elles partiellement traitées. Cette part correspond à :

$$DW = NW * esn$$

Où *esn* est le rendement du réseau de retraitement.

Les stations d'épuration reçoivent de plus une partie de l'eau de pluie (*STW*), principalement à cause de l'imperméabilisation des sols. Un coefficient d'imperméabilisation des sols (*i*) est déterminé pour chaque type de sols modifiés par le projet. Il faut de plus tenir compte de la part d'eau de pluie récupérée, à travers le coefficient *dwb*. On obtient ainsi, à partir de la quantité d'eau de pluie totale *RW* :

$$STW = RW * i(1 - dwb) * esn$$

La phase d'utilisation des bâtiments étant comme on l'a vu importante dans le bilan, est modélisée de manière plus détaillée. Ainsi comme précisé précédemment, l'ACV se base sur les besoins énergétiques du bâtiment, déterminés à partir de la simulation dynamique. Ces grandeurs sont calculées à partir de données météo considérées comme représentatives d'une année type [Lund, 1985], et des caractéristiques du bâtiment. Les résultats obtenus pour une année sont multipliés par la durée de vie du bâtiment, afin d'évaluer la consommation d'énergie à cette échelle de temps. Ce calcul thermique dynamique permet d'obtenir la quantité d'énergie finale nécessaire pour assurer le respect d'une consigne de température dans un bâtiment, sur une année complète. Cette énergie peut être fournie de différentes façons, qui doivent être considérées comme des paramètres du modèle. Les solutions prises en compte ici comprennent :

- Le gaz naturel
- Le fioul
- L'électricité
- Le bois-énergie
- Le chauffage urbain

Pour chacune de ces solutions technologiques, des paramètres de rendement constitueront une entrée du modèle, permettant, à partir d'inventaires supposés représentatifs des technologies considérées dans l'étude, la détermination des impacts liés à cette consommation d'énergie. De plus, dans le cas de l'électricité et du chauffage urbain, les caractéristiques de production de l'énergie (mix de production) doivent être définies et analysées pour permettre une bonne description du cadre de l'étude. Les mêmes modes de production sont de plus considérés dans le cas de la production de l'eau chaude sanitaire consommée. Enfin des consommations supplémentaires en électricité et en gaz peuvent être définies, par jour et par personne, de manière à prendre en compte des usages spécifiques (électroménager, cuisson...).

Certains aspects du comportement des occupants d'un bâtiment peuvent aussi être pris en compte dans le modèle. Ainsi il est possible de définir une consommation d'eau froide par personne et par jour (dont la valeur dépend des informations disponibles dans le contexte de l'étude), ainsi qu'une consommation en eau chaude sanitaire. Ces données, combinées aux pertes liées au réseau, permettent de déterminer les impacts de la consommation d'eau.

Dans certain cas, le transport des occupants doit pouvoir être pris en compte, son influence sur la pression environnementale pouvant être non négligeable. C'est par exemple le cas lorsque le but de l'étude est d'effectuer un choix entre plusieurs sites d'implantation du quartier, qui peuvent chacun s'inscrire dans un contexte différent, et offrir une variété de solutions de transport. De même, la conception du quartier en tant que tel peut offrir la possibilité de varier la façon dont sont conçus, pensés et organisés localement les différents modes de transport. Afin de permettre la prise en compte de ces aspects, quatre types de sites par défaut sont définis (urbain, banlieue, rural, isolé), auxquels sont associés des distances domicile-travail, domicile-commerce et domicile-réseau de transport en commun (valeurs modifiables), qui vont déterminer les valeurs moyennes d'utilisation attribuées à chaque mode de transport retenu (voiture individuelle et transport en commun), pour lesquels des inventaires sont disponibles.

Enfin le modèle doit pouvoir prendre en compte les déchets générés au cours de la phase d'utilisation. La conception d'un bâtiment, ou d'un quartier, peut permettre une meilleure gestion des déchets ménagers. Ainsi une quantité de déchets domestiques par personnes et par jour peut être définie. Le traitement des déchets se décompose en deux sous catégories. Le modèle actuel permet de définir la proportion de verre et de papier qui sera recyclée. Les distances séparant le site étudié et les diverses infrastructures de traitement des déchets sont définies comme paramètre d'entrée. Enfin, la part des déchets incinérés est prise en compte et peut être modifiée. L'incinération peut permettre si elle est valorisée, de produire de la chaleur et/ou de l'électricité. Les impacts de l'incinération sont imputés au quartier, de même que les éventuels bénéfices de l'énergie récupérée (voir [Polster, 1995] et [Popovici, 2006]). Le recyclage permet lui d'éviter la production de nouveaux matériaux, et permet un bénéfice en termes de pollutions si le procédé reste moins polluant que la production de l'équivalent. On exprime ce bénéfice (B), ou impact évité, ainsi :

$$B = r(I_n - I_r)$$

I_n étant l'inventaire de production de nouveaux produits

I_r étant celui du recyclage

r étant la part du produit recyclé

Cette expression correspond à la manière dont sont pris en compte les déchets recyclés dans le calcul d'inventaire des déchets.

I-3-3 Rénovation

La phase de rénovation ne consiste ici pas à une rénovation urbaine au sens classique du terme (une démolition d'un quartier et la reconstruction de bâtiments) mais dans le remplacement prévisible de certains éléments de durée de vie relativement courte, par exemple les revêtements et les menuiseries.

L'inventaire global de rénovation est considéré ici comme la somme de celui de production du nouvel élément et celui de traitement en fin de vie de l'ancien, les impacts associés au chantier de rénovation en tant que tel sont considérés comme négligeables.

Le mode de traitement en fin de vie dépend du type d'élément concerné. Dans le cas des réseaux d'eau, les déchets métalliques sont considérés comme étant recyclés, cette pratique étant courante [Popovici, 2006]. Les autres matériaux peuvent dans le modèle être incinérés, mis en décharge ou recyclés, en fonction des choix faits pour l'étude.

I-3-4 Démolition

Les procédés intervenant en fin de vie (dans la phase de démolition principalement) sont difficiles à connaître puisqu'ils dépendent des avancées technologiques qui ne manqueront pas d'avoir lieu. Dans le modèle actuel, les technologies telles qu'elles existent aujourd'hui sont considérées en supposant qu'elles n'évolueront pas au cours de la durée de vie du système. Cette hypothèse est vraisemblablement pessimiste, mais permet de fournir la limite haute des impacts.

Il est supposé ici que les impacts liés à cette phase du cycle de vie concernent principalement le traitement des déchets générés (ainsi on négligera les impacts locaux liés au chantier de démolition : bruit, poussière...). Le recyclage des déchets possède ici un intérêt majeur, de nombreux matériaux issus de la démolition de bâtiments, et plus largement de quartiers, peuvent être réutilisés. Il est nécessaire de distinguer deux cas de figure [Popovici, 2006] :

- Le cas de matériaux qui après recyclage peuvent être utilisés pour la même application. On parle alors de recyclage en boucle fermée.
- Le cas de matériaux dégradés au cours de leur utilisation ou du procédé de recyclage, et qui ne peuvent pas être réutilisés dans le même cadre. On parle alors de recyclage en boucle ouverte.

Un modèle de recyclage des matériaux de construction et des déchets issus de la démolition des bâtiments a été développé [Polster, 95], et est aussi appliqué de manière plus générale au quartier. Ce modèle permet la prise en compte de l'utilisation de matériaux recyclés à la construction, la prise en compte du recyclage d'éléments en fin de vie, la possibilité d'un recyclage seulement partiel d'un certain type de composant, et la possibilité de réutilisation de composants n'ayant pas atteint leur fin de vie au moment du démantèlement théorique du bâtiment ou du quartier.

L'inventaire du quartier à modéliser se calcule alors à partir de ces hypothèses et du modèle structuré ainsi. Il est établi à partir de bases de données fournissant les informations pertinentes pour chaque type d'éléments à prendre en compte dans la description du quartier, en tenant compte des caractéristiques physiques et de comportement de ceux-ci.

I-4 Indicateurs

Dans la méthodologie d'ACV, l'inventaire sert alors de base au calcul d'indicateurs d'impact. Les inventaires peuvent en effet être constitués de plus de 1000 substances différentes, un volume d'informations qui ne permet pas de mener une ACV comparative sur cette seule base. Les substances considérées possèdent de plus des caractéristiques environnementales diverses, dont il est important de tenir compte. La phase d'analyse d'impact consiste donc à agréger les inventaires en un certain nombre d'indicateurs jugés pertinents pour répondre aux buts de l'analyse qui est menée.

I-4-1 Catégories d'impacts, méthodes existantes

Les catégories d'impact concernent ici trois grandes catégories environnementales : les ressources, les écosystèmes et la santé humaine. Parmi ces grandes catégories, les impacts considérés comme pertinents pour notre étude sont listés dans le tableau suivant :

Tableau 1 : Les catégories d'impact choisies pour le modèle d'ACV des quartiers, [Popovici, 2006]

Environmental theme	Impact category
I) Resources	Energy
	Water
	Abiotic resources
	Waste
	Land
II) Ecosystem	Climate change
	Acidification
	Smog formation
	Ecotoxic emissions
	Eutrophication
III) Human health	Human toxicity
	Damage to health caused by climate change
	Damage to health caused by ozone layer depletion
	Respiratory effects due to organic and inorganic substances
	Ionising radiation
	Odour

Cette liste de catégories d'impact permet alors de définir et de choisir les indicateurs qui seront considérés ici comme représentatifs des impacts environnementaux d'un quartier. Pour chaque indicateur calculé, toutes les substances ayant un rôle dans la catégorie concernée seront considérées, les flux correspondant, multipliés par un facteur de caractérisation témoignant de l'importance et du poids de la substance vis-à-vis de la pollution mise en avant, étant sommés. Les facteurs de caractérisation sont tirés d'une analyse intégrant les connaissances actuelles sur chaque substance et ses effets.

Les données intéressantes en termes d'impacts peuvent être de deux ordres :

- les catégories d'impact intermédiaires (orientées problèmes) : avec des indicateurs particuliers, elles permettent de quantifier un impact sans chercher à expliciter les conséquences finales de la pollution concernée (par exemple l'indicateur de changement climatique)
- les évaluations de dommages : les indicateurs concernés quantifient les dommages causés à un sujet en particulier (écosystèmes, santé humaine,...), potentiellement liés à des sources

multiples de pollution (par exemple les dommages sur la santé causés par le changement climatique).

Ces deux catégories présentent leurs avantages et inconvénients. Ainsi les indicateurs intermédiaires peuvent s’avérer plus fiables, car plus directement reliés aux flux, alors que les indicateurs orientés dommages nécessitent une interprétation ou des études et calculs sources d’incertitudes (en effet, si on considère la toxicité vis-à-vis de l’homme, une étude sur la dangerosité de toutes les substances concernées devra être menée, comprenant notamment une analyse de l’exposition aux substances, la caractérisation des risques, l’obtention d’une courbe reliant la dose reçue et les effets...). Néanmoins des indicateurs orientés dommages sont plus lisibles, et correspondent à des effets concrets et identifiables. Les nombreuses méthodes utilisées cherchent donc pour la plupart à combiner l’usage de ces deux catégories d’indicateurs, pour permettre une plus grande qualité de l’information fournie par l’analyse d’impact.

Au sein de la base de données Ecoinvent sont regroupées les données d’inventaire mais aussi plusieurs indicateurs d’impact. Les méthodes mises en jeu pour leur calcul et intégrées dans la base de données sont listées ci-après [Implementation of LCIA, ecoinvent report n°3, 2007] :

Tableau 2 : Méthodes d'analyse d'impact implémentées dans Ecoinvent

Method	Background publication
GML 2001	(Guinée et al. 2001a; b)
Gumulative energy demand (CED)	Own concept
Gumulative exergy demand (CExD)	(Boesch et al. 2007)
Eco-indicator 99	(Goedkoop & Spriensma 2000a; b)
Ecological Footprint	Huijbregts et al. 2006
Ecological scarcity 1997	(Brand et al. 1998)
Ecological Damage Potential (EDP)	(Köllner & Scholz 2007a; b)
EDIP - Environmental Design of Industrial Products 1997	(Hauschild & Wenzel 1997), DK LCA Center 2007
EDIP - Environmental Design of Industrial Products 2003	(Hauschild & Potting 2005)
EPS - environmental priority strategies in product development	(Steen 1999)
IMPACT 2002+	(Jolliet et al. 2003)
IPCC 2001 (Global Warming Potential)	(Albritton & Meira-Filho 2001; IPCC 2001)
TRACI	(Bare 2004; Bare J. G. et al. 2007)
Selected LCI indicators	ecoinvent final reports

GML Centre of Environmental Science

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change

Dans le cas qui nous intéresse, toutes les méthodes ne sont pas pertinentes. Dans le cadre de l’ACV des quartiers, deux méthodes sont plus particulièrement retenues.

I-4-2 La méthode CML

C’est une méthode proposant le calcul d’indicateurs orientés problèmes, recouvrant plusieurs sous catégories d’impact [Guinée & Al., 2001a, 2001b, 2001c]. Les indicateurs issus de cette méthode implémentés dans la base de données Ecoinvent sont listés dans le tableau suivant :

Tableau 3 : Indicateurs de la méthode CML implémentés dans Ecoinvent

Category	SubCategory	Name	Unit	Location
Baseline impact categories				
GML 2001	acidification potential	average European	kg SO ₂ -Eq	RER
GML 2001	acidification potential	generic	kg SO ₂ -Eq	GLO
GML 2001	climate change	GWP 100a	kg CO ₂ -Eq	GLO
GML 2001	climate change	GWP 20a	kg CO ₂ -Eq	GLO
GML 2001	climate change	GWP 500a	kg CO ₂ -Eq	GLO
GML 2001	climate change	lower limit of net GWP	kg CO ₂ -Eq	GLO
GML 2001	climate change	upper limit of net GWP	kg CO ₂ -Eq	GLO
GML 2001	eutrophication potential	average European	kg NO _x -Eq	RER
GML 2001	eutrophication potential	generic	kg PO ₄ -Eq	GLO
GML 2001	freshwater aquatic ecotoxicity	FAETP 100a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	freshwater aquatic ecotoxicity	FAETP 20a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	freshwater aquatic ecotoxicity	FAETP 500a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	freshwater aquatic ecotoxicity	FAETP infinite	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	human toxicity	HTP 100a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	human toxicity	HTP 20a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	human toxicity	HTP 500a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	human toxicity	HTP infinite	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	land use	competition	m ² a	GLO
GML 2001	marine aquatic ecotoxicity	MAETP 100a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	marine aquatic ecotoxicity	MAETP 20a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	marine aquatic ecotoxicity	MAETP 500a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	marine aquatic ecotoxicity	MAETP infinite	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	photochemical oxidation (summer smog)	EBIR	kg formed ozone	RER
GML 2001	photochemical oxidation (summer smog)	MIR	kg formed ozone	RER
GML 2001	photochemical oxidation (summer smog)	MOIR	kg formed ozone	RER
GML 2001	photochemical oxidation (summer smog)	high NO _x POCP	kg ethylene-Eq	RER
GML 2001	photochemical oxidation (summer smog)	low NO _x POCP	kg ethylene-Eq	RER
GML 2001	resources	depletion of abiotic resources	kg antimony-Eq	GLO
GML 2001	stratospheric ozone depletion	ODP 10a	kg CFC-11-Eq	GLO
GML 2001	stratospheric ozone depletion	ODP 15a	kg CFC-11-Eq	GLO
GML 2001	stratospheric ozone depletion	ODP 20a	kg CFC-11-Eq	GLO
GML 2001	stratospheric ozone depletion	ODP 25a	kg CFC-11-Eq	GLO
GML 2001	stratospheric ozone depletion	ODP 30a	kg CFC-11-Eq	GLO
GML 2001	stratospheric ozone depletion	ODP 40a	kg CFC-11-Eq	GLO
GML 2001	stratospheric ozone depletion	ODP 5a	kg CFC-11-Eq	GLO
GML 2001	stratospheric ozone depletion	ODP steady state	kg CFC-11-Eq	GLO
GML 2001	terrestrial ecotoxicity	TAETP 100a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	terrestrial ecotoxicity	TAETP 20a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	terrestrial ecotoxicity	TAETP 500a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
GML 2001	terrestrial ecotoxicity	TAETP infinite	kg 1,4-DCB-Eq	GLO

Category	SubCategory	Name	Unit	Location
Study specific impact categories				
CML 2001	freshwater sediment ecotoxicity	FSETP 100a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
CML 2001	freshwater sediment ecotoxicity	FSETP 20a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
CML 2001	freshwater sediment ecotoxicity	FSETP 500a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
CML 2001	freshwater sediment ecotoxicity	FSETP infinite	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
CML 2001	malodours air	malodours air	m3 air	GLO
CML 2001	marine sediment ecotoxicity	MSETP 100a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
CML 2001	marine sediment ecotoxicity	MSETP 20a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
CML 2001	marine sediment ecotoxicity	MSETP 500a	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
CML 2001	marine sediment ecotoxicity	MSETP infinite	kg 1,4-DCB-Eq	GLO
CML 2001	ionising radiation	ionising radiation	DALYs	GLO

Ici encore tous ces indicateurs ne concernent pas l'étude dont ce travail fait l'objet. Une sélection des catégories pertinentes est donc effectuée.

La méthode CML considère :

- Des « domaines » à protéger : la santé, l'environnement naturel, les ressources naturelles et l'environnement produit par l'homme
- Des échelles géographiques : globale, régionale et locale
- Des catégories d'impact
- Des indicateurs d'impact pour chaque catégorie

Les liens entre ces différents éléments sont résumés dans le tableau suivant [Guinée & al, 2001] :

Tableau 4 : Classification des catégories d'impact pour la méthode CML

	Health	Natural environment	Natural resources	Man-made environment
Global scale				
1) depletion of abiotic resources	✓	✓	✓	
2) climate change	✓	✓		✓
3) stratospheric ozone depletion	✓	✓		✓
4) depletion of biotic resources	✓	✓	✓	
Regional scale				
5) photo-oxidant formation	✓	✓	✓	✓
6) acidification	✓	✓	✓	✓
7) eutrophication		✓	✓	✓
Local scale				
8) human toxicity	✓			
9) ecotoxicity		✓	✓	
10) odour	✓			
11) land use		✓	✓	
12) noise	✓	✓	✓	
13) waste heat		✓	✓	
14) ionising radiation	✓	✓	✓	
15) casualties	✓			
16) desiccation		✓		

Les indicateurs retenus dans notre cas, et dont le mode de calcul est précisé en annexe, sont :

- L'épuisement des ressources abiotiques

Les ressources abiotiques peuvent être définies de plusieurs façons. On considèrera ici que ce sont les éléments du tableau périodique des éléments, dans leurs conditions standards d'existence, et dans toutes leurs configurations naturelles, la biomasse exceptée.

- Le changement climatique (effet de serre)

L'effet de serre et son augmentation sont aujourd'hui des phénomènes bien connus. Ce mécanisme permet en effet à notre planète de se maintenir à une température moyenne de 16°C, là où s'il n'existait pas elle serait à -18°C.

La plupart du rayonnement reçu par l'atmosphère et la planète est réfléchi ou réémis sous la forme d'infrarouges par l'atmosphère et la surface terrestre. Les gaz, aérosols et particules présentes dans l'atmosphère, en absorbant une partie de cette réémission, participent à l'accroissement de la température globale de la planète.

Il existe deux types de contributions à l'effet de serre :

- Les effets directs, qui intensifient le forçage. On prend en compte pour ceux-ci les gaz qui absorbent les infrarouges, ou qui sont dégradés en CO₂ et ayant une durée de vie suffisamment longue pour produire un effet significatif. Ils comprennent : le CO₂, le CH₄, le N₂O, O₃ et les hydrocarbures chlorés, bromés et fluorés.
- Les effets indirects, soit positifs soit négatifs (c'est-à-dire amplifiant ou réduisant l'importance de l'effet de serre). On considèrera notamment les effets qui participent à la production de substances ayant des effets directs. Sont concernés le CO, les NO_x, les différents composés organiques non méthaniques, le méthane. En terme d'effets négatifs, on prendra notamment en compte les halogènes, responsables de la diminution de la couche d'ozone, le SO₂ et les aérosols.

Pour évaluer la contribution d'une substance au réchauffement climatique, on utilise l'indicateur GWP (Global Warming Potential), modélisé à partir des travaux de l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), qui met à jour régulièrement une liste des « meilleures estimations provisoires » sur plusieurs échelles de temps (20, 100 et 500 ans) [Houghton et al, 2001].

Si le principal vecteur de cet effet est la vapeur d'eau, sa concentration dans l'atmosphère n'a pas subi d'évolution notable. Ce gaz n'est donc pas considéré dans l'indicateur de potentiel de réchauffement global, qui intègre une cinquantaine de gaz à effet de serre. Le développement industriel de l'humanité a entraîné et entraîne une augmentation de la concentration de ces derniers dans l'atmosphère, conduisant à une hausse de la température moyenne de la terre.

- L'amincissement de la couche d'ozone

Certaines émissions anthropiques provoquent un amincissement de la couche d'ozone, les molécules de cette dernière étant brisées par réaction chimique avec le méthane, le N₂O, la vapeur d'eau, et les composés chlorés et bromés (la contribution de l'homme à cet amincissement est principalement liée à l'émission de composés halogénés, et dans une moindre mesure le NO₂ et le CH₄).

La couche d'ozone est une barrière naturelle qui protège la surface terrestre des UV-B émis par le soleil. La hausse du pourcentage de ces radiations qui atteignent la surface de la terre a des conséquences sur la santé (humaine et animale), sur les écosystèmes terrestres et aquatiques, ainsi que sur les cycles biochimiques et les matériaux.

Le protocole de Montréal ayant conduit à l'interdiction progressive des principales substances impliquées, nous avons supprimé l'indicateur « Ozone Depletion Potential » des sorties du modèle, afin de ne pas compliquer inutilement la phase d'interprétation des résultats.

- La formation de photo-oxydants

L'action de la lumière sur certains polluants primaires conduit à l'apparition de photo-oxydants (notamment l'ozone et le peroxyacétylnitrate, PAN), potentiellement dangereux pour l'homme, les écosystèmes et les cultures. Ils se forment dans la troposphère par oxydation de COVs ou de CO, en présence de composants oxygénés (radicaux OH principalement), de NOx et de lumière.

On désigne en général ce phénomène par « smog d'été », par opposition au smog d'hiver, riche en composés inorganiques, particules, CO ou composés soufrés. Il concerne les COV contenant de l'hydrogène ou des doubles liaisons, en général classés comme hydrocarbures ou comme COV.

- L'acidification

L'acidification est un impact pertinent à l'échelle régionale, car elle est une conséquence de l'émission de produits ayant une durée de vie de plusieurs jours. Ces substances génèrent ou contribuent à l'émission d'ions H⁺, qui lavent les anions présents dans le système considéré [Manahan, 2000]. L'acidification d'un milieu a de nombreux effets sur celui-ci, les eaux voyant par exemple leur pH baisser, les écosystèmes sont dégradés (capacités neutralisantes diminuées, intégrité de la faune et de la flore mise à mal), les infrastructures et productions humaines sont attaquées (dégradation des façades, des revêtements).

Il existe deux voies induisant ce phénomène : soit de façon sèche, par dépôt de particules ou de gaz, et accumulation sur la végétation, les sols ou à la surface de l'eau, soit par dépôt humide, dissolution dans la pluie ou dans des substances gazeuses condensées, qui peut facilement toucher la qualité de l'eau et par voie de conséquence les systèmes aquatiques et terrestres. Il est bien important de distinguer l'acidification directe et l'acidification potentielle, où les anions responsables sont stockés dans la biomasse et ne seront que potentiellement rejetés.

Les composés responsables de cet effet sont principalement :

- Les acides, (HCl ou H₂SO₄), responsables d'une acidification directe
 - Les acides anhydres comme le SO₂, qui peuvent redevenir des acides en présence d'eau (H₂SO₃ et H₂SO₄)
 - Les substances rejetant des ions H⁺ au cours de transformations chimiques (transformation d'ammoniac en nitrates par exemple).
- L'eutrophisation

L'eutrophisation est un phénomène d'enrichissement en macronutriments (l'azote et le phosphore notamment) des milieux aquatiques. Cet enrichissement peut être à la source d'une augmentation de la croissance du plancton et des plantes aquatiques de surface, qui entraîne une surconsommation d'oxygène et une opacification des eaux, mettant à mal les échanges au sein du milieu aquatique. Ainsi à la surface des lacs concernés par ce phénomène on observe une baisse de la

concentration d'O₂ et une hausse de celle de H₂S (liée à la décomposition de la biomasse), ce qui à terme induit la disparition de tous les organismes aquatiques.

- L'odeur

La notion d'odeur est compliquée à étudier et à quantifier. On utilise ici comme valeur seuil la concentration pour une substance, sous des conditions standards (à définir), à laquelle un échantillon représentatif de la population peut faire la différence entre un mélange d'air et de substance et de l'air pur [Heijungs & al, 1992]. L'indicateur utilisé est alors basé sur la méthode des volumes critiques.

- Les radiations ionisantes et les déchets radioactifs

Cette catégorie concerne aussi bien l'émission de substance radioactive que l'exposition directe à des radiations qui ont un impact sur les hommes et les animaux.

On peut mesurer l'activité radioactive en Becquerels, soit le nombre de désintégrations d'atomes par unité de temps (un Bq correspond à une désintégration par seconde), celle-ci décline au cours du temps. La demi-vie d'une substance correspond à une baisse de cette activité de moitié.

Il n'existe pas de consensus sur la prise en compte de cet impact, la plupart des analyses le négligeant. Dans cette étude nous avons néanmoins choisi d'en tenir compte, la consommation d'électricité dans le bâtiment, majoritairement produite à partir d'énergie nucléaire en France, étant importante. L'indicateur considéré est la quantité de déchets radioactifs générés.

Il existe différents types de déchets nucléaires, caractérisés notamment par leur activité et le temps de stockage nécessaire (qui peut varier de 30 à 10000 ans). Prendre en compte leur quantité est intéressant en l'absence de véritable indicateur concernant l'exposition à des radiations, et permet par exemple de ne pas négliger les impacts spécifiques de l'énergie nucléaire, ce qui serait le cas si l'analyse se concentrait sur les indicateurs principaux, comme par exemple la production de CO₂.

- Consommation en énergie primaire

L'énergie primaire est définie comme l'énergie contenue dans les ressources naturelles (charbon, pétrole, gaz naturel, bois, uranium) n'ayant subi aucune transformation anthropogénique [Frischknecht & al, 1996].

- Production de déchets

Le secteur du bâtiment est fortement producteur de déchets inertes. Il est donc important de prendre en compte cet impact.

Deux aspects supplémentaires doivent être pris en compte pour notre étude : l'écotoxicité et la toxicité humaine. Ces impacts peuvent être abordés de façons différentes, selon que l'on utilise des indicateurs orientés dommages ou problèmes. Conformément aux recommandations émises au sein du projet ILCD (International Life Cycle Database) [ILCD, 2008], dont un résumé concernant ces deux aspects est présenté en annexe, nous choisissons ici d'utiliser les indicateurs calculés au sein de la méthode Eco-Indicator.

I-4-3 La méthode Eco-Indicator

La méthode Eco-Indicator 99 est une approche orientée dommage de l'impact environnemental d'un processus, qui cherche à évaluer un impact d'une façon plus aboutie. Ainsi il est possible grâce à cette méthode d'évaluer d'une façon plus claire et plus « lisible » les dégâts causés à l'environnement, par l'usage d'indicateurs qui concrétisent formellement les conséquences environnementales d'un procédé. Cette démarche s'accompagne néanmoins d'incertitudes accrues, liée à la complexité des modèles mis en œuvre pour l'obtention de ces indicateurs. Eco-indicator fut une des premières méthodes développées selon cette approche [Goedkoop, 1995], principalement orientée vers l'éco-conception (Eco-indicator 95). En effet l'interprétation d'une dizaine d'indicateurs, pas nécessairement clairement reliés à des effets concrets, est une tâche souvent difficile pour les professionnels du secteur. Goedkoop proposa une méthode de pondération des différents impacts orientés problèmes, afin de les agréger un en indicateur unique.

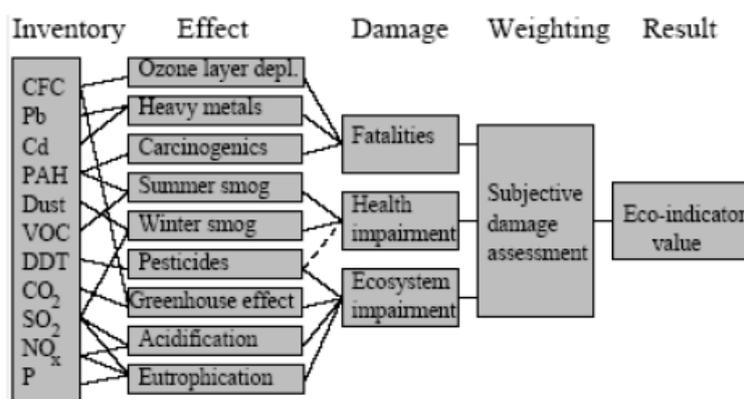


Figure 17 : La méthodologie de Eco-indicateur 95 [Goedkoop, 1995]

La version initiale à été améliorée, pour donner la méthode Eco-indicateur 99 [Goedkoop & Spriensma, 2000], qui inclut de nouvelles dimensions telles que :

- Des théories culturelles, permettant une prise en compte des comportements
- Des analyses portant sur l'évolution des produits émis
- Des améliorations concernant les catégories de dommages et d'impacts utilisées (précédemment tirées des travaux de Heijungs [Heijungs & al, 1992])
- La prise en compte de nouveaux impacts précédemment négligés (épuisement des ressources, usage des terres)

Tableau 5 : La classification des catégories d'impact pour Eco-indicator 99

Damage caused by	to human health	to ecosystems quality	to resources
1) carcinogenic substances	✓		
2) respiratory effects due to organic substances	✓		
3) respiratory effects due to inorganic substances	✓		
4) climate change	✓		
5) ionising radiation	✓		
6) ozone layer depletion	✓		
7) ecotoxic emission		✓	
8) the combined effect of acidification and eutrophication		✓	
9) land occupation and land conversion		✓	
10) extraction of minerals			✓
11) extraction of fossil fuels			✓

Les théories culturelles et comportementales sont basées sur trois catégories de fonctionnement en termes de prise de décision [Goedkoop & Spriensma, 2000]:

- Une vision égalitaire, portée sur une vision à long terme, où même de faibles preuves scientifiques justifient la prise en compte d'un problème
- Une vision individualiste, plutôt tournée vers des perspectives à court terme, qui ne prend en compte que les effets prouvés
- Une vision hiérarchiste, partagée entre les visions à court et long terme, et où le consensus scientifique permet la prise en compte.

Les inventaires sont ici reliés à trois catégories de dommages, caractérisés par une unité :

- La santé humaine est caractérisée par le DALY (Disability Adjusted Life Years), qui traduit le nombre d'années de bonne santé perdues à cause des différents impacts liés aux pollutions (« quantitative indication burden of disease that reflects the total amount of healthy life lost, to all causes, whether from premature mortality or from some degree of disability during a period of time », [world bank, 1993]), et qui distingue les années vécues avec des affections (YLD : Years Lived Disabled) et les années perdues par mortalité prématurée (YLL : Years of Life Lost)
- Concernant les dommages causés aux écosystèmes, sont caractérisées les espèces affectées sur une certaine zone, selon deux unités : le PAF (Potentially Affected Species), concernant l'écotoxicité, qui explicite la part d'espèces vivant sous un stress toxique, et le PDF (Potentially Disappeared Fraction of species), relié à l'acidification, l'eutrophisation et l'usage des terres, et qui traduit la part d'espèce qu'il est peu probable de trouver dans une région, à cause de conditions défavorables.
- Pour les ressources minérales et fossiles, on considère la quantité d'énergie supplémentaire (en MJ) qu'il sera nécessaire d'utiliser dans le futur pour extraire la quantité d'énergie inventoriée aujourd'hui.

Nous ne retiendrons ici que les indicateurs calculés pour les deux premières catégories de dommages, et n'utiliserons pas l'indicateur exprimant les impacts sur les ressources minérales et fossiles, ni l'indicateur final agrégé.

A partir de l'inventaire établi pour le procédé étudié, les modèles utilisés dans la méthodologie sont appliqués, prenant en compte les chaînes de causes à effets. Quatre étapes d'analyse sont menées :

- Une analyse du devenir des substances, qui modélise les transferts entre les différents compartiments du milieu (air, eau des rivières, nappes phréatiques, sols, sédiments,...) et la dégradation des substances, afin de calculer les concentrations en polluants
- Une analyse de l'exposition, basée sur les concentrations calculées, qui estime à quel point les hommes, les animaux, la végétation... peuvent être contaminés (évaluation des doses reçues)
- Une analyse des effets, en lien avec le degré d'exposition à une certaine substance, permet de connaître les types et les fréquences de pathologies (ou autres effets) qui seront développés (fonctions « dose-réponse »)
- Une analyse des dommages, expression dans l'unité considérée des résultats de l'analyse des effets.

Ainsi, concernant la santé humaine, en sachant qu'un certain niveau d'exposition (dose) entraîne un risque d'augmentation quantifié d'un certain type de cancer, il est possible d'obtenir des données sur l'âge moyen des personnes susceptibles de développer ce cancer, le risque moyen de décès, et ainsi calculer les valeurs des YLD et YLL, selon la méthodologie développée par la banque mondiale [Murray & Lopez, 1996] :

$$YLD = D * \left\{ \frac{KCe^a}{(r + \beta)^2} \left[e^{-(r+\beta)(L+a)} [-(r + \beta)(L + a) - 1] - e^{-(r+\beta)a} [-(r + \beta)a - 1] \right] + \frac{1 - K}{r} (1 - e^{-rL}) \right\}$$

D : poids de la pathologie

K : facteur de modulation de la pondération en âge, =1

C : constante d'ajustement, =0.1658

e=2.1718

r : taux de décompte, 0.03

a : âge d'apparition de la pathologie

β : paramètre de pondération de l'âge, 0.04

L : durée de la pathologie

$$YLL = \frac{KCe^a}{(r + \beta)^2} \left[e^{-(r+\beta)(L+a)} [-(r + \beta)(L + a) - 1] - e^{-(r+\beta)a} [-(r + \beta)a - 1] \right] + \frac{1 - K}{r} (1 - e^{-rL})$$

a : âge au décès

L : espérance de vie standard à l'âge a (actuellement à la naissance 82.5 ans pour les femmes et 80 pour les hommes)

On obtient alors le DALY

$$DALY = YLD + YLL$$

En ce qui concerne l'écotoxicité, on calcule le PAF (Potentially Affected Fraction of species) pour les plantes et les espèces animales peu évoluées. On calcule aussi le PDF des plantes. Les dommages causés aux espèces plus évoluées (mammifères, oiseaux) ne peuvent pas être calculés. On considère généralement que les dommages aux plantes et espèces peu évoluées sont représentatives pour cette catégorie. Pour la plupart des substances on calcule les dommages à l'échelle de l'Europe, hormis pour les gaz à effet de serre ou les gaz attaquant la couche d'ozone et à longue durée de vie, qui sont pris en compte à une échelle mondiale.

L'unité de dommage est le PDF (Potentially Dissapeared Fraction of species), la correspondance avec le PAF est :

$$1 \text{ PDF} = 10 \text{ PAF}$$

On notera que la méthode Eco-indicator 99 comporte quelques limites : l'inventaire comporte moins d'éléments que pour la méthode CML, les impacts de la toxicité pour l'homme sont couverts de façon limitée, certains modèles utilisés sont dépassés (acidification et eutrophisation), les autres impliquent des incertitudes relativement élevées (toxicité humaine, liens entre le réchauffement climatique et la diminution de la couche d'ozone).

I-4-3 Cas du quartier : indicateurs spécifiques à l'usage des sols

Une des particularités de l'ACV des quartiers mise en évidence ici est l'impact sur la qualité des sols, qui est caractérisée ici par quatre indicateurs. En effet si dans le cas d'un bâtiment ce type d'impact peut être négligé, l'étude d'un quartier entier rend la problématique soulevée incontournable. Ces quatre indicateurs sont :

- L'indicateur NDP, défini dans la méthode CML, dont le calcul est explicité en annexe. Les différents types d'usage des sols introduits [Brentrup & al, 2002] ont été modifiés afin de correspondre à un contexte de quartier [Popovici, 2006] :

Tableau 6 : Valeurs du NDP pour différents usages des sols

Land use type	NDP	Main characteristics
Buildings	1	built area, 100% surface
Continuous urban fabric	0.95	mainly covered by buildings, access roads, non-linear vegetation and bare soil exceptional, 80-100% sealed surface
Road and rail networks	0.9	motorways, railways plus associated structures
Discontinuous urban fabric	0.85	Buildings, roads, associated with larger vegetated area and bare soil, 50-80% sealed surface
Intensive arable	0.8	land use permanently for arable crops
Extensive arable	0.7	land use for arable crops but considering periodical fallow seasons
Green urban areas	0.7	vegetated areas with urban fabric (e.g. parks, cemeteries, etc.)
Intensive permanent pasture	0.6	pastures intensively used
Extensive permanent pasture	0.5	pastures less exploited
Intensively managed forests	0.4	forests exploited intensively for wood
Permanent fallow land	0.3	agricultural land not seeded
Extensively managed forests	0.2	less exploited forests
Salt meadows, growing peatbogs	0.1	nearly natural areas

- L'indicateur intitulé « *naturalness degradation due to land transformation* », qui permet de quantifier les conséquences d'un changement d'usage des sols (ex : des terres arables servant pour des constructions, transformation d'un parking en espace vert...)
- Le rapport « *built area/total area* », rendant compte de la densité des bâtiments et de l'efficacité de l'usage des sols

- L'indicateur traduisant l'imperméabilisation moyenne de la surface du quartier, caractérisant la quantité d'eau de pluie s'infiltrant dans le sol (l'autre partie pouvant être récupérée ou directement collectée et transportée jusqu'à une station d'épuration)

I-4-4 Indicateurs : interprétation et normalisation

On utilisera donc finalement, dans notre étude, le jeu d'indicateurs présenté dans le tableau suivant :

Tableau 7 : Les indicateurs d'impact utilisés pour l'ACV des quartiers, [Popovici, 2006]

Environmental indicator	Approach	Type	Unit
Cumulative Energy Demand (CED)	Problem	Quantitative*	GJ equiv.
Water consumption	Problem	Quantitative	m ³
Abiotic Depletion Potential (ADP)	Problem	Potential	kg Antimony equiv.
Waste creation	Problem	Quantitative	t eq.
Radioactive waste creation	Problem	Quantitative	dm ³
Naturalness Degradation Potential [NDP]	Problem	Potential	m ² *years
Naturalness degradation due to land transformation	Problem	Potential	m ² *years
Built area/Total area	Problem	Quantitative	dimensionless
Average imperviousness of the settlement surface	Problem	Quantitative	dimensionless
Global Warming Potential (GWP)	Problem	Potential	t CO ₂ equiv.
Acidification Potential (AP)	Problem	Potential	kg SO ₂ equiv.
Photochemical Oxidant Formation Potential (POCP)	Problem	Potential	kg C ₂ H ₄ equiv.
Eutrophication Potential (EP)	Problem	Potential	kg PO ₄ ³⁻ equiv.
Damage cause by the ecotoxic emission to ecosystems	Damage	Potential	PDF*m ² *year
Damage to human health	Damage	Potential	DALY
Odour Threshold Value (OTV)	Problem	Potential	m ³ contaminated air

*the primary energy is calculated using transformation conventions without employing the "prevention principle"

On note la présence de deux indicateurs orientés dommages, qui ont été choisis ici pour leur pertinence vis-à-vis du but de l'étude. Ils permettent en effet d'obtenir une information plus parlante que leur équivalent orienté problème (exprimés en kg de 1,4-dichlorobenzène équivalent/kg, écotoxicité exprimée). Ils permettent de plus de prendre en compte l'impact de phénomènes non directement liés à la toxicité (ainsi les conséquences sur la santé et sur les écosystèmes des phénomènes de réchauffement climatique ou encore d'amincissement de la couche d'ozone interviennent dans le calcul de ces indicateurs).

L'importance de chacun des indicateurs, et des valeurs atteintes peut, dans le cas notamment des indicateurs orientés problèmes, être difficile à évaluer, vu les unités choisies. Il est alors intéressant de les normaliser, et dans le cadre de notre étude de les ramener à des grandeurs exprimées en année-habitant, soit l'impact correspondant à un habitant moyen sur un an. Cette normalisation peut ici se faire à deux niveaux :

- Un niveau national, en se basant sur des données émises par l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie), l'ANDRA (Agence Nationale pour la gestion des Déchets RAdioactifs), l'Observatoire de l'Energie, la Banque Nationale de Données sur l'Eau, ou le CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique pour l'Etude de la Pollution Atmosphérique). On obtient alors les grandeurs suivantes (en notant que les émissions dans l'air et l'eau prises en compte se limitent aux principales substances, cette moyenne est donc sous évaluée dans ces cas) :

Tableau 8 : Moyenne année-habitant pour la France, en 1997, [Peuportier, 2008]

IMPACTS MOYENS PAR HABITANTS ET PAR AN (France)			
thème	unité	Année-habitant	Source
effet de serre	kg CO ₂ eq.	8 680	CITEPA
énergie primaire	kWh	48 670	Observatoire de l'Energie
acidification	kg SO ₂ eq.	62,3	CITEPA
smog	kg C ₂ H ₄ eq.	19,7	CITEPA
eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ eq.	38,1	IFEN
eau	m ³	339	IFEN
déchets radioactifs	dm ³	0,51	ANDRA
autres déchets	kg éq.	10 400	ADEME
toxicité humaine	DALY	0.0068	Jolliet (Europe)
éco-toxicité	PDF.m ² .an	13 700	Jolliet (Europe)

- Sur le plan européen, les données calculées par le NOVEM (l'agence pour l'environnement et l'énergie des Pays-Bas) [Peuportier & al, 1997] peuvent être complétées par des données françaises extrapolées à l'Europe. De plus des travaux récents [Eurostat, 2005], [EC-DGTREN, 2004] permettent d'obtenir des données statistiques sur toute l'Europe (sur la consommation en énergie primaire notamment, ainsi que pour les volumes de déchets nucléaires, basés sur la production d'électricité nucléaire par l'UCTE (Union for The Coordination of Transmission of Electricity)). On obtient alors :

Tableau 9 : Moyenne année-habitant en Europe

Impact indicator	Unit	Source
Global warming potential (GWP)	12 978 kg CO ₂ eq./pers/year	average calculated for European Union (25) in 2004 [Eurostat, 2005]
Acidification (AP)	113 kg SO ₂ eq./pers/year	average calculated for Europe by NOVEM,
Photochemical ozone production (POCP)	19.7 kg. C ₂ H ₂ eq./pers/year	average calculated for France in 1997
Eutrophication (EP)	38 kg PO ₄ ³⁻ eq./pers/year	average calculated for Europe by NOVEM,
Primary energy	43 052 kWh/pers/year	average calculated for European Union (25) in 2002, from [EC-DGTREN, 2004]
Water used	339 m ³ /pers/year	average calculated for France in 1997
Non-radioactive waste	10 400 kg/pers/year	average calculated for France in 1997
Radioactive waste	0.12 dm ³ /pers/year	average calculated for European Union (25) in 2002, from [EC-DGTREN, 2004]

Cette démarche facilitera la comparaison des différentes valeurs atteintes par les indicateurs concernés, ainsi que l'interprétation du résultat obtenu à l'issue de l'ACV du projet de quartier considéré.

