



HAL
open science

Modèles simplifiés d'Analyse de Cycle de Vie: cadre méthodologique et applications aux filières de conversion d'énergie

Pierryves Padey

► **To cite this version:**

Pierryves Padey. Modèles simplifiés d'Analyse de Cycle de Vie: cadre méthodologique et applications aux filières de conversion d'énergie. Génie des procédés. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2013. Français. NNT : 2013ENMP0083 . pastel-01057847

HAL Id: pastel-01057847

<https://pastel.hal.science/pastel-01057847v1>

Submitted on 25 Aug 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

École doctorale n° 432 : SMI – Science et Métiers de l'ingénieur

Doctorat ParisTech

THÈSE

pour obtenir le grade de docteur délivré par

l'École nationale supérieure des mines de Paris

Spécialité “ Energétique et Procédés ”

Document pour soumission aux membres du jury

Pierryves PADEY

le 27 novembre, 2013

Modèles simplifiés d'Analyse de Cycle de Vie : cadre méthodologique et applications aux filières de conversion d'énergie

Directeur de thèse : **Isabelle BLANC**

Jury

M. Jeroen GUINÉE , Docteur, Institute of Environmental Sciences, Leiden University	Rapporteur
M. Bernard YANNOU , Professeur des Universités, Laboratoire Génie Industriel, Ecole Centrale Paris	Rapporteur
M. François MARÉCHAL , Professeur, Lab. Industrial Process and Energy Systems Engineering, EPFL	Examineur
M. Thierry RANCHIN , Directeur de Recherche, centre O.I.E., MINES ParisTech	Examineur
Mme Isabelle BLANC , Maître de Recherche, centre O.I.E, MINES ParisTech	Examineur
M. Denis LE-BOULCH , Ingénieur Expert, Département EPI, EDF R&D	Examineur

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier ma directrice de thèse, Isabelle Blanc, pour toute son aide. Merci de m'avoir permis de me joindre au laboratoire « Observation, Impacts, Energie » (OIE) de Mines ParisTech en 2009 et de m'avoir aidé tout au long de mes études supérieures (EPFL, master spécialisé et doctorat). Elle a toujours été là pour m'aiguiller et me conseiller dans les moments critiques et c'est, pour moi, un modèle que je m'efforcerai de suivre.

Je remercie également Denis Le Boulch, ingénieur expert en ACV et mon tuteur industriel chez EDF, qui a su se montrer à l'écoute de mes attentes et qui m'a permis de réaliser cette thèse dans de bonnes conditions. Nos nombreux échanges m'auront permis d'améliorer continuellement mon travail, mais aussi de mieux connaître le monde de l'entreprise.

Bernard Yannou et Jeroen Guinée m'ont fait l'honneur d'être rapporteurs de ma thèse, ils ont pris le temps de m'écouter, de me conseiller et de discuter avec moi. Lors de nos rencontres, leurs remarques m'ont permis d'envisager mon travail sous une perspective plus large que je ne la concevais. Pour tout cela je les remercie chaleureusement.

Je tiens également à remercier François Maréchal et Thierry Ranchin d'avoir pris part à mon jury de thèse en tant qu'examineurs. Ils m'ont consacré du temps pour améliorer mes travaux et je leur exprime ma profonde gratitude.

Au cours de ces trois dernières années, j'ai eu la chance de faire partie de deux entités de recherche que sont le laboratoire OIE de Mines ParisTech et le groupe « Gestion de l'Environnement et Expertise Déchets » de EDF R&D.

Je remercie donc tout naturellement et le plus chaleureusement possible mes collègues de Mines ParisTech, Thierry, Philippe, Lionel, Benoit, Lucien, Roseline, Mireille, Pierre, Bella, Mathilde, Camille, Alexandre, Zhipeng et Didier. Vous m'avez accueilli périodiquement parmi vous, votre bonne humeur et votre soutien ont été véritablement appréciés. Bien évidemment je n'oublie pas mes collègues du département énergétique et procédés qui ont su se montrer disponibles lors de mes venues (trop courtes) à Sophia Antipolis, en particulier Robin et Alexis !

J'ai également une pensée toute particulière pour mes collègues d'EDF, du groupe E22 (Catherine, Anne-Marie, Marilyne, François, Sophie, Yves, Hervé, Violaine, Coryse, Agathe et Benoit) qui m'ont permis de réaliser cette thèse dans d'excellentes conditions, par leurs encouragements et leurs conseils, fortement appréciés ! A l'heure de rendre ce manuscrit, j'ai une pensée toute particulière pour mes deux responsables d'équipe, Vanessa Regaudie et Yann Le Tinier, qui, au cours de ces trois ans, ont toujours su se montrer disponibles, motivés et à l'écoute, je les remercie chaleureusement pour leur soutien.

Qu'aurait été ces trois années de thèse sans Aurélie, Baptiste et Samuel, la fameuse équipe des « thésards E22 » ? Votre bonne humeur et nos échanges quotidiens ont été plus qu'appréciés ; et à l'avenir ils me manqueront.

Je ne peux pas terminer ces « remerciements EDF » sans mentionner l'incroyable soutien des jeunes embauchés/doctorants que sont Rémy, Mathieu, Thomas, Jose, Kevin, Raphael, et Marie-Lou qui ont partagé les doutes, les crises mais aussi et surtout les moments de convivialités autour de cafés, trop courts. Je leurs souhaite plein de réussite dans leurs carrières respectives.

Je remercie également les nombreux relecteurs de ce manuscrit, ils se reconnaîtront. Vos commentaires pertinents ou de soutien, m'ont été d'une grande aide, lors de la finalisation de cette thèse.

Je tiens finalement à remercier ma famille, Michel, Martine, Alphonse, Patrick, Johanne et le petit dernier Antoine qui m'ont soutenu et accompagné à distance pendant ces trois années franciliennes. Disponibles, pleins de confiance en moi et fiers du travail accompli, ils ont, à leur manière, joué un rôle majeur dans l'accomplissement de cette thèse.

Pour terminer ce préambule, je tiens à te remercier Jennifer, pour ton écoute, ton soutien et pour avoir su te montrer toujours présente à mes côtés. Résumer ta contribution n'est pas possible puisqu'elle a été centrale tout au long de cette thèse. Pour tout ce que tu as fait, il n'y pas d'autre mot que merci...

Résumé étendu

La consommation électrique dans le monde a été, en 2011, d'environ 20'000 TWh. Malgré une légère baisse liée à la crise économique, la tendance de cette consommation est à la hausse. De plus, la forte croissance des économies émergentes, le besoin d'augmenter et de renouveler le parc de production existant, ainsi que la volonté de réduire les impacts environnementaux liés à la production électrique, amènent les politiques à s'interroger sur les choix énergétiques du futur.

Assurer l'approvisionnement en électricité tout en limitant les impacts sur l'environnement, en particulier les émissions de CO₂ contribuant au réchauffement climatique, requiert la mise en place d'outils d'aide à la décision qui permettront d'optimiser les choix énergétiques du futur.

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est un outil répondant à ce besoin. Elle permet en effet de considérer les impacts d'un système sur l'ensemble de son cycle de vie et offre donc une analyse complète des impacts d'un système. Toutefois, l'étude d'une filière de conversion d'énergie, c'est à dire d'un ensemble de systèmes de technologie similaire, nécessite de recourir à plusieurs ACV et donc de procéder à la collecte d'une grande quantité de données afin de prendre en compte son hétérogénéité technologique et géographique. Une filière se compose en effet d'un grand nombre de systèmes se distinguant par des caractéristiques diverses, et peut couvrir un grand nombre de configurations différentes induites notamment avec des localisations différentes dans le cas des filières d'énergies renouvelables.

Les revues de littérature, qui agrègent les résultats de différentes ACV de systèmes, permettent, en première approximation, de caractériser le profil environnemental des filières. Elles permettent ainsi de disposer d'outils simples basés sur la juxtaposition de nombreuses ACV et de proposer une vision plus synthétique pour prendre en compte les aspects environnementaux d'une filière. Toutefois, cette agrégation d'études ACV, proposée par les revues de littérature met clairement en évidence la grande variabilité des résultats d'ACV. Celle-ci limite ainsi son emploi pour la planification énergétique, amenant parfois les décideurs à considérer l'ACV comme non conclusive.

L'analyse environnementale d'une filière de conversion d'énergie s'avère donc être un sujet complexe. De plus, celle-ci comporte en effet deux niveaux, le niveau « filière », caractérisant le profil global de performances environnementales et le niveau « système », caractérisant les performances d'un ou de plusieurs systèmes au sein de la filière, permettant ainsi de les comparer entre eux.

Dans ce travail, nous avons donc proposé d'étudier les performances environnementales de ces filières selon ces deux niveaux :

- **La comparaison inter-filières**, en caractérisant leurs profils environnementaux respectifs pour pouvoir les comparer entre elles,
- **La comparaison intra-filières**, en caractérisant les performances environnementales des systèmes au sein de cette filière.

Les approches existantes étudiant les performances environnementales des filières, telles que les méta-ACV et les ACV paramétrées, ne répondent que partiellement aux objectifs de

caractérisation selon ces deux niveaux. En outre, la caractérisation environnementale des filières de conversion d'énergie, selon ces niveaux, s'avère chronophage. De plus, ces approches demeurent complexes d'utilisation pour les non-experts ACV, limitant d'autant plus le développement de la pensée cycle de vie au niveau décisionnel.

Ces observations et discussions ont permis de définir la problématique scientifique de ce travail de recherche : *« Comment générer des modèles simplifiés, capables de fournir les profils environnementaux des filières en tenant compte de la variabilité des systèmes les composant et estimer les impacts environnementaux de ces systèmes, sans devoir réaliser une ACV complète ? »*

Pour répondre à cette problématique, l'objectif scientifique est donc la mise en place d'une méthodologie **systematique** et **générique** de création de modèles paramétrés simplifiés estimant les impacts environnementaux. Cette méthodologie permettra ainsi de **définir un profil environnemental générique** de chacune des filières et d'estimer simplement, les impacts environnementaux des systèmes qui la composent.

Nous avons donc développé une méthodologie qui propose, dans un premier temps, de caractériser le profil environnemental d'une filière par la mise en place d'un modèle d'ACV paramétré stochastique tenant compte des configurations préférentielles existantes au sein de la filière. Puis, dans un second temps, cette méthodologie propose de définir un modèle simplifié estimant les performances environnementales des systèmes, en fonction de quelques paramètres clefs, définis comme étant ceux induisant la plus grande part de variance sur le profil environnemental global de la filière. La méthodologie proposée repose sur une approche générique déclinée en cinq étapes :

- 1- Définition du cadre et des objectifs de l'étude : étape définissant la filière qui va être étudiée et quelles seront les sources de variabilité à prendre en compte.
- 2- Mise en place du modèle de référence : étape permettant de quantifier les performances environnementales d'un large échantillon de systèmes en fonction des sources de variabilité préalablement identifiées. Ce modèle tient compte des configurations préférentielles au sein des systèmes composant une filière en définissant pour chaque paramètre une distribution de probabilité. Le calcul des performances environnementales sur un large échantillon de systèmes, est effectué par le biais de simulations Monte Carlo et permet de définir la distribution des performances environnementales de la filière.
- 3- Identification des paramètres clefs : étape décomposant la variance totale de l'échantillon en somme de variance induite par chaque paramètre et leurs combinaisons (indices de Sobol). Les contributions respectives des paramètres sont hiérarchisées et les paramètres clefs sont identifiés comme ceux ayant les indices de Sobol les plus importants.
- 4- Mise en place du modèle simplifié : un modèle d'estimation des performances environnementale est défini en fonction des paramètres clefs sélectionnés uniquement.
- 5- Caractérisation du domaine de validité du modèle par comparaison avec la littérature : les performances environnementales des systèmes modélisés dans la littérature sont comparées à celles issues du modèle simplifié pour les mêmes paramètres clefs. En cas de divergence, les sources d'écart sont identifiées, permettant de mettre en évidence,

quelles sont les restrictions d'applicabilité du modèle simplifié et quelles seraient les variables à ajouter dans une nouvelle itération du modèle de référence.

La méthodologie développée permet ainsi de caractériser de manière exhaustive les impacts environnementaux des filières de conversion d'énergie tout en permettant d'estimer les performances des systèmes qui la composent. Elle permet d'étudier cette variabilité des systèmes au sein des filières, pour ainsi définir leurs profils environnementaux (la distribution de leurs impacts par kWh produit) tout en quantifiant la contribution de la variabilité de chaque paramètre sur la variabilité des performances environnementales. Cette quantification met en évidence la prédominance de certains paramètres. Basés sur ces paramètres clefs, des modèles simplifiés paramétrés d'estimation des performances environnementales des systèmes composant les filières sont mis en place. Ces modèles simplifiés, exprimés sous forme d'équations paramétrées, permettent d'ajuster et d'estimer les performances environnementales d'un système, au sein de la filière étudiée.

Le cadre méthodologique développé dans ce travail de recherche comporte donc trois innovations distinctes pour la génération des modèles simplifiés:

- Les modèles simplifiés sont fonction des paramètres principaux préalablement identifiés. À partir de quelques paramètres, expliquant le plus la variabilité des systèmes au sein d'une filière, il est possible d'estimer les performances environnementales de différents systèmes,
- L'aspect générique de cette méthodologie permet de la transposer à l'ensemble des filières de conversion d'énergie en d'électricité (renouvelables, fossiles, nucléaire),
- Cette méthodologie est applicable à l'ensemble des catégories d'impacts traitées en ACV.

Ce cadre méthodologique a été appliqué à la filière éolienne terrestre en Europe ainsi qu'à la filière photovoltaïque résidentielle en France.

Dans le cas de l'éolien, des modèles simplifiés ont été mis en place pour estimer les performances carbone (en g de CO₂ eq/kWh) et énergétique (en MJ_{primaire}/kWh). Les résultats permettent ainsi d'estimer rapidement les impacts des systèmes éoliens actuellement installés en Europe à partir de deux paramètres clefs, la durée de vie et le facteur de charge. Ce cas d'application a permis d'identifier des points sensibles relatifs à la mise en place du modèle de référence et l'identification des paramètres clefs :

- La décomposition de la variance doit être effectuée à partir de paramètres indépendants. La construction du modèle de référence doit donc tenir compte de cette contrainte et le cas échéant les dépendances doivent être clairement explicitées et les indices de Sobol uniquement quantifiés pour les paramètres indépendants.
- La caractérisation des distributions de probabilités des paramètres du modèle nécessite l'accès à une grande quantité de données qui sont difficiles à obtenir. L'application du cadre méthodologique n'est donc possible que grâce à une étroite collaboration entre professionnels du secteur étudié, industriels et éventuellement politiques.
- Le choix des paramètres clefs est fonction des objectifs de l'étude. En fonction du degré de précision et de simplicité auquel le modèle simplifié doit répondre, il est en effet possible de sélectionner plus ou moins de paramètres. Aucun critère n'a été fixé pour cette sélection, celle-ci revenant à faire un choix entre simplicité et précision des résultats.

La méthodologie de génération du modèle simplifié a ensuite été appliquée à la filière photovoltaïque (PV), traitant d'un modèle de référence plus complexe que celui du premier cas d'application étudiant la filière éolienne terrestre en Europe. Les modèles de référence développés pour l'étude de la filière PV comprenaient ainsi plus de paramètres. Les modèles simplifiés estimant les performances carbone des systèmes PV résidentiels en France ont été développés pour chacune des quatre technologies de modules (mono-Si, poly-Si, CdTe, CIS) en fonction de trois paramètres clefs, l'irradiation, le ratio de performance et la durée de vie. Toutefois, cette application a montré que l'accès aux données pour pouvoir réaliser le modèle de référence et donc définir par extension le modèle simplifié était complexe et clef. Il est apparu en effet très difficile de caractériser en détail l'ensemble des paramètres identifiés comme induisant potentiellement de la variabilité. Certains paramètres ont donc été fixés constants. La définition des modèles de référence est donc apparue par le biais de ce cas d'application comme un processus itératif. Ceux-ci pourront être enrichis et plus détaillés, à fur et à mesure que de nouvelles données seront accessibles. La mise en place d'une collecte de données étendue à un maximum d'acteurs du domaine PV permettrait d'améliorer de manière significative la représentativité du modèle de référence et donc au final celle des modèles simplifiés

Les cas d'applications ont donc montré que le cadre méthodologique était valide, permettait de caractériser les profils de performances environnementales des filières et de fournir des modèles simplifiés d'estimation de ces performances pour les systèmes, sans avoir à réaliser de nouvelles ACV, répondant ainsi aux objectifs fixés dans ce travail de thèse.

Plusieurs points critiques relatifs à la méthodologie ont ensuite été discutés :

1. **L'influence du cadre de l'étude et des objectifs du modèle réduit.** Ils conditionnent directement la variabilité des paramètres des systèmes (les intervalles, les distributions de probabilités). Les objectifs de l'étude fixent également le degré de généralisation du modèle de référence. L'exemple de l'étude de la filière PV en général (comprenant le choix de la technologie de module) a montré qu'il était possible d'étudier l'ensemble d'une filière. Toutefois, dans ce cas-ci, le modèle de référence comportait des paramètres plus globaux, dont dépendent par exemple les paramètres de fabrication. De fait, plus la filière à considérer est vaste, plus le modèle de référence doit être général.
2. **Le caractère itératif de la définition du modèle de référence.** La deuxième étape de la méthodologie, comprenant la mise en place d'un modèle de référence et le calcul des performances environnementales d'un grand nombre de systèmes au sein de la filière étudiée, est une étape relativement complexe. Elle nécessite de définir un modèle prenant compte un large éventail de sources de variabilité. Les paramètres doivent ensuite être caractérisés selon des intervalles et des distributions de probabilités, ce qui implique de collecter de grandes quantités d'informations qui ne sont pas toujours accessibles. La mise en place du modèle de référence est donc un processus itératif, évoluant en fonction de l'accès à de nouvelles informations. Les modèles pourront être complexifiés selon l'accès à de nouvelles données.
3. **La sélection et le nombre de paramètres clefs par décomposition de la variance totale répondent à un compromis entre la précision et la simplicité du modèle réduit.** La quantification des parts de variances induites par chaque paramètre et leurs combinaisons permet de hiérarchiser les paramètres. Toutefois, le choix de retenir un paramètre comme

clef, c'est-à-dire de le considérer comme induisant suffisamment de variance sur la réponse environnementale est complexe. Il est possible de ne retenir qu'un nombre très restreint de paramètres clefs, le modèle simplifié sera donc très simple et fournira une information environnementale des performances des systèmes rapidement et moyennant très peu d'investissement en collecte de données pour l'utilisateur. Toutefois, les résultats obtenus le seront à partir d'un modèle peu représentatif du modèle de référence défini et utilisé en étape deux de la méthodologie. De plus, l'intervalle possible (minimum/maximum) des résultats du modèle simplifié, sera large puisqu'englobant les contributions de nombreux paramètres qui n'ont pas été retenus comme clefs. À l'inverse, la sélection d'un plus grand nombre de paramètres clefs permettra de définir un modèle simplifié plus précis et plus représentatif des résultats du modèle de référence. Ce modèle nécessitera, pour l'utilisateur final (le décideur), de collecter plus d'informations pour pouvoir l'utiliser (informations pouvant parfois être difficilement accessibles). De fait, la sélection du nombre de paramètres clefs est une recherche d'optimum entre la simplicité du modèle (et donc de son utilisation) et la précision des résultats escomptés. Cet optimum doit se définir au cas par cas, en fonction des objectifs de l'étude, de la disponibilité des données, mais également des attentes de l'utilisateur final, le décideur. En fonction des critères définis, c'est le concepteur du modèle simplifié qui sélectionnera le nombre de paramètres adéquat.

4. **L'impact de la forme mathématique des équations paramétrées pour les modèles simplifiés.** Celle-ci a été initialement fixée comme dépendante de la forme du modèle de référence. Cependant, ces équations pourraient suivre d'autres formalismes. Les modèles simplifiés, dans le cas de l'analyse des filières PV et éolienne, ont montré qu'en gardant la forme générale du modèle de référence, il a été possible de définir un modèle de forme simple présentant un coefficient de détermination de la régression similaire aux modèles complexes obtenus par approche des surfaces de réponse ou approche *MARS*. Connaissant la forme du modèle de référence, il apparaît donc préférable, lors de la mise en place du modèle simplifié, de s'inspirer du modèle de référence, pour conserver un format compact représentatif de la filière étudiée et conserver un sens physique à celui-ci.
5. **Le positionnement des résultats du modèle simplifié par rapport aux résultats de la littérature.** Les modèles de référence ne peuvent pas toujours être identifiés aux modèles de la littérature, car ils ne couvrent pas forcément les mêmes systèmes ou n'ont pas les mêmes hypothèses de modélisation. De fait, il est nécessaire d'une part d'identifier quelles sont les raisons qui font que les résultats des différents modèles ne coïncident pas et d'autre part, de définir s'il est nécessaire et possible, en fonction de la disponibilité de l'information, de modifier le modèle de référence pour couvrir la variabilité de la littérature.

En termes de perspective, des discussions sur l'implémentation de ces modèles simplifiés dans des outils plus globaux d'aide à la décision ont été proposées. La création d'outils d'aide à la décision, basés sur les modèles simplifiés permet d'ouvrir des perspectives intéressantes pour l'analyse prospective des filières de conversion d'énergie et la planification énergétique au sein d'un territoire à l'heure de l'optimisation de nos ressources dans le cadre du débat de la transition énergétique. Ce type d'outil pourrait développer la pensée cycle de vie au niveau décisionnel et permettre de contribuer au développement raisonné et averti des diverses filières de conversion d'énergie.

Extended abstract

The worldwide electrical consumption in 2011, was about 20'000TWh. Despite a slight decrease linked to the current economic crisis, the consumption trend is rising. Moreover, the strong growth of emerging economies, the need to increase and to renew the existing production plants as well as the will to reduce the environmental impact related to electrical production lead stakeholders to raise the question of future energy choices.

Ensuring electricity supply while limiting the environmental impact, particularly CO₂ emissions, which contribute to global warming, requires the setting up of decision-support tools in order to optimize future energy choices.

The Life Cycle Assessment (LCA) is a tool that meets these needs. Indeed, it allows us to consider the impact of an electricity generating system over its whole life cycle. However the study of an overall energy pathway composed of a large set of similar technology systems, requires to perform several LCAs and hence to collect an impressive amount of data to accommodate its technological and geographical heterogeneity.

Literature reviews, by aggregating LCA results from several electricity generation systems, allow, as a first approximation, an assessment of the environmental profile of energy pathways. They provide simple tools based on the juxtaposition of numerous LCAs to offer a more synthetic vision, including the environmental aspects of the energy pathway. However, such an aggregation of LCA studies as offered in literature reviews highlights very large variability of LCA results which limits its use for energy planning, sometimes leading stakeholders to consider LCA as inconclusive.

The environmental characterization of an energy pathway is, therefore, a rather complex issue. Furthermore, such analysis is to be considered at two different levels, the overall energy “pathway” level characterizing the global profile of environmental performance, and the “system” level characterizing the performance of one or several systems within the pathway, and hence allowing to compare them..

In this research work we have, therefore, proposed to consider the environmental performance of these energy pathways at these two different levels:

- An inter-pathway comparison by characterizing their respective environmental profiles in order to make cross-comparisons,
- An intra-pathway comparison characterizing the environmental performance of electricity generation systems within each pathway.

Current approaches studying the environmental performance of pathways, such as meta-LCAs and parameterized LCAs only partially meet the objectives in terms of two-level characterization. Moreover, the environmental characterization of energy conversion pathways according to these two levels is time-consuming. These approaches are also difficult to use for non-LCA experts, which further limits the development of life cycle thinking at decision level..

Based on these comments and discussion, we are now able to define the scientific challenge of the present research:

“How to generate simplified models able to provide environmental profiles accounting for the systems inherent variability within an energy pathway and to estimate their environmental impact without undertaking a complete LCA study?”

To address this challenge, we formalized the scientific objective as the definition of a **systematic** and **generic** methodology able to provide **simplified parameterized models** assessing the environmental impacts. Such methodology should help **define a generic environmental profile** for each energy pathway as well as a simple estimate of the environmental impact of its systems.

We developed a methodology that, as a first step, characterizes the environmental profile of an energy pathway through a parameterized stochastic LCA model generated for a set of preferential configurations of systems within the pathway. As a second step, a simplified parameterized model is defined, assessing the environmental performance of these systems, based on a few key parameters identified as those which lead to most variability in the global environmental profile of this pathway. The methodology suggested is based on a generic approach with five essential steps:

1. Definition of the framework and objectives of the study model. This step requires identifying the pathway to be studied and the variability sources to be considered. .
2. Setting the reference model. This step allows to quantify the environmental performance of a large sample of energy systems in relation to the variability sources identified in step 1.
3. Identification of the key parameters. This step is based on a decomposition of the total variance of the sample into the sum of variance induced by each parameter and their combinations (Sobol Indices calculation). The respective contributions are ranked and the key parameters are identified as the ones having the highest Sobol score.
4. Setting the simplified model. An environmental performance assessment model is defined in relation only to the selected key parameters.
5. Scope delimitation of the simplified model by comparison with the literature. The environmental performance of models found in literature is compared with those derived from a simplified model with the same key characteristics. In case of divergence in the results, the sources of difference are identified, highlighting any restrictions to the use of the simplified model and what possible variables could be added to a new iteration of the reference model.

The methodology developed thus allows us to characterize in full the environmental impacts of energy conversion pathways, while providing an assessment of their systems performance. It enables the systems variability within pathways to be studied, in order to define their environmental profiles (distribution of their impact per kWh produced) while quantifying the contribution of each parameter's variability on the environmental performance variability. Such quantification highlights the predominance of certain parameters. Based on these key parameters, simplified parameterized models are established for assessing the environmental performance of the pathways systems. Such simplified models, expressed as parameterized equations, enable us to adjust and assess the environmental performance of a system within the studied pathway.

The methodological framework developed in the present study thus includes three distinct innovations for the design of simplified models:

- The simplified models are based on the main key parameters identified. From a few parameters, which best explain the variability of systems within a pathway, it is possible to assess the environmental performance of different systems.
- The methodology is generic: it can be transposed to any type of pathway for energy conversion into electricity (renewable, nuclear, fossil).
- It can be applied to any type of environmental impact categories dealt with LCA.

This framework has been applied to the onshore wind energy pathway in Europe and to the residential photovoltaic pathway in France.

The onshore wind power energy pathway case study showed that the methodology was indeed applicable and raised debate on the methodology steps such as the reference model design and the criteria for key parameter selection. Simplified models were defined as a function of two key parameters, the load factor and the system lifetime. These models were defined for the GHG and energetic performance estimate of the electricity produced by systems that make up this pathway.

The photovoltaic case study was also correctly assessed, and simplified models estimating the GHG performance for the four types of PV modules (multi-Si, single-Si, CdTe and CIS) were defined as a function of three key parameters, irradiation, performance ratio and lifetime. The PV case study was based on a more detailed reference model that encompassed more variability sources. It highlighted in particular, that having access to enough data in order to characterize the parameters distributions was an important issue of the methodology application.

Based on these case studies, several critical points related to the methodology were then discussed:

(1) The influence of the scope of the study and the related objectives of the reduced model.

They directly influence the parameters variability characterization (range, probability distributions). The objectives of the study also set the degree of generalization of the reference model. The “general” PV pathway example (including the technological choice for the module) has shown that it was possible to study a whole pathway. In this case, however, the reference model included more global parameters on which depend, for instance, manufacturing.

(2) The iterative essence of the reference model definition.

The second step of the methodology that includes the definition of a reference model and the environmental performance calculation of a large sample of electricity production systems within the studied pathway is a fairly complex step. It implies defining a model able to take account of a large range of variability sources. The intervals and the probabilities distributions for the reference model parameters have to be characterized which means collecting a large amount of data and not necessarily easily accessible. Defining the reference model is therefore an iterative process function of the access and availability of the data. Models could be made more complex, based on access to new data.

- (3) A precision and simplicity trade-off for the simplified model linked to the selection and the number of key parameters issued from the global sensitivity analysis.** The quantification of the variance induced by each parameter and their combination allows ranking of the parameters. *However, the choice of one parameter as key, i.e. to consider it as inducing sufficient variance over the environmental response, is a complex choice.* If a very limited number of key parameters are selected, the simplified model will be very simple and will provide the user with environmental information on the systems performance, quickly and with little investment in terms of data collection. However, the risk is that the simplified model might not be representative of the reference model as defined in step 2. The range of results (minimum/maximum) might be large, as it will include all possible contributions from other parameters not considered as key. Conversely, the selection of more key parameters would provide for a more accurate simplified model, and more representative of the results for the reference model. For the final user (the decision maker), it will mean having to collect more information to be able to use it, and such data might not be easily accessible. Indeed, the selection of the number of key parameters is a trade-off between the simplicity of the model (hence its use), and the precision of the results expected. No general rules can be issued and we propose that it be decided on a case-by-case basis, depending on the objectives of the study, on the availability of data, and also on the expectations of the final user, the decision maker. Depending on the criteria chosen, it is the designer of the simplified model who will select the adequate number of parameters. .
- (4) The influence of the mathematical format of parameterized equations for the simplified models.** At first, the format was defined as dependent on the reference model format. However, such equations could follow any other mathematical formalism. Simplified models, in the case of PV and wind analysis, have shown that keeping the general format of the reference model it was possible to define a simple format model, with a coefficient of determination for the regression similar to the complex models obtained using either a response surface method or a MARS approach. Knowing the format of the reference model, it would be preferable, when defining the simplified model, to be guided by the reference model, in order to keep to a compact format, representative of the pathway and to keep the physical meaning.
- (5) Positioning the simplified model results to the literature results.** Reference models are not always fully consistent with literature models, as they do not necessarily cover the same systems, or are not based on the same modeling assumptions. It is therefore important to identify and analyze the sources of discrepancy if any, and to define if it is necessary and possible, depending on data availability, to modify the reference model to cover the literature based variability..

In terms of prospects, discussions on the implementation of these simplified models within wider decision-support tools have been investigated. Finding decision-support tools based on simplified models opens interesting opportunities for a prospective analysis of energy conversion pathways and energy planning within a territory, at a time of search for optimization of our resources within the current energy transition debate. This perspective discussion opens the door to further research work about these decision tools that have to be defined in accordance with stakeholders to enhance

the use of life cycle thinking at decision levels. Such a type of tool could enhance the lifecycle thinking at decision level and contribute to a reasoned and knowledgeable development of the various energy conversion pathways.

Glossaire

ACV : Compilation et évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie.

Analyse de sensibilité : Etude de la manière dont la variation des résultats d'un modèle peut être répartie, qualitativement ou quantitativement aux différentes sources de variation et de l'étude du comportement du modèle en fonction des informations qu'il utilise.

Base de données : Ensemble de données se rapportant à la modélisation des différents processus de l'activité humaine.

Emissions : Emissions dans l'air et rejets dans l'eau et le sol allant de l'activité humaine vers l'environnement.

Energie primaire non renouvelable : Energie contenue dans les vecteurs énergétiques à leur extraction de l'environnement et n'étant pas ou très lentement remplacée par des processus naturels

Extraction : Substances extraites de l'environnement et utilisées par différents processus.

Facteur de charge : Dans le cadre éolien, pourcentage représentant le ratio entre le nombre d'heure équivalente de fonctionnement d'un système de production d'électricité à puissance nominale et le nombre d'heure en une année (8760).

Facteur de disponibilité (d'une éolienne) : Représente le pourcentage de temps où une éolienne produit effectivement (en pratique) de l'électricité par rapport au temps théorique. Ce facteur de perte de production s'explique par exemple par des opérations de maintenance ou des indisponibilités des éoliennes non prévues.

Filière de conversion d'énergie : Ensemble de systèmes utilisant le même moyen de conversion d'un type d'énergie à un autre (dans le cas de ce document, d'une énergie quelconque en électricité).

Incertitude : « Proviens de mesures incertaines, de manque de données, des hypothèses de modélisation étant utilisées pour convertir le vrai monde en résultats ACV » (Huijbregts, 1998).

Indice de Sobol : Indice de sensibilité qui quantifie la sensibilité de la sortie d'un modèle (Y) à une variable d'entrée (X_i), ou une combinaison de variables ($X_i X_j$). L'indice représente ainsi la part de variance de Y due à la variable X_i .

Inventaire (ICV) : Phase de l'analyse du cycle de vie impliquant la compilation et la quantification des intrants et des sortants, pour un système au cours de son cycle de vie.

Harmonisation : Modification des frontières des systèmes des différentes ACV étudiées dans une méta-ACV, dans un référentiel commun (une configuration unique et identique pour chaque étude). Ainsi les paramètres à harmoniser pour faire correspondre les études de la littérature à ce référentiel commun sont fixés à des valeurs de référence.

Méta-ACV : Analyse d'un jeu de publications, afin d'estimer un ou des impacts pour une filière ou une sous-partie de filière soit par étude statistique, soit par ajustement des publications pour les rendre plus consistantes.

Modèle explicite de cycle de vie : Modèle de calcul du cycle de vie paramétré tenant compte de l'ensemble des paramètres induisant l'hétérogénéité de la filière considérée et qui permet de dimensionner les systèmes (masse, transport, etc.). Le modèle explicite de cycle de vie permet donc, à partir des paramètres identifiés comme variants, de définir n'importe quel système composant la filière étudiée. Ces informations sont ensuite associées à une base de données ICV pour définir l'inventaire des émissions et extractions des systèmes.

Modèle de référence : Se compose d'un modèle explicite de cycle de vie, d'une méthode de caractérisation des impacts et d'une caractérisation des paramètres d'entrée sous forme d'intervalle et de distribution de probabilité.

Modèle paramétré : Modèle désagrégant un système, en un ensemble de sous processus, puis, pour chacun d'entre eux, proposant des configurations types.

Modèle simplifié : Modèle permettant l'estimation des performances environnementales d'un système en fonction des paramètres clefs (ici identifiés par le calcul des indices de Sobol).

Paramètre clef : Paramètre ayant un indice de Sobol élevé signifiant qu'il induit une part de variance importante des performances environnementales de la filière étudiée.

Performances environnementales : Impacts environnementaux rapportés à la production d'électricité produite par un système.

Profil de performances environnementales : Distribution des performances environnementales d'une filière de conversion d'énergie.

Ratio de performance : Mesure de la performance d'une installation PV lors de la mise en fonctionnement. Cette valeur, comprise en 0 et 1 tient compte des diverses pertes possible d'un système (pertes, câblage, onduleurs, etc.).

Revue de littérature ACV : Agrégation d'études traitant d'une même filière de conversion d'énergie dans le but d'identifier qualitativement les influences des paramètres sur la variabilité des impacts environnementaux et de fournir un profil d'impact caractérisant la filière.

Résidus : Différence entre les résultats du modèle de référence et ceux du modèle simplifié.

Scénario : Un jeu de paramètres caractérisant un système précis, dans une configuration spécifique (un lieu d'implantation, une technologie, une durée de vie, etc.).

Système : Sous partie d'une filière de conversion d'énergie correspondant à une installation.

Unité fonctionnelle : Grandeur quantifiant la fonction du système, le service offert, et sur la base de laquelle les scénarios sont comparés.

Variabilité : « Hétérogénéité naturelle provenant des variations inhérentes du monde réel » (Huijbregts, 1998).

Table des matières

Résumé étendu	1
Extended abstract	7
Glossaire.....	12
Liste des Figures	18
Liste des tableaux.....	22
Introduction	24
Chapitre 1 – Etat de l’art	32
Résumé	32
1.1 La production d’électricité et les émissions de gaz à effet de serre	34
1.2 L’Analyse du Cycle de Vie : Principes et Méthodes	36
1.3 Modélisation des données d’inventaire.....	40
1.4 Complexité des ACV et besoin d’outils simplifiés	42
1.5 Variabilité des impacts environnementaux des filières de production d’électricité au sein des revues de littérature	52
1.6 Description de l’approche méta-ACV appliquée aux filières énergétiques.....	55
1.7 Modèles paramétrés en ACV	61
1.8 ACV, intégration de la variabilité et généricité des résultats	65
Synthèse sur la problématique et définition de l’objectif scientifique	67
Chapitre 2 - Méthodologie de mise en place de modèles simplifiés	71
Résumé	71
2.1 Etape 1 - Définition des objectifs et du cadre de l’étude.....	75
2.2 Etape 2 - Mise en place du modèle de référence	76
2.3 Etape 3 - Identification des paramètres clefs.....	81
2.4 Etape 4 - Génération du modèle paramétré	86
2.5 Etape 5 - Caractérisation du domaine de validité du modèle par comparaison de ses résultats avec la littérature	87
Synthèse sur la méthodologie.....	89
Chapitre 3 – Applications du cadre méthodologique aux filières éolienne et photovoltaïque.....	93
Résumé	93
3.1- Application à la filière éolienne terrestre en Europe.....	95
3.1.1 But de l’étude.....	95
3.1.2 Introduction	95

3.1.3 Etape 1 - Définition des objectifs et du cadre de l'étude	96
3.1.4 Etape 2 : Mise en place du modèle de référence.....	98
3.1.5 Etape 3 – Identification des paramètres principaux de la filière éolienne terrestre européenne.....	108
3.1.6 Etape 4 – Génération du modèle simplifié.....	109
3.1.7 Etape 5 – Caractérisation du domaine de validité du modèle par comparaison de ses résultats avec la littérature	110
3.1.8 Changement de catégorie d'impact : Ressource primaire non renouvelable	112
Synthèse et discussion sur le cas d'application de l'éolien terrestre.....	114
3.2 -Application aux systèmes photovoltaïques résidentiels.....	116
3.2.1 But du cas d'étude	116
3.2.2 Introduction	116
3.2.3 Etape 1 - Définition des objectifs et du cadre de l'étude	117
3.2.4 Etape 2 : Mise en place du modèle de référence.....	117
3.2.5 Etape 3 – Identification des paramètres principaux et Etape 4 – Génération du modèle simplifié.....	140
3.2.6 Etape 5 – Caractérisation du domaine de validité du modèle par comparaison de ses résultats avec la littérature	148
Synthèse et discussion sur le cas d'application au PV résidentiel en France	157
Synthèse sur les cas d'applications	159
Chapitre 4 – Discussions sur la méthodologie	161
Résumé	161
4.1 Influence du cadre de l'étude : Exemple de la généralisation du cadre de l'étude PV résidentielle	163
4.2 Influence du choix et de la définition du modèle de référence	171
4.3 Influence du nombre de paramètres et du choix des paramètres clefs sur la simplicité et la précision du modèle simplifié	173
4.4 Influence du choix de la forme du modèle paramétré.....	177
4.5 Caractérisation du domaine de validité du modèle par comparaison de ses résultats avec la littérature.....	180
Synthèse sur la méthodologie.....	183
Perspectives d'applications et de recherche: Utilisation de la méthodologie pour les études de prospective énergétique et développemens futurs du cadre méthodologique	189
Résumé	189
5.1 Utilisation prospective de la méthodologie développée : Cas d'application à la filière PV utilisant des modules CdTe	191

5.2 Proposition d'utilisation des modèles simplifiés pour la mise en place d'outils cartographiques d'aide à la décision.....	195
5.3 Perspectives de recherches.....	200
Synthèse sur l'application de la méthodologie à l'étude prospective des filières de conversion d'énergie et à la mise en place d'outil d'aide à la décision.....	203
Conclusions générales.....	205
Références	207
Annexes.....	215
Annexe 1 : Publication du Journal of Industrial Ecology 2012	215
Annexe 2 : Acte de conférence de la SETAC 2012	215
Annexe 3 : Acte de conférence IFSTTAR, Nantes 2012	215
Annexe 4 : Publication dans Environmental Science & Technology 2013.....	215
Annexe 5 : Document en ligne complétant la publication dans Environmental Science & Technology 2013	215
Annexe 6 : Acte de conférence de la SETAC 2013.....	215
Annexe 7 : Acte de conférence de la LCM 2013.....	215

Liste des Figures

Figure 1 Evolution historique de la consommation électrique mondiale (d'après IEA, 2011).....	34
Figure 2 Répartition des émissions de CO2 mondiale en 2010 par secteur, d'après Van Der Hoeven, 2011	34
Figure 3 Deux scénarii prospectifs de production d'électricité dans les pays de l'OCDE, IEA (IEA, 2011) et EREC/Greenpeace (Greenpeace and European Renewable Energy Council, 2010)	35
Figure 4 Description schématique des étapes considérées dans la modélisation d'un système lors de la réalisation d'une étude ACV.....	36
Figure 5 Cadre méthodologique pour la réalisation d'une Analyse de Cycle de Vie, (ISO 14040:2006 - Environmental Management - Life cycle assessment - Principles and framework, 2006)	37
Figure 6 Description des différents niveaux d'analyse proposés par la méthode de calcul d'impacts Impact 2002+ (Jolliet et al., 2003).....	39
Figure 7 Modélisation systémique de l'ACV, d'après (Jolliet et al., 2010)	40
Figure 8 Exemple de modélisation d'un système à partir d'un ensemble de processus unitaires,(Jolliet et al., 2010)	41
Figure 9 Précision d'une ACV en fonction de la quantité d'information collectée	43
Figure 10 Influence de l'ACV dans un projet (influence de l'ACV en vert, quantité d'information en rouge) , (Payet and Blanc, 2008)	44
Figure 11 Représentation schématique d'une ACV détaillée, et exemple de résultat pour la production d'électricité par un système photovoltaïque.	46
Figure 12 Représentation schématique d'une revue de littérature et exemple d'une filière fictive....	50
Figure 13 Variabilité des résultats ACV (catégorie changement climatique) observée dans la littérature (source IPCC 2011).....	52
Figure 14 Description schématique de la méthodologie méta-ACV	56
Figure 15 Représentation schématique d'une méta-ACV, et exemple de résultat pour l'électricité issue du charbon	60
Figure 16 Description schématique de l'approche ACV paramétrée (exemple de systèmes photovoltaïque)	61
Figure 17 Représentation schématique de l'approche ACV paramétrée.....	63
Figure 18 Positionnement des outils ACV existants vis-à-vis de l'étude des filières ou uniquement des systèmes	65
Figure 19 Positionnement des ACV simplifiées par rapport aux outils existants (les interactions entre les différents outils sont matérialisées par des flèches blanches)	67
Figure 20 Première version de la méthodologie permettant d'obtenir des modèles simplifiés.....	72
Figure 21 Schéma de la réalisation de l'étape 2 pour la mise en place du modèle de référence d'après (Padey et al., 2012a)	80
Figure 22 : Schéma de la procédure pour la réalisation de la décomposition de la variance, d'après (Padey et al., 2012a)	85
Figure 23 Exemple de modèle simplifié (à gauche) et d'analyse de résidus (à droite)	87
Figure 24 Positionnement du travail de thèse	91
Figure 25 Résultats de revue de littérature concernant les performances carbone de l'éolien (Dolan and Heath, 2012)	95

Figure 26 Représentation schématique du cadre de l'étude sur l'éolien terrestre en Europe (Padey et al., 2013b)	96
Figure 27 Equations empiriques pour la quantification des flux matières des éoliennes, d'après (Padey et al., 2013b)	99
Figure 28 Hauteur de mât des éoliennes en fonction de la puissance nominale , d'après (Padey et al., 2013b)	100
Figure 29 Modèle de référence pour la filière éolienne, d'après (Padey et al., 2013b).....	102
Figure 30 Distribution des puissances nominales installées en France jusqu'en 2010 (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2011),.....	103
Figure 31 Distribution des performances carbone des systèmes étudiés (à gauche), comparé avec la distribution des impacts de la revue de littérature du SRREN, d'après (Padey et al., 2013b)	106
Tableau 4 et Figure 32 Profil des performances carbone de l'échantillon étudié correspondant à la filière éolienne en Europe, d'après (Padey et al., 2013b)	106
Figure 33 Identification des paramètres clefs de la filière éolienne terrestre européenne, d'après (Padey et al., 2013b)	108
Figure 34 Modèle simplifié et analyse des résidus pour une durée de vie des systèmes de 20 ans, d'après (Padey et al., 2013b)	110
Figure 35 Positionnement des résultats de la littérature par rapport au modèle simplifié, d'après (Padey et al., 2013b)	111
Figure 36 Identification des paramètres clefs de la filière éolienne terrestre européenne pour la catégorie d'impact énergie primaire non renouvelable	112
Figure 37 Modèle simplifié et analyse des résidus pour une durée de vie des systèmes de 20 ans ..	113
Figure 38 Variabilité des contenus carbone de l'électricité PV (source : IPCC 2011).....	116
Figure 39 Performances carbone des inventaires ecoinvent V2.2 pour les systèmes résidentiels (3 kWc)	118
Figure 40 Variabilité des performances carbone liée à trois paramètres de la production électrique des systèmes PV.....	119
Figure 41 Processus de fabrication des systèmes photovoltaïques couche mince (d'après ecoinvent)	120
Figure 42 Processus de fabrication des systèmes photovoltaïques à base de Si cristallin (d'après ecoinvent)	120
Figure 43 Contribution des composants des systèmes PV sur les Impacts sur le changement climatique, d'après ecoinvent.....	121
Figure 44 Origine des impacts des modules PV (pour 1m ²) , d'après ecoinvent	121
Figure 45 Origine des impacts des cellules PV (pour 1m ²) , d'après ecoinvent.....	122
Figure 46 Répartition des impacts de la fabrication de wafer, d'après ecoinvent.....	123
Figure 47 Répartition des impacts pour la fabrication des lingots de Si (poly ou mono), d'après ecoinvent	123
Figure 48 Purification du silicium qualité solaire, d'après ecoinvent.....	124
Figure 49 Origine des impacts pour la production de silicium qualité métallurgique, d'après ecoinvent	124
Figure 50 Modèle de référence pour les systèmes PV à base de silicium cristallin, la légende est spécifiée dans la Figure 51	128
Figure 51 Modèle de référence pour les systèmes PV couches minces.....	129

Figure 52 Caractérisation des origines de fabrication des procédés de fabrication des modules (Dominguez-Ramos et al., 2010; Sandre, 2012).....	130
Figure 53 Caractérisation du paramètre irradiation pour le cas d'étude France, (BDPV, 2013)	132
Figure 54 Caractérisation du paramètre puissance, (BDPV, 2013)	133
Figure 55 Distribution des rendements de modules PV en fonction de la technologie (Posharp, 2013)	133
Figure 56 Etude de la cohérence du modèle de référence par rapport à la littérature pour les technologies couches minces.....	136
Figure 57 Etude de la cohérence du modèle de référence par rapport à la littérature pour les technologies cristallines.....	137
Figure 58 Résultats détaillés du modèle de référence PV	138
Figure 59 Fréquence cumulées pour les performances PV des installations PV en France	139
Figure 60 Identifications des paramètres clefs cas du poly-Silicium.....	140
Figure 61 Modèle simplifié de performances carbone pour le poly Silicium et analyse des résidus (en g CO ₂ eq/kWh)	141
Figure 62 Identification des paramètres clefs cas du mono Silicium	142
Figure 63 Modèle simplifié de performances carbone pour le mono Silicium et analyse des résidus (en g CO ₂ eq/kWh)	143
Figure 64 Identifications des paramètres clefs cas du CIS	144
Figure 65 Modèle simplifié de performances carbone pour le CIS	145
Figure 66 Identifications des paramètres clefs cas du CdTe	146
Figure 67 Modèle simplifié de performances carbone pour le CdTe et analyse des résidus (en g CO ₂ eq/kWh)	146
Figure 68 Positionnement des résultats de la littérature vis à vis du modèle simplifié CdTe (à gauche) et écarts entre les résultats de la littérature et ceux du modèle simplifié	148
Figure 69 Positionnement des résultats de la littérature vis à vis du modèle simplifié CIS (à gauche) et écarts entre les résultats de la littérature et ceux du modèle simplifié	150
Figure 70 Positionnement des résultats de la littérature vis à vis du modèle simplifié poly-Si (à gauche) et écarts entre les résultats de la littérature et ceux du modèle simplifié.....	152
Figure 71 Positionnement des résultats de la littérature vis à vis du modèle simplifié mono-Si (à gauche) et écart entre les résultats de la littérature et ceux du modèle simplifié	154
Figure 72 Modèle de référence pour l'étude générale (toutes technologies) du PV en France	164
Figure 73 Performances carbone de la filière PV France dans son ensemble.....	166
Figure 74 Identifications des paramètres clefs pour le modèle de référence incluant l'ensemble des technologies.....	166
Figure 75 Modèle simplifié de performances carbone du cas d'étude France général	168
Figure 76 Profils des modèles simplifiés pour un et deux paramètres clefs	173
Figure 77 Intervalle de résultats des modèles simplifiés pour l'exemple d'application des modèles simplifiés à un système au sein de la filière étudiée.....	174
Figure 78 Diagramme SWOT synthétisant les caractéristiques du cadre méthodologique développé	185
Figure 79 Performances carbone de l'électricité PV à partir de la technologie CdTe pour le cas présent et un cas futur hypothétique	192
Figure 80 Identification des paramètres clefs pour le cas d'étude prospectif du PV CdTe.....	192
Figure 81 Adéquation du modèle simplifié avec les besoins des différents utilisateurs	194

Figure 82 Performances carbone des systèmes CdTe en France issues du modèle simplifié à deux paramètres (équation 41) selon la caractérisation des paramètres présentés dans le Tableau 12 et le Tableau 25.....	195
Figure 83 Identification des zones d'implantations de systèmes PV avec des performances carbone inférieures à 35 g CO ₂ eq/kWh.....	196
Figure 84 Probabilité que les performances carbone soient inférieures à 35 g CO ₂ eq/kWh, pour des systèmes CdTe en France à partir du modèle simplifié de l'équation 42, pour une durée de vie et un ratio de performances variant et valide pour la caractérisation des paramètres présentée dans le Tableau 12 et le Tableau 25	198
Figure 85 Zone d'installation de systèmes PV utilisant des modules CdTe avec 75% de probabilité de respecter le critère environnemental (<i>i.e</i> performances carbone < 35g CO ₂ eq/kWh)	199

Liste des tableaux

Tableau 1 Critères de sélection de la littérature pour les méta-ACV des filières de conversion d'énergie du NREL (Warner et al., 2010)	58
Tableau 2 Paramètres identifiés comme induisant de la variabilité sur les performances carbone de la filière éolienne	98
Tableau 3 Caractérisation des paramètres du modèle de référence pour la filière éolienne terrestre en Europe, d'après (Padey et al., 2013b)	105
Tableau 4 et Figure 32 Profil des performances carbone de l'échantillon étudié correspondant à la filière éolienne en Europe, d'après (Padey et al., 2013b)	106
Tableau 5 Résultats et paramètres des articles sélectionnés pour la comparaison entre le modèle simplifié et la littérature	110
Tableau 6 Liste des paramètres identifiés comme induisant de la variabilité sur les performances environnementales de la filière PV	125
Tableau 7 Classification des paramètres du modèle de référence PV	125
Tableau 8 Classification des paramètres retenus et à caractériser dans le cadre de la mise en place du modèle de référence (Technologie silicium et technologie couche mince).....	127
Tableau 9 Bouquet électrique par pays de fabrication (source IEA, 2013)	131
Tableau 10 Caractérisation du paramètre rendement (Posharp, 2013)	133
Tableau 11 Consommation électrique pour chaque sous étapes de fabrication des modules PV	134
Tableau 12 Synthèse de la caractérisation des paramètres pour la mise en place du modèle de référence.....	135
Tableau 13 Etude de la cohérence du modèle de référence par rapport à la littérature pour les technologies couches minces.....	136
Tableau 14 Etude de la cohérence du modèle de référence par rapport à la littérature pour les technologies cristallines.....	137
Tableau 15 Résultats détaillés du modèle de référence PV.....	138
Tableau 16 Caractéristiques des articles retenus pour la comparaison des résultats du modèle simplifié CdTe.....	148
Tableau 17 Caractéristiques des articles retenus pour la comparaison des résultats du modèle simplifié CIS.....	150
Tableau 18 Caractéristiques des articles retenus pour la comparaison des résultats du modèle simplifié poly-Si	151
Tableau 19 Caractéristiques des articles retenus pour la comparaison des résultats du modèle simplifié mono-Si	154
Tableau 20 Sources potentielles de différences entre les modèles de la littérature et le modèle de référence adopté dans le cas d'étude.....	156
Tableau 21 Caractérisation du paramètre: " choix technologique de module"	165
Tableau 22 Performances carbone de la filière PV dans son ensemble.....	166
Tableau 23 Exemple d'application des modèles simplifiés à un système au sein de la filière étudiée (SK = South Korea, Corée du Sud)	174
Tableau 24 Coefficients associés aux variables des 4 modèles simplifiés testés	178

Tableau 25 Caractérisation du paramètre "scénario de fabrication" dans le cadre de l'étude prospective des systèmes PV CdTe 191

Introduction

La consommation électrique mondiale n'a cessé d'augmenter depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale (IEA, 2011). Depuis le premier choc pétrolier, cette consommation a quadruplé passant de 5'000 TWh à environ 20'000 TWh fin 2010. La crise économique mondiale subie depuis 2008, n'a que partiellement stoppé cette hausse de la consommation électrique. En effet, l'augmentation de la demande provient majoritairement des pays en voie de développement qui n'ont que momentanément été touchés par cette crise économique.

Pour répondre à la demande, la production électrique mondiale repose majoritairement sur les énergies fossiles, le charbon en particulier (IEA, 2011). Lors des vingt dernières années, le domaine de la production électrique a été régulièrement identifié comme étant responsable de divers impacts environnementaux, aussi bien locaux comme la pollution de l'air dans les villes telles qu'à Pékin, (U. S. Embassy Beijing, 2012) que globaux comme les émissions de gaz à effet de serre (Akorede et al., 2012). Les émissions directes de gaz à effet de serre liées à la production d'électricité et de chaleur ont représenté 41% des émissions mondiales en 2010 (Bernstein et al., 2008). De par cette large proportion, le secteur de la production d'électricité a été au centre de nombreuses discussions internationales visant à réduire ses émissions de gaz à effet de serre (*Kyoto Protocol*, 2009). À l'issue de ces discussions, des initiatives politiques ont été mises en place par exemple l'objectif des « 3 x 20 » au niveau européen: 20 % de réduction des émissions de gaz à effet de serre par rapport à 1990, 20 % d'économie d'énergie et 20 % d'énergie renouvelable dans la consommation totale d'énergie d'ici à 2020 (European Commission, 2007).

Les politiques, associations, collectifs, etc., débattent activement sur le sujet de la transition énergétique et en particulier sur celui du bouquet électrique du futur. Les définitions de ces bouquets électriques visent à préserver les standards de vie actuels des pays développés et à permettre aux pays émergents de se développer tout en limitant leurs impacts sur l'environnement. De nombreuses institutions gouvernementales, internationales et des industriels du domaine ont proposé différents scénarios prospectifs de production d'électricité à des horizons temporels plus ou moins éloignés, 2030 ou 2050 en général (Greenpeace and European Renewable Energy Council, 2010; IEA, 2011). Ces scénarios ont, entre autres, pour objectif de présenter une évolution possible du système énergétique sous contrainte d'une limitation des émissions de gaz à effet de serre. Toutefois, d'un scénario à l'autre, les moyens mis en œuvre peuvent différer fortement (fort développement des énergies renouvelables, remplacement de la filière charbon très émettrice par d'autres filières comme le gaz, efficacités des centrales améliorées, etc.).

Les décisions qui doivent être prises, aussi bien au niveau local (municipalités, régions, etc.), qu'au niveau international (Union européenne, OCDE, etc.), nécessitent une vue d'ensemble claire des impacts environnementaux et performances des filières actuelles de production d'électricité (nucléaire, éolien, etc.) ou celles en phase de développement (énergie marine, solaire thermodynamique, etc.). Actuellement, c'est l'approche directe, c'est-à-dire considérant les impacts environnementaux uniquement durant la phase d'opération des systèmes (par exemple lors de la combustion du charbon) qui est le plus souvent considérée (Van Der Hoeven, 2011). Cette approche ne fournit pas une information exhaustive quant aux impacts environnementaux des filières sur le cycle de vie des systèmes, car elle ne considère pas les émissions indirectes, comme celles associées

à l'extraction, l'approvisionnement des combustibles ou la construction des infrastructures (Weisser, 2007).

La forte croissance des énergies renouvelables depuis le début des années 2000 devrait se maintenir dans les années à venir et ces filières devraient donc contribuer substantiellement au bouquet électrique du futur (EPIA, 2012). Ces filières renouvelables n'ont généralement pas ou peu d'impacts durant leurs phases d'opérations, ceux-ci intervenant plus en amont dans la vie des systèmes, notamment durant leur fabrication (Lacirignola and Blanc, 2013; Turconi et al., 2013). En prévision de la croissance de la part des énergies renouvelables dans le mix mondial, il est nécessaire d'intégrer une approche cycle de vie dans le calcul des impacts environnementaux du mix électrique et des filières énergétiques en particulier.

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est une des méthodologies proposées pour la quantification des impacts environnementaux d'un produit ou d'un service « *du berceau à la tombe* » (Klöpffer, 2003). Cette approche multicritère, initiée dans les années 1970 lors des chocs pétroliers, s'est fortement développée sur le plan de sa méthodologie et de son application depuis le début des années 2000 (Guinée et al., 2011). Elle repose sur une approche systémique et est considérée comme un outil performant d'aide à la décision et d'optimisation environnementale (Jolliet et al., 2010). L'ACV est un outil particulièrement bien adapté à l'analyse environnementale des systèmes de production d'électricité (Varun et al., 2009).

Avec l'ACV, les impacts directs et indirects du système étudié sont ainsi quantifiés, mettant à disposition un panorama environnemental complet. L'utilisation de l'ACV s'est répandue aussi bien dans la recherche publique que dans l'industrie, à des fins d'éco-conception, c'est-à-dire pour concevoir et fabriquer des produits ou services minimisant les impacts environnementaux, et de bilan environnemental, c'est-à-dire pour mesurer et connaître les impacts environnementaux d'un système. Pour éviter les dérives et abus observés dans les années 1990 (Jolliet et al., 2010), la procédure à suivre pour réaliser une ACV a fait l'objet d'une série de normes, ISO 14 040 et 14 044 (*ISO 14040:2006 - Environmental Management - Life cycle assessment - Principles and framework, 2006, ISO 14044:2006 - Environmental Management - Life cycle assessment - Requirement and guidelines, 2006*) qui fournit une base commune de travail. Des initiatives plus techniques comme le ILCD handbook en 2010, ont été mises en place, notamment au niveau européen (European Commission. Joint Research Centre., 2010) permettant ainsi de fixer un cadre méthodologique détaillé. D'autres initiatives, plus spécialisées dans le domaine de l'énergie se sont également mises en place, comme le projet de référentiel photovoltaïque en France, définissant un cadre méthodologique précis pour la comparaison des analyses de cycle de vie de ces systèmes (Payet et al., 2012).

L'ACV peut traiter en pratique de systèmes complexes, tels que les systèmes de production d'électricité. Dans ce type d'études, le système est modélisé; les paramètres associés sont caractérisés pour cette installation précise. Les résultats d'impacts environnementaux ainsi obtenus sont donc représentatifs de ce système spécifique. Pour l'étude d'une filière de production d'électricité, c'est à dire d'un ensemble de systèmes de technologie similaire, il faut recourir à plusieurs ACV et donc procéder à la collecte d'une grande quantité de données afin de prendre en compte son hétérogénéité technologique et géographique. En effet, une filière se compose d'un grand nombre de systèmes se distinguant par des caractéristiques diverses (rendements, technologies différentes par exemple), et peut couvrir un grand nombre de configurations

différentes induites notamment par des localisations différentes dans le cas des filières d'énergies renouvelables. La caractérisation des impacts environnementaux d'une filière nécessite de prendre en compte cette diversité de systèmes par autant d'ACV que de configurations différentes au sein d'une même filière technologique. Du fait de cette quantité d'informations à collecter afin de réaliser l'ensemble des ACV nécessaire à la caractérisation environnementale d'une filière de conversion d'énergie, cette approche exhaustive d'étude de l'hétérogénéité des systèmes la composant, n'est pas observée.

Les revues de littérature (Jacobson, 2009; Weisser, 2007) constituent une première approche simplifiée pour appréhender et représenter l'hétérogénéité des systèmes au sein de filières de production d'électricité. Elles permettent ainsi aux décideurs de disposer d'outils plus simples par la simple juxtaposition de nombreuses ACV et de proposer une vision plus synthétique pour la prise en compte des aspects environnementaux dans leurs décisions. Les revues de littérature sont constituées à partir de nombreuses publications portant sur les ACV de différents systèmes de productions d'électricité (nucléaire, fossiles, renouvelables). Ces revues de littérature permettent de fournir des intervalles d'impacts et des valeurs moyennes de « référence » simplifiant de prime abord la caractérisation environnementale d'une filière au niveau « macro », c'est-à-dire en agrégeant complètement l'hétérogénéité des systèmes au sein d'une filière. Cette agrégation des revues de littérature met clairement en évidence la grande variabilité des résultats d'ACV pour chacune des filières avec de larges intervalles de valeurs pouvant aller jusqu'à deux ordres de grandeur (IPCC, 2011).

L'utilisation de ces intervalles de résultats d'impact issus des revues de littérature n'est pas satisfaisante et suffisante pour les décideurs. En effet, l'ampleur de l'intervalle des résultats ACV tend à limiter le développement et l'utilisation de l'approche ACV comme outil d'aide à la décision et ont amenés les décideurs à considérer celle-ci comme étant parfois non conclusive, en particulier dans le domaine énergétique (Heath et al., 2010). Il n'est pas possible, à partir des intervalles des revues de littérature, de hiérarchiser les filières en termes d'impact environnemental et il n'est pas possible de positionner les systèmes les uns par rapport aux autres au sein d'une même filière. Ainsi, à titre d'exemple, le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) a récemment publié dans son rapport sur les énergies renouvelables (IPCC, 2011); une revue de littérature des émissions de gaz à effet de serre pour les filières de production électrique (exprimées en g CO₂ équivalent par kWh). Dans cette publication, l'analyse de la filière photovoltaïque (PV), avec 124 publications retenues présente un très large intervalle des performances carbone compris entre 5 et 217 g CO₂ eq/kWh. Cet intervalle, qui se recoupe avec ceux d'autres filières, est trop vaste et ne constitue pas l'outil d'aide à la décision nécessaire pour les réflexions portant sur le bouquet électrique du futur. La caractérisation environnementale d'une filière en tant que telle apparaît donc comme extrêmement complexe.

Il apparaît donc nécessaire d'étudier et de caractériser la variabilité de l'ensemble des systèmes composant tout ou partie d'une filière pour fournir un outil d'aide à la décision (simple d'utilisation), permettant à la fois de définir le profil de performance environnementale d'une filière et de comparer simplement les systèmes au sein de cette même filière.

Ces revues de littérature ne permettent pas de répondre à ce besoin. Il est donc nécessaire de proposer aux décideurs politiques de nouveaux outils d'aide à la décision, en ayant au préalable étudié et intégré la variabilité des systèmes. Ces outils permettent ainsi d'estimer les performances

environnementales d'une filière de production d'énergie et de ces composantes. Ce type d'outil devra fournir, d'une part, des profils environnementaux des filières énergétiques permettant de les positionner les unes par rapport aux autres, et d'autre part, d'identifier les configurations de systèmes à privilégier afin de minimiser leurs impacts. En outre, ces profils environnementaux devraient pouvoir permettre de comparer les systèmes au sein d'une même filière sans avoir à recourir à la réalisation d'une série d'ACV détaillées exigeant un investissement trop important pour ce type d'utilisateurs. De cette manière, ils rendront compte de l'hétérogénéité des systèmes existants pour une même filière et permettront de comprendre leurs sources de variabilité. La simplicité d'utilisation de ce type d'outil permettra de développer la pensée cycle de vie au niveau stratégique (entreprise) et politique (institutions, gouvernements, etc.).

Il est donc nécessaire d'étudier en détail les origines de cette variabilité des impacts environnementaux afin de pouvoir mieux appréhender l'hétérogénéité des systèmes composant chaque filière énergétique. Les sources de variabilité des impacts environnementaux sont très diverses et dépendent de paramètres caractérisant les technologies, d'hypothèses méthodologiques liées à l'approche ACV elle-même, et de la situation géographique des systèmes (Turconi et al., 2013). Certaines configurations sont en pratiques plus observées que d'autres, du fait de décisions politiques (par exemple, les tarifs de rachat) ou par des considérations économiques (par exemple l'origine de fabrication d'un système). Il faut donc caractériser les profils de variation des paramètres. La revue de littérature peut fournir le profil des performances environnementales d'un ensemble de systèmes en fonction du profil de variabilité de leurs paramètres. Toutefois, ceux-ci ne sont pas toujours représentatifs de la réalité pratique des systèmes effectivement installés (Dolan and Heath, 2012). L'étude de l'influence de la variabilité des paramètres sur la variabilité des performances environnementales n'est pas quantitative et reste marginale (Kioutsioukis et al., 2004).

Peut-on expliquer la variabilité des résultats ACV de systèmes composant une filière de conversion d'énergie en fonction de la variabilité des paramètres qui permettent de la modéliser? Comment identifier, quels paramètres sont responsables de cette variabilité afin de définir des modèles simplifiés estimant leurs impacts?

Pour répondre à cette question, de nouvelles approches ont été développées afin de proposer des approches simplifiées d'analyse de cycle de vie : les méta-analyses ACV (Heath and Mann, 2012) et les modèles paramétrés (Zimmermann, 2012). Ces deux approches se basent sur l'étude de la variabilité de la réponse environnementale des systèmes.

Les méta-analyses en ACV (plus communément appelées méta-ACV), étudient et identifient les paramètres responsables de la variabilité des impacts environnementaux au sein d'un échantillon de systèmes relatifs à une même technologie et se référant à la même unité fonctionnelle. Mises en place récemment, les méta-ACV, reposent sur une étude exhaustive de la littérature scientifique pour une filière donnée (Heath and Mann, 2012). Pour chaque filière, un ensemble de paramètres permettant de modéliser et de caractériser le système est identifié (durée de vie, technologies, etc.). Pour chacun des paramètres identifiés, des valeurs de référence sont fixées, ces valeurs étant généralement celles les plus couramment employées dans les articles étudiés. Les résultats de l'ensemble des ACV publiées et sélectionnées pour la méta-ACV sont ensuite harmonisés (terme employé dans la description de la méthode) à partir de ces valeurs de référence pour chaque paramètre. L'influence de chaque paramètre étant ensuite mesurée par la différence d'intervalles de variabilité des performances environnementales suite à l'harmonisation. Les méta-ACV peuvent

également permettre de définir des méta-modèles. Ces méta-modèles permettent d'estimer les impacts environnementaux d'un système à partir des données des publications (l'année de la publication ou le type de méthode employée par exemple) à l'aide d'une équation paramétrée linéaire (Lenzen, 2008). Actuellement les études concernent essentiellement les émissions de CO₂ équivalentes pour chaque filière de production d'électricité (Heath, 2010; Kim et al., 2012; Warner et al., 2010).

Les méta-ACV ont montré que la normalisation ou l'harmonisation de l'échantillon des résultats d'un nombre restreint de paramètres entraîne une réduction importante de l'intervalle des résultats de la littérature. Ainsi, par exemple, dans le cas du photovoltaïque couche mince, la normalisation de l'échantillon des publications ayant porté sur les paramètres de durée de vie et d'irradiation conduit à une variabilité résultante de cet échantillon de publications fortement réduite, passant d'un intervalle minimum / maximum de 75 g CO₂ eq/kWh à un intervalle de 31 g CO₂ eq/kWh (Hsu et al., 2012a; Kim et al., 2012). Ces deux paramètres se révèlent ainsi significatifs dans l'explication de la variabilité totale des études ACV recensées.

Toutefois, nous identifions trois critiques dans l'approche méta-ACV :

- (1) Cette méthodologie, qui propose des distributions et intervalles de résultats d'impact environnementaux restreints en excluant les principales sources de variabilité via cette procédure d'harmonisation / normalisation, peut être considérée comme trop restrictive du point de vue de l'exploitation de ses résultats. En effet l'approche méta-ACV se base sur un échantillon restreint de systèmes (ceux des publications retenues), les publications pouvant elles-mêmes induire un biais (Patouillard et al., 2012). L'exploitation de ces méta-ACV ne permet pas d'appréhender un large panel de configurations : nouveaux contextes technologiques ou nouveaux lieux d'implantations par exemple. Les résultats des méta-ACV sont uniquement représentatifs des cas recensés par la littérature. Ils ne sont donc pas transposables aux données spécifiques de n'importe quel système. La représentativité des résultats des méta-ACV (qui dépend directement de l'échantillon étudié dans la littérature) apparaît ainsi comme une restriction à son utilisation générique.
- (2) La représentativité des paramètres utilisés pour l'harmonisation des résultats est discutable. En effet, les valeurs adoptées sont définies arbitrairement et donc parfois relatives à des configurations très favorables et non représentatives de la majorité des systèmes installés en pratique.
- (3) L'étude de l'influence des paramètres se fait selon une approche où les paramètres varient un à un. De plus celle-ci reste essentiellement qualitative.

Les méta-ACV ont donc montré qu'un nombre restreint de paramètres expliquait, *a priori* la plus grande part de la variabilité des performances environnementales d'une filière de production d'électricité. Ce constat de la prédominance de quelques paramètres dans la variabilité des impacts environnementaux de systèmes complexes a également été observé dans le cadre d'études de sensibilité par exemple dans le domaine du transport (Kioutsoukis et al., 2004). Toutefois, les méta-ACV, se basant sur une revue de littérature, leurs approches de normalisation et leurs méta-modèles, bien que fournissant des outils simplifiés pour les décideurs, peuvent subir un biais dû à l'échantillon des publications. Ainsi, elles peuvent ne pas être représentatives de l'ensemble des systèmes effectivement installés en pratique.

Selon une toute autre approche, les modèles paramétrés permettent de représenter l'hétérogénéité des systèmes d'une même filière en les modélisant sous forme de sous-processus, pouvant être modifiés à partir d'une base de données dédiée (Zimmermann, 2012). Cet aspect modulaire permet donc de considérer la variabilité d'un système, selon ses aspects technologique et géographique et de proposer ainsi des inventaires de cycle de vie (ICV) paramétrables et par extension, les impacts environnementaux associés. Toutefois, trois critiques peuvent être identifiées pour cette approche :

- (1) L'approche paramétrée nécessite une connaissance détaillée de l'ensemble des constituants du système par l'utilisateur. L'outil dédié reste relativement complexe d'utilisation pour les non experts.
- (2) Les résultats obtenus par cette approche ne sont valides que pour la paramétrisation définie et ne sont représentatifs que du système étudié. En l'état, les modèles paramétrés ne permettent pas *a priori* de considérer des configurations de systèmes préférentielles. La quantité d'informations à collecter pour générer le modèle paramétré demeure importante malgré la base de données modélisant les différents sous-processus du système.
- (3) La mise en place d'un modèle paramétré nécessite de pouvoir, pour chaque sous-processus modélisant le système, fournir un choix large et représentatif de différentes technologies existantes. Cette approche nécessite donc, une quantité extrêmement importante d'information pour retranscrire l'hétérogénéité de systèmes à étudier.

Ainsi, l'approche paramétrée reste encore un outil complexe d'utilisation à des fins d'outils d'aide à la décision.

Les modèles paramétrés retranscrivent donc mieux la variabilité technologique, géographique et méthodologique de systèmes spécifiques de production d'électricité que les méta-ACV, mais ils restent d'une part complexes d'utilisation pour les décideurs qui doivent renseigner en détail un nombre significatif de données pour chaque module. Par ailleurs, ils ne permettent pas en l'état de représenter le profil de variabilité complet des performances environnementales de l'ensemble des systèmes d'une filière en fonction de profils de variabilité des paramètres décrivant les systèmes.

Les méta-ACV et les ACV paramétrés ne permettent donc pas de répondre totalement au besoin d'un outil simple d'emploi intégrant la variabilité, permettant, d'une part, d'obtenir les performances environnementales d'un grand nombre de systèmes représentatifs au sein de tout ou partie d'une filière afin notamment de pouvoir les comparer et, d'autre part, d'obtenir les profils environnementaux des filières pour les positionner entre elles. Ces besoins impliquent la mise en place d'une méthode d'estimation des impacts en fonction de quelques paramètres, les plus influents, dans le calcul des performances environnementales. L'identification de ces paramètres clefs est donc un point identifié comme essentiel.

Une approche systématique pour identifier ces paramètres clefs, c'est à dire expliquant la plus grande part de variabilité des performances des systèmes considérés comme représentatifs de la filière, existe et s'appuie sur les analyses de sensibilités (AS). Toutefois elles ne sont que peu employées dans la littérature relative aux ACV (Pacca et al., 2007). De plus les types d'AS réalisées en ACV sont partielles. Elles portent le plus souvent sur l'étude isolée d'un facteur à la fois (Ardente et al., 2008). ou se restreignent à des études dites « locales », c'est-à-dire en considérant des variations de paramètres autour de leurs valeurs nominales (Iooss, 2011) : elles ne permettent donc pas

d'obtenir un panorama complet de la variabilité des résultats, car, elles ne font pas varier les paramètres simultanément et ne considèrent pas la distribution des paramètres (Saltelli, 2004). Pour pallier à ces limitations, nous avons eu recours à l'Analyse Globale de Sensibilité (*Global Sensitivity Analysis* GSA en anglais) qui permet d'étudier de manière exhaustive la variabilité d'un ensemble de systèmes par rapport à la variabilité de ses paramètres (Saltelli, 2004).

Les travaux existants ont ainsi ouvert la voie à la mise en place de ces modèles simplifiés de calcul des performances environnementales. La mise en place d'un modèle paramétré, couplé avec un modèle stochastique permettant de générer un large échantillon de configurations est donc l'approche retenue dans ces travaux de thèse. Elle permet en effet d'étudier de manière exhaustive la variabilité et le profil des performances environnementales d'une filière de production d'électricité. L'identification des paramètres clefs se fera par analyse globale de sensibilité et par quantification de la part de variance induite par l'ensemble des paramètres du modèle paramétré sur les impacts environnementaux de l'échantillon de systèmes composants tout ou partie de la filière considérée. Ensuite, des modèles simplifiés d'estimation des impacts environnementaux des systèmes seront mis en place, uniquement à partir des paramètres clefs identifiés. Ces modèles permettront d'accéder de manière plus simple et rapide, à l'information environnementale, évitant de devoir réaliser une ACV détaillée tout en élargissant l'utilisation de la pensée cycle de vie aux niveaux décisionnel et stratégique.

La mise en place d'une méthodologie systématique, et générique de création de modèles simplifiés estimant les impacts environnementaux à partir de ses caractéristiques clefs au sein d'une filière va permettre de répondre à l'objectif de la thèse

Ce manuscrit de thèse s'articule autour de cinq parties :

- (1) Dans un premier temps, la problématique couplée énergie et impacts environnementaux sera introduite et le contexte et les objectifs du travail de recherche approfondis. Dans cette partie, les outils basés sur l'ACV et traitant de la variabilité des résultats d'impacts environnementaux seront présentés et étudiés en détail, notamment les méta-ACV et les ACV paramétrées. Les apports et limitations de ses approches justifieront de la nécessité de définir une méthodologie permettant la mise en place de modèles simplifiés d'estimation des performances environnementales des filières en fonction de leurs paramètres clefs.
- (2) La seconde partie introduira la méthodologie proposée pour permettre l'obtention de ces modèles simplifiés de calcul des performances environnementales dans le cas des filières de production d'électricité. Cette méthodologie repose sur la création d'un modèle de référence composé d'un modèle paramétré stochastique permettant de générer un échantillon représentatif de configurations potentielles pour la filière étudiée, prenant ainsi en compte un large spectre de différentes sources de variabilités (technologique, méthodologique, géographique, etc.). Les paramètres du modèle sont caractérisés sous forme d'intervalles et de distributions de probabilités (fixés à partir des objectifs de l'étude). La modélisation stochastique des données d'entrée va donc permettre de considérer des configurations (par exemple, une technologie, un lieu d'installation, une durée de vie, etc.), non restreintes par la littérature comme dans le cas des méta-ACV. L'identification des paramètres clefs par décomposition de la variance permettra

finalement de générer des modèles simplifiés estimant les performances environnementales des systèmes composant la filière étudiée.

- (3) Cette méthodologie sera appliquée à deux filières de conversion d'énergie, l'éolien terrestre et le photovoltaïque résidentiel en Europe. Elle permettra de générer des modèles simplifiés basés sur des abaques et méta-modèles estimant les performances environnementales des filières étudiées. Les résultats obtenus pour ces deux filières permettront d'alimenter la discussion de la pertinence de cette approche, sa généralité et ses limites.
- (4) Différents points critiques du cadre méthodologique seront ensuite discutés, à partir des cas d'application traités dans le troisième chapitre.
- (5) En termes de perspective, des discussions sur l'implémentation de ces modèles simplifiés dans des outils plus larges d'aide à la décision ont été proposées. La création d'outils d'aide à la décision, basés sur les modèles simplifiés permet d'ouvrir des perspectives intéressantes pour l'analyse prospective des filières de conversion d'énergie et la planification énergétique au sein d'un territoire à l'heure de l'optimisation de nos ressources dans le cadre du débat de la transition énergétique. Ce type d'outil pourrait développer la pensée cycle de vie au niveau décisionnel et permettre de contribuer au développement raisonné et averti des diverses filières de conversion d'énergie.

Chapitre 1 – Etat de l'art

Résumé

Dans ce chapitre, nous présentons la problématique énergie et environnement. En effet, la réponse à l'augmentation croissante de la consommation énergétique repose sur l'utilisation des énergies fossiles, impactantes pour l'environnement. Pour limiter le recours aux énergies fossiles des scénarios de bouquets énergétiques se mettent en place, tablant pour beaucoup sur le fort développement des énergies renouvelables. Ce constat amène donc à la nécessité de passer d'une approche directe de quantification des impacts environnementaux, à une approche cycle de vie c'est-à-dire directe et indirecte.

La méthodologie et les principes de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) sont ensuite abordés. Cette présentation met en évidence que l'ACV est mise en place dans le cadre de l'analyse d'un système précis, c'est-à-dire caractéristique d'une seule configuration (une technologie, un modèle, etc.). L'étude d'une filière de production d'électricité c'est-à-dire d'un ensemble de systèmes de technologies similaires nécessite, la réalisation d'autant d'ACV que de configurations différentes de systèmes, et donc la collecte d'une grande quantité de données afin de prendre en compte cette hétérogénéité technologique et géographique. De fait, ce constat met en évidence le besoin de définir des outils ne nécessitant pas de devoir réaliser une grande quantité d'ACV détaillées pour caractériser les impacts environnementaux des systèmes au sein d'une même filière.

Nous présentons donc ensuite l'outil généralement le plus utilisé pour caractériser les impacts environnementaux d'une filière : la revue de littérature. Celle-ci compile en effet les ACV de plusieurs systèmes publiés dans la littérature et retranscrit donc en partie l'hétérogénéité d'une filière. La revue de littérature dans le cadre de l'analyse environnementale des filières de production d'électricité est présentée et met en évidence la large variabilité de leurs impacts. Cette large variabilité des impacts est un frein majeur à l'utilisation plus large de l'approche cycle de vie et l'ACV est parfois considérée comme non-conclusive. De plus, les revues de littérature ne permettent pas de positionner entre eux les systèmes composant une même filière. Ces observations amènent à la conclusion qu'il est nécessaire d'étudier plus en détail la variabilité des résultats d'ACV afin de proposer une caractérisation exhaustive des filières pour permettre la prise en compte de la problématique environnementale dans les discussions portant sur le mix électrique du futur.

Deux approches étudiant cette variabilité sont ensuite analysées, les méta-ACV et les modèles paramétrés. Les limitations de ces deux approches sont discutées, notamment leurs représentativités et leurs caractères complexes d'utilisation. Par ailleurs, l'une comme l'autre ne permettent pas, en l'état, d'étudier simplement à la fois les profils d'impacts de tout ou partie d'une filière afin de les positionner les unes par rapport aux autres et d'estimer les impacts environnementaux de différents systèmes composant une même filière.

De par cette analyse de l'état de l'art des outils actuellement développés, nous définissons ensuite en détail l'objectif scientifique de la thèse : la mise en place d'une méthodologie permettant de définir des modèles simplifiés de calcul d'impact environnementaux. Ces modèles permettent de caractériser le profil de variabilité des filières tout en estimant les performances environnementales des systèmes en fonction de quelques paramètres clefs.

1.1 La production d'électricité et les émissions de gaz à effet de serre

Au cours des quarante dernières années, la consommation électrique mondiale n'a cessé de croître passant de 5'000 TWh à environ 20'000 TWh fin 2010, Figure 1. La crise économique mondiale subie depuis 2008, n'a que momentanément stoppé la hausse de la consommation électrique. En effet, cette hausse de la demande est majoritairement issue des pays en voie de développement qui n'ont que momentanément été touchés par cette crise.

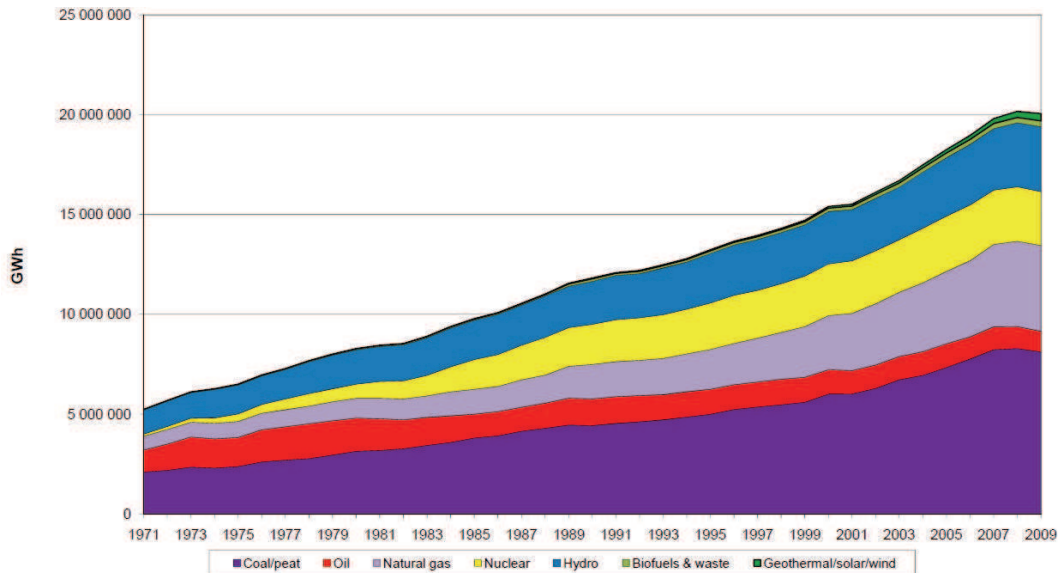


Figure 1 Evolution historique de la consommation électrique mondiale (d'après IEA, 2011)

Pour répondre à cette demande croissante, certains pays, ont fondé leur production électrique sur les ressources renouvelables, comme le Canada sur l'hydro-électricité de par sa spécificité territoriale. D'autres pays, comme la France et le Japon ont opté pour une autre politique de développement électrique basé sur la filière électronucléaire. Toutefois, la production électrique mondiale repose majoritairement sur les ressources fossiles (charbon, pétrole, gaz, IEA 2011).

De par cette prédominance des énergies fossiles dans le mix électrique mondial (Figure 1), le domaine de la production électrique est régulièrement identifié comme étant responsable de divers impacts environnementaux, aussi bien locaux (smog, pollution à l'ozone, etc.) que globaux (émission de gaz à effet de serre). Les émissions directes de gaz à effet de serre liées à la production d'électricité et de chaleur ont représenté 41% des émissions mondiales en 2010 (Van Der Hoeven, 2011), Figure 2 :

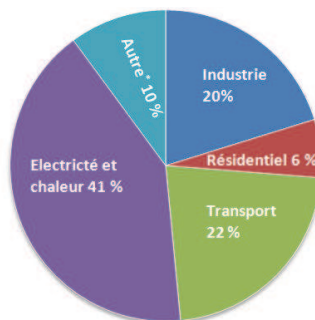


Figure 2 Répartition des émissions de CO2 mondiale en 2010 par secteur (électricité et chauffage), d'après Van Der Hoeven, 2011

Le secteur de la production d’électricité a donc été au centre de nombreuses discussions internationales visant à réduire ses émissions de gaz à effet de serre (*Kyoto Protocol*, 2009). De ces discussions, des initiatives politiques ont été mises en place comme par exemple l’objectif des « 3 x 20 » : 20 % de réduction des émissions de gaz à effet de serre par rapport à 1990, 20 % d’économie d’énergie et 20 % d’énergie renouvelable dans la consommation totale d’énergie d’ici 2020 (European Commission, 2007).

Le domaine de la production d’électricité est donc un levier clef pour réduire les émissions de gaz à effet de serre mondiales. Ainsi, le débat sur la transition énergétique a, entre autres, porté sur la question du mix électrique du futur. De nombreuses institutions gouvernementales, internationales, des associations, des collectifs, des agences, et des industriels du domaine ont proposé différents scénarios prospectifs de production d’électricité à des horizons de temps plus ou moins éloignés (2030 ou 2050 en général). Ces scénarios ont, entre autres, pour but de limiter les émissions de gaz à effet de serre, mais les moyens mis en œuvre peuvent différer fortement (fort développement des énergies renouvelables, remplacement de la filière charbon très émettrice par d’autres filières comme le gaz, efficacités des centrales améliorées, etc.), Figure 3 :

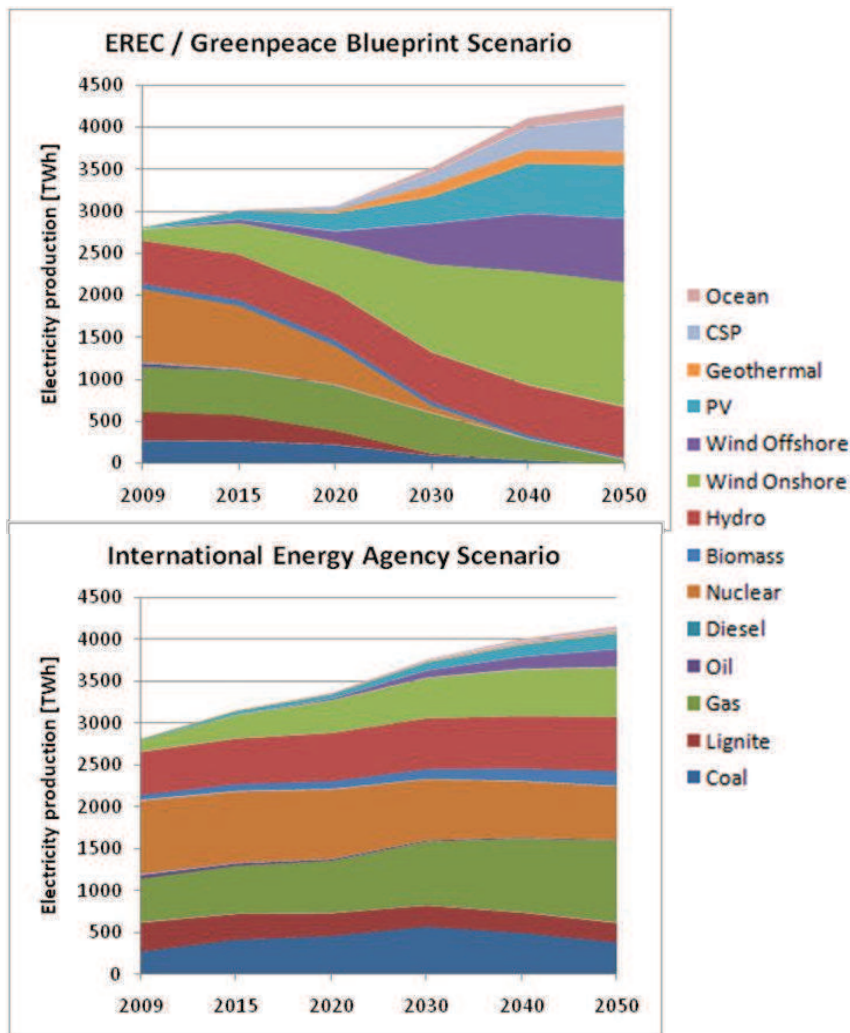


Figure 3 Deux scénarii prospectifs de production d’électricité dans les pays de l’OCDE, IEA (IEA, 2011) et EREC/Greenpeace (Greenpeace and European Renewable Energy Council, 2010)

L'estimation des impacts environnementaux de la production électrique actuelle, mais également les études portant sur le mix du futur se basent sur une approche de calcul des impacts directs, c'est-à-dire considérant uniquement ceux liés à la phase de production d'électricité (par exemple liés à la combustion des énergies fossiles) (Van Der Hoeven, 2011). Les impacts indirects, associés à la fabrication des systèmes de production d'électricité ou à leur démantèlement ne sont pas quantifiés. De fait, les énergies renouvelables (exception faite de la biomasse) et électronucléaire ont des impacts directs nuls.

Toutefois, le fort développement des énergies renouvelables, en particulier depuis le début des années 2000 (EPIA, 2012; Zervos and Kjaer, 2008), le maintien de la capacité de production nucléaire et les scénarios prospectifs présentés précédemment mettent en évidence le besoin de considérer dorénavant les impacts environnementaux des systèmes sur leurs cycles de vie, de l'extraction des matières premières nécessaires à leurs fabrications, jusqu'au démantèlement.

Les nombreuses filières de production d'électricité amènent le besoin de fournir aux décideurs aussi bien institutionnels qu'industriels, des informations exhaustives sur leurs impacts environnementaux afin de définir une stratégie efficace de réduction de l'impact des mix ou encore de permettre la mise en place d'une politique de développement énergétique raisonnée. L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) permet de répondre à cet objectif.

1.2 L'Analyse du Cycle de Vie : Principes et Méthodes

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une approche de quantification des impacts environnementaux d'un produit ou d'un service sur l'ensemble de son cycle de vie. Elle modélise donc un système, de l'extraction des matières premières, l'énergie et le transport nécessaires à sa fabrication, jusqu'à son traitement en fin de vie, (*ISO 14040:2006 - Environmental Management - Life cycle assessment - Principles and framework*, 2006), Figure 4:

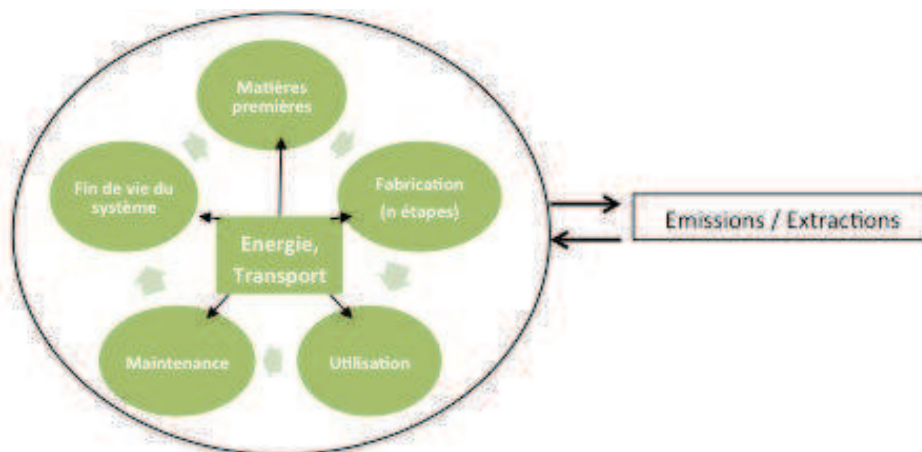


Figure 4 Description schématique des étapes considérées dans la modélisation d'un système lors de la réalisation d'une étude ACV

La méthode ACV a vu le jour dans les années 70, lors du 1^{er} choc pétrolier (Guinée et al., 2011). Celle-ci avait initialement pour but de limiter les consommations énergétiques dans la conception de produits. Elle s'est ensuite développée pour considérer plusieurs autres indicateurs environnementaux. Les émissions de gaz à effet de serre (GES), les impacts sur la toxicité,

l’écotoxicité aquatique en sont quelques exemples et permettent une analyse environnementale multicritère.

La diversité des nombreuses études ACV réalisées au cours des dernières décennies a amené l’Organisation Internationale de Normalisation (ISO) à proposer un cadre méthodologique clair garantissant, en théorie, une base commune pour la réalisation de ces études, Figure 5 (ISO 14040:2006 - *Environmental Management - Life cycle assessment - Principles and framework*, 2006):

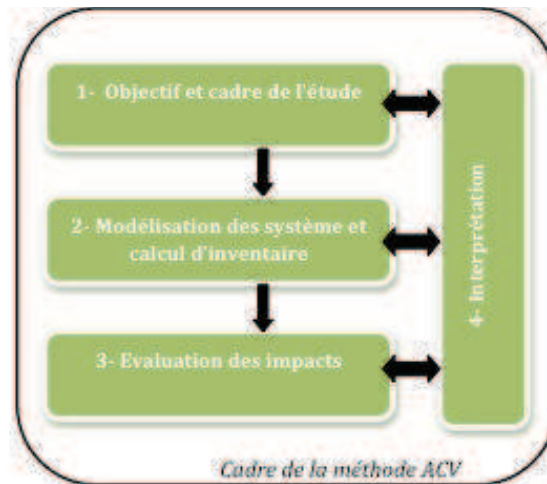


Figure 5 Cadre méthodologique pour la réalisation d'une Analyse de Cycle de Vie, (ISO 14040:2006 - *Environmental Management - Life cycle assessment - Principles and framework*, 2006)

La phase 1 de l’ACV définit et fixe le cadre de l’étude et les objectifs à atteindre. Dans cette partie, essentielle, car conditionnant la suite du travail, il est premièrement nécessaire de définir la fonction du système étudié et l’unité fonctionnelle, c’est-à-dire la grandeur permettant de quantifier la fonction du système. C’est sur la base de l’unité fonctionnelle que seront ensuite rapportées les émissions de polluants puis les impacts environnementaux du système. Cette phase sert aussi à définir les frontières du système, c’est-à-dire le niveau de détail et les processus qui sont considérés dans l’étude. La modélisation du système ou service étudié dans une étude ACV est fonction de cette phase 1.

L’inventaire des émissions et des extractions (phase 2 de la Figure 5) consiste en la quantification des extractions de matières premières (par exemple la silice) et des émissions polluantes dans les différents milieux (air, eau, sol) liées à la réalisation de la fonction du système. Cette quantification se fait par rapport à l’unité fonctionnelle définie dans la première phase.

La phase 3 évalue les impacts des émissions polluantes et de l’extraction des matières premières. Lors de cette phase, des méthodes de calcul d’impacts (également appelées méthodes de caractérisation) sont utilisées, telles que Impact 2002 +, Figure 6 (Jolliet et al., 2003), Recipe, (Goedkoop et al., 2009), etc. Ces méthodes associent les émissions polluantes ayant des effets similaires sur l’environnement (phase de classification), puis agrègent leurs effets dans une même catégorie d’impact (phase de caractérisation). A titre d’exemple, la méthode de calcul des impacts Impact 2002 +, agrège les résultats des inventaires en 14 catégories d’impacts environnementaux telles que les effets respiratoires ou encore la consommation en énergie primaire non renouvelable, Figure 6.

En pratique, c’est l’utilisation de facteurs de caractérisation qui permet de convertir les émissions polluantes liées à un système, en une substance équivalente ayant un impact similaire sur

l'environnement. Par exemple, l'ensemble des émissions dans l'air ayant un impact sur les changements climatiques, dit GES sont agrégées en quantité de CO₂ équivalente, par le biais de facteurs de caractérisation basés sur le forçage radiatif des différents GES et leurs concentrations à un instant t (par rapport à leurs émissions) dans l'atmosphère. Ceux-ci sont calculés comme suit :

$$\text{Facteur Caractérisation}_i = \frac{\int_0^t a_i \cdot C_i(t) dt}{\int_0^t a_{\text{CO}_2} \cdot C_{\text{CO}_2}(t) dt} \quad \text{Eq. 1}$$

Où :

- Facteur caractérisation i représente le potentiel de changement climatique de la substance i en équivalent de l'effet de kg de CO₂ de la substance (exprimé en kg CO₂ eq / kg substance),
- a_i est l'absorption de la radiation thermique (forçage radiatif) suite à une augmentation d'une unité de concentration de la substance i,
- C_i(t) est la concentration du gaz i restant au temps t après son émission t étant le nombre d'années pour lesquelles l'intégration a été effectuée (horizon de temps).

Ainsi, les facteurs de caractérisation liés au changement climatique traduisent l'effet d'une substance (un gaz) en quantité équivalente de CO₂ à émettre pour obtenir le même forçage radiatif.

Les facteurs de caractérisation sont donc l'outil adopté pour agréger l'ensemble des substances ayant un impact (effet) similaire sur l'environnement, dans une même catégorie d'impacts.

Ces catégories d'impacts peuvent être à leur tour agrégées dans des catégories de dommages, afin de réduire le nombre d'indicateurs à analyser, telles que dans la méthode Impact 2002+, (Jolliet et al., 2003), Figure 6

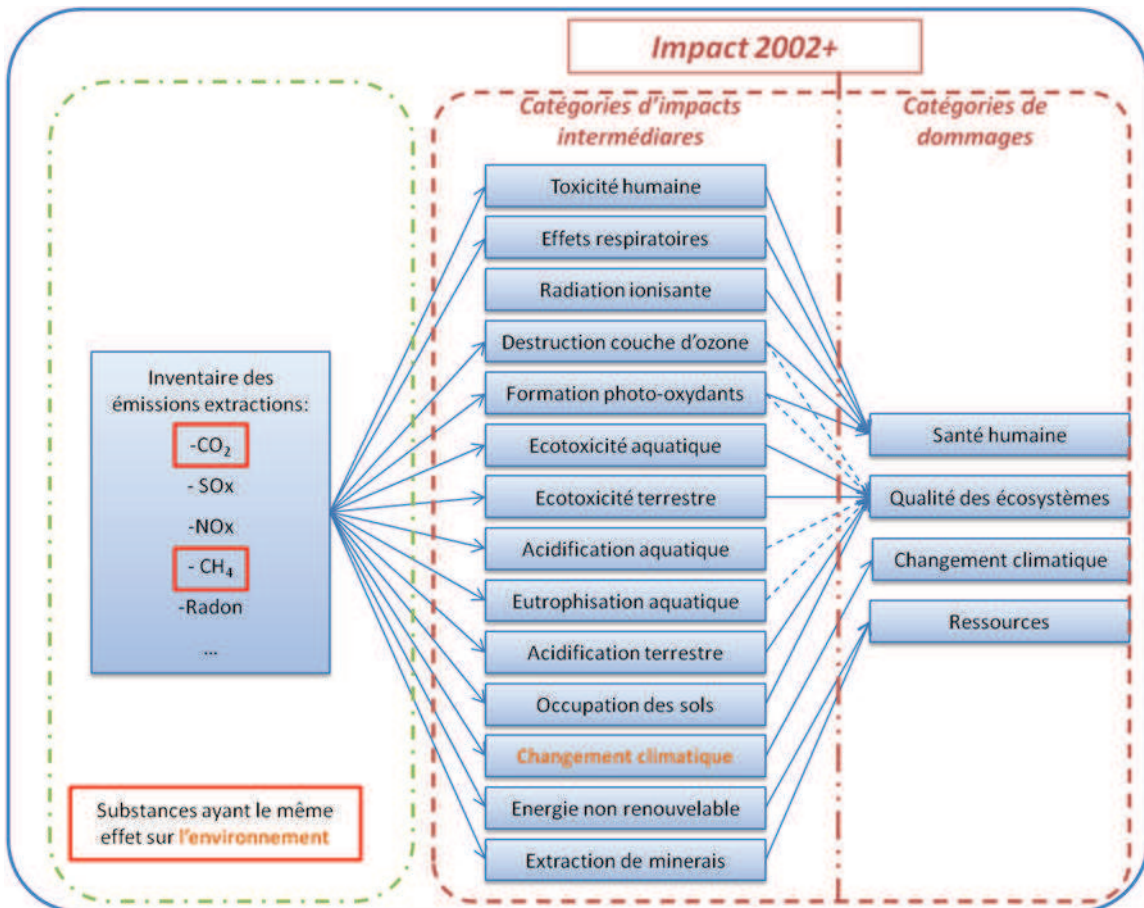


Figure 6 Description des différents niveaux d’analyse proposés par la méthode de calcul d’impacts Impact 2002+ (Jolliet et al., 2003)

Il est possible d’agrèger les catégories d’impacts en catégories de dommages sur l’environnement, en fonction des différents sujets à protéger (Jolliet et al., 2010). Ainsi, par exemple, pour la méthode de calcul proposée dans Impact 2002 +, les quatorze impacts sont agrégés en quatre catégories de dommages : santé humaine, qualité des écosystèmes, changement climatique et ressources. Certaines méthodes proposent d’agrèger encore les impacts en une note unique caractérisant les impacts environnementaux d’un système. Toutefois, cette ultime étape est sujette à caution, car elle requiert un jugement de valeur pour trouver une base de comparaison entre les impacts sur la santé humaine, les écosystèmes, les changements climatiques et la consommation de ressources.

Pour terminer la description générale de l’approche ACV, il est nécessaire de mentionner qu’à chaque phase, analyses critiques et interprétations objectives de la démarche ou des résultats sont fondamentales. L’un des points clefs des normes ISO 14040 et 14 040 est l’importance de la transparence dans les études réalisées. De fait, pour chaque étape, il est demandé d’identifier la pertinence des choix, les limites de l’étude etc.

L’interprétation critique des résultats d’une étude ACV et de leur domaine de validité permet également d’identifier les conclusions principales du travail et d’établir des recommandations (améliorations possibles, etc.) répondant aux objectifs fixés lors de la première étape de l’ACV.

Finalement, il faut mentionner que l’ACV est une approche itérative, qui, en fonction de l’analyse critique et systématique de chaque phase de l’approche, pourra être modifiée et améliorée,

par exemple, par l'ajout de nouvelles informations, données ou inventaires nécessaires à la modélisation du système. En pratique, il s'agit souvent d'augmenter le niveau de détail pour atteindre les objectifs fixés lors de la description de l'étude ACV dans la première phase.

1.3 Modélisation des données d'inventaire

Le calcul de l'inventaire cycle de vie (ICV) qui répertorie les émissions et extractions du système modélisé dans une étude ACV requiert une approche systémique, qui se définit par les relations entre ses constituants (processus). Cette approche considère en outre que « le monde peut être décomposé entre l'environnement, le système et le reste de l'activité économique » (Jolliet et al., 2010), Figure 7:

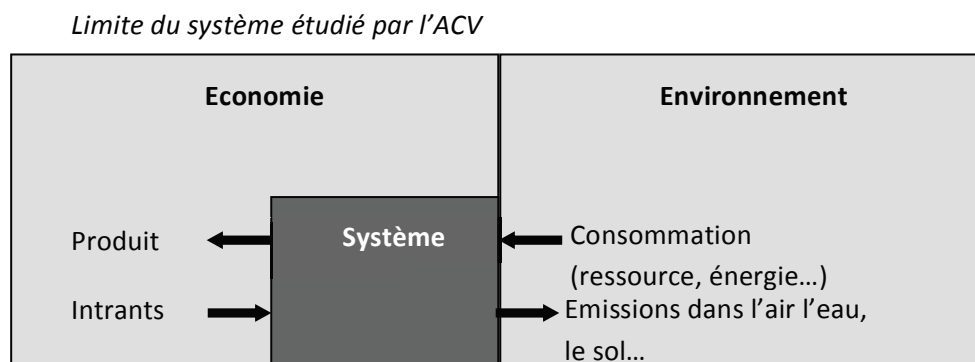


Figure 7 Modélisation systémique de l'ACV, d'après (Jolliet et al., 2010)

Le système modélisé est en interaction avec les deux autres compartiments. Il permet la création d'un produit ou service dans l'économie tout en consommant des ressources et en émettant des substances dans différents compartiments environnementaux (air, eau, sol, etc.).

Plus spécifiquement, le système est modélisé et défini comme un ensemble de processus unitaires (réalisant une fonction unique, par exemple la production du silicium de qualité métallurgique) reliés les uns aux autres dans le but de réaliser la fonction du produit ou service. Ces processus unitaires interagissent entre eux et sont reliés à l'économie par des flux de produits intermédiaires. Ces processus unitaires sont en outre reliés à l'environnement selon des flux élémentaires, entrants ou sortants (consommation et émissions).

Les processus unitaires sont définis selon la norme ISO comme étant « *la plus petite portion d'un système pour lesquels les données sont collectées* ». Ils sont généralement modélisés à l'aide de collectes de données auprès des industriels du secteur. Le système étudié en ACV est donc un ensemble de processus unitaires reliés les uns aux autres par des flux de produits intermédiaires, Figure 8 :

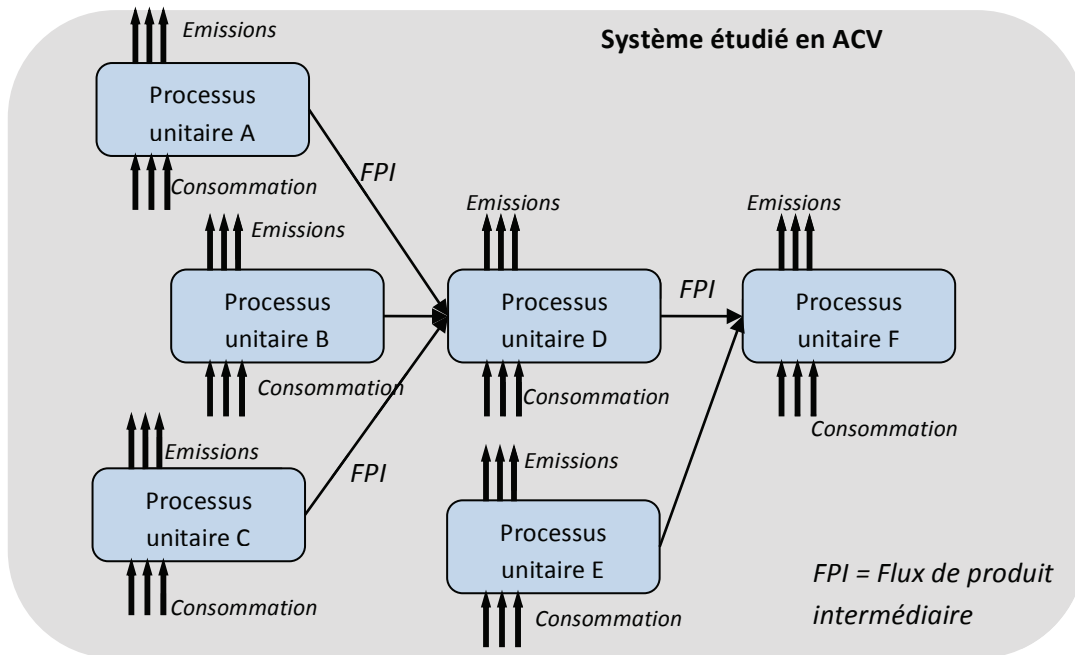


Figure 8 Exemple de modélisation d'un système à partir d'un ensemble de processus unitaires, (Jolliet et al., 2010)

Le vecteur d'ICV (*i.e* un système de processus) est obtenu comme suit :

$$\text{Inventaire}_{\text{Em/Ext}} = E \cdot p \quad \text{Eq. 2}$$

Où :

- $\text{Inventaire}_{\text{Em/Ext}}$ représente le vecteur colonne décrivant l'ICV,
- E est la matrice des émissions extractions spécifique au système modélisé pour une étude,
- p le vecteur colonne de production décrivant la totalité des quantités de processus système pour le cycle de vie évalué dans l'étude ACV.

La liste des extractions et émissions liées spécifiquement aux différents processus d'un système forme la matrice environnementale (nombre de colonnes = nombre de processus système, nombre de lignes = nombre émissions et extractions).

Pour déterminer l'ICV, une approche matricielle a été proposée par l'université de Leiden, méthode appelée parfois CML (Jolliet et al., 2010). Dans cette approche, les procédés unitaires sont exprimés sous la forme d'un vecteur P regroupant les différents entrants et sortants de ce procédé.

Ces entrants et sortants sont séparés en deux parties, l'une liée à la technosphère et l'autre à la biosphère. Ceux liés à la technosphère représentent les échanges économiques du procédé unitaire avec les autres (par exemple, la fabrication du silicium qualité métallurgique nécessitera une quantité d'électricité, du transport, des infrastructures, etc.). Ceux liés à l'écosphère représenteront les émissions et extractions directes du processus (émissions de CO_2 , SO_2 , etc.). Chaque processus unitaire pris en compte dans la base de données est donc représenté selon cette approche et une matrice représentant l'ensemble de ceux-ci peut ainsi être définie :

$$P = \begin{pmatrix} A \\ B \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} a_{11} & \cdots & a_{1m} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{m1} & \cdots & a_{mm} \\ b_{11} & \cdots & a_{1m} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ b_{n1} & \cdots & a_{nm} \end{pmatrix} \quad \text{Eq. 3}$$

La matrice technologique A représente le tissu technologique et économique de la base de données de processus unitaires, la valeur a_{ij} ($i^{\text{ème}}$ ligne, $j^{\text{ème}}$ colonne) représentant le flux de produits i et nécessaire à la réalisation du processus j . A est une matrice carrée (représentant les interactions entre l'intégralité des processus de la base de données) et non singulière, ces conditions sont normalement remplies quand le système économique est modélisé (Hischier et al., 2007).

La matrice environnementale B représente les échanges entre les processus et l'environnement (voir Figure 8), la valeur b_{kj} ($k^{\text{ème}}$ ligne, $j^{\text{ème}}$ colonne) représentant le flux élémentaire k extrait de l'environnement dû au processus j . B est une matrice avec n lignes recensant l'ensemble des flux élémentaires caractérisés par la base de données (BDD) et m colonnes représentant les processus unitaires définis dans cette même BDD.

Les bases de donnée, telles qu'ecoinvent (Hischier et al., 2009), et autres, fournissent la matrice environnementale. Le vecteur de production est défini, en partie, par le modélisateur du système et calculé à partir des flux de produits intermédiaires définis dans les BDD.

L'inversion de A permet d'obtenir la demande cumulée en produits intermédiaires pour chaque processus unitaire. Le vecteur ICV des flux émissions et extractions du système peut donc aussi être calculé comme suit :

$$\text{Inventaire}_{Em/Ext} = E \cdot p = B \cdot A^{-1} \cdot p \quad \text{Eq. 4}$$

Comme décrit précédemment, cet inventaire est ensuite transcrit en impacts environnementaux par multiplication des émissions polluantes ayant des effets similaires sur l'environnement par les facteurs de caractérisation de la méthode d'impact sélectionnée. Une fois convertis en une même unité, ces impacts sont sommés, fournissant la donnée d'impact environnemental total lié au cycle de vie du système modélisé pour différentes catégories.

Note : Il existe une ambiguïté ; en effet, dans certaines ressources bibliographiques, la matrice A est définie comme une matrice dont les éléments diagonaux sont nuls (Jolliet et al., 2010), pour ne pas prendre en compte la contribution du processus à lui-même. Dans ce cas, A est donc singulière. Le vecteur des flux émissions et extractions du système est alors calculé de cette manière

$$\text{Inventaire}_{Em/Ext} = E \cdot p = B \cdot (I - A)^{-1} \cdot p \quad \text{Eq. 5}$$

Où :

- I est la matrice identité,
- A est la matrice des flux de processus i nécessaires à la réalisation d'un processus j ,
- B est la matrice environnementale.

Or, dans les équations précédentes, nous avons choisi la convention proposée dans les rapports méthodologiques sur la base de données ecoinvent par Frischknecht, et al. (2007) où A représente en colonne le vecteur d'un processus unitaire décrivant sa relation avec ses produits, c'est-à-dire le processus 1 m^3 de béton produit 1 m^3 de béton.

1.4 Complexité des ACV et besoin d'outils simplifiés

L'ACV d'un système consiste donc en la modélisation de la chaîne des procédés de ses composants, l'utilisation des bases de données, le calcul de l'inventaire des émissions extractions, le calcul des impacts et l'interprétation. La modélisation des données d'inventaire nécessite un effort

conséquent de collecte de données, fortement dépendantes des frontières du système défini dans l’étape 1 de l’approche ACV.

L’étude est donc basée sur un système précis, où l’ensemble des paramètres le modélisant est fixé. Par exemple, dans le cas de l’électricité issue d’une centrale nucléaire, la chaîne des procédés sera caractérisée par une centrale spécifique, d’une puissance donnée, utilisant du combustible issu d’une filière d’enrichissement précisément décrite, etc. Les résultats ainsi obtenus ne sont représentatifs que de l’installation étudiée et ne sont *a priori* pas transposables à un autre système de même technologie, mais ayant des paramètres différents (même technologie électro-nucléaire mais approvisionnement en uranium enrichi différent par exemple).

Une ACV détaillée requiert la collecte d’une grande quantité de données. Le lien entre le niveau de précision et de détail de l’étude et la quantité de données n’est pas linéaire (Bala et al., 2010). Il est possible de représenter schématiquement cette dépendance comme suit, Figure 9 :

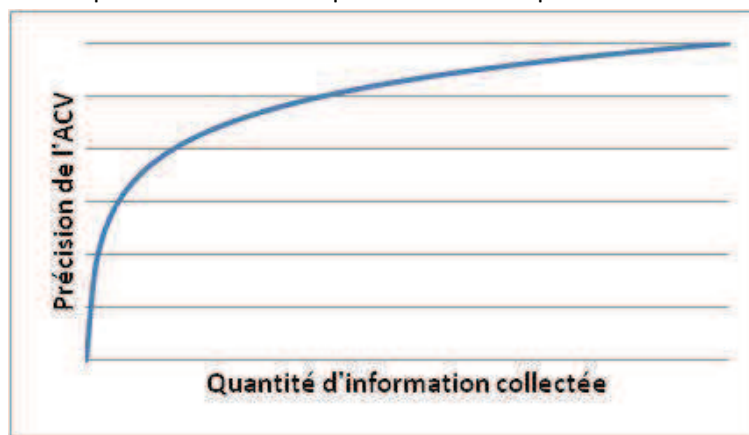


Figure 9 Précision d'une ACV en fonction de la quantité d'information collectée

Dans certains cas, la mise en place d’un seuil de précision pourrait être envisagée, afin de limiter l’investissement en temps nécessaire pour l’accès à l’information environnementale. Toutefois, peu de travaux ont proposé des outils simplifiés quantitatifs d’estimation des performances environnementales par ACV d’un produit ou service (Bala et al., 2010).

Des approches qualitatives ont été mises en place afin d’identifier simplement les possibles sources d’impacts sur l’environnement, toutefois celles-ci n’ont pas clairement émergées dans le domaine, du fait justement de la non-quantification des impacts des produits et systèmes étudiés (Hochschorner and Finnveden, 2003).

Une autre remarque associée à l’analyse environnementale est que celle-ci est souvent employée en phase finale de projet, à des fins de bilan environnemental, limitant ainsi son influence pour la mise en place de solutions réduisant les impacts du produit, service ou système étudié.

L’origine de ce constat se trouve dans la Figure 10 et peut se schématiser comme suit, d’après (Payet and Blanc, 2008):

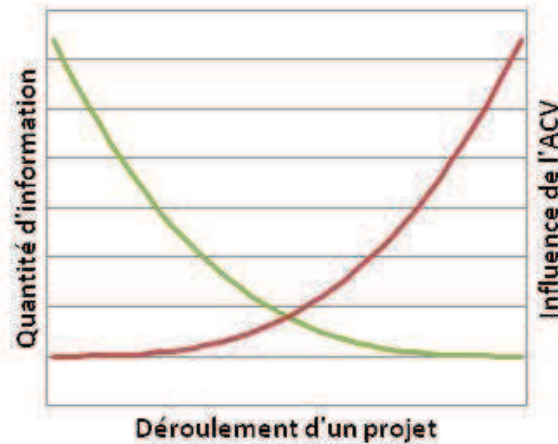


Figure 10 Influence de l'ACV dans un projet (influence de l'ACV en vert, quantité d'information en rouge) , (Payet and Blanc, 2008)

Comme déjà mentionné, l'ACV nécessite, en principe, une grande quantité d'informations, en particulier sur l'origine des matériaux employés, le type d'énergie, les transports, etc. Or celles-ci ne sont pas disponibles lors des phases amont de développement des projets (partie gauche de la Figure 10).

Cependant, c'est lors des phases amont que l'ACV a le plus d'influence, car elle permet de mettre en évidence les choix de conception les moins impactants (Kortman et al., 1995). À l'inverse, lorsque le projet est défini (partie droite de la Figure 10), la quantité d'information nécessaire à l'ACV est disponible, permettant d'obtenir des résultats détaillés, toutefois, il n'est plus possible de se servir de ces résultats pour modifier la conception du produit, service ou système étudié. L'accès à l'information environnementale en amont des projets permettrait donc de considérer cette dimension dans les phases de développement de nouveaux produits ou services.

De par la modélisation du système en somme de processus unitaires, dans une ACV, il est possible d’obtenir un degré important de détails quant à l’origine des impacts selon les divers processus et constituants du système étudié. Toutefois, les résultats d’impact d’un système ne sont pas *a priori* transposables à un autre système, équivalent, mais présentant des caractéristiques différentes. De fait, même si la modélisation des systèmes est similaire, l’effort de collecte de données pour comparer deux d’entre eux sera double, et ainsi de suite. Il est donc complexe d’étudier les impacts environnementaux d’un ensemble de systèmes tels que ceux composant une filière de production d’électricité.

Cette complexité d’implémentation de l’ACV pour l’étude d’un large échantillon de systèmes est une limitation au déploiement plus large de cette méthode au niveau décisionnel. La mise en place d’une approche simplifiée et systématique de quantification des impacts est donc nécessaire.

L’approche matricielle présentée précédemment permet d’identifier la somme des contributions d’un processus unitaire sur l’ensemble des procédés constituant le système. Schématiquement, l’ACV traditionnelle, que l’on appellera par la suite « ACV détaillée » peut être synthétisée comme suit, Figure 11 :

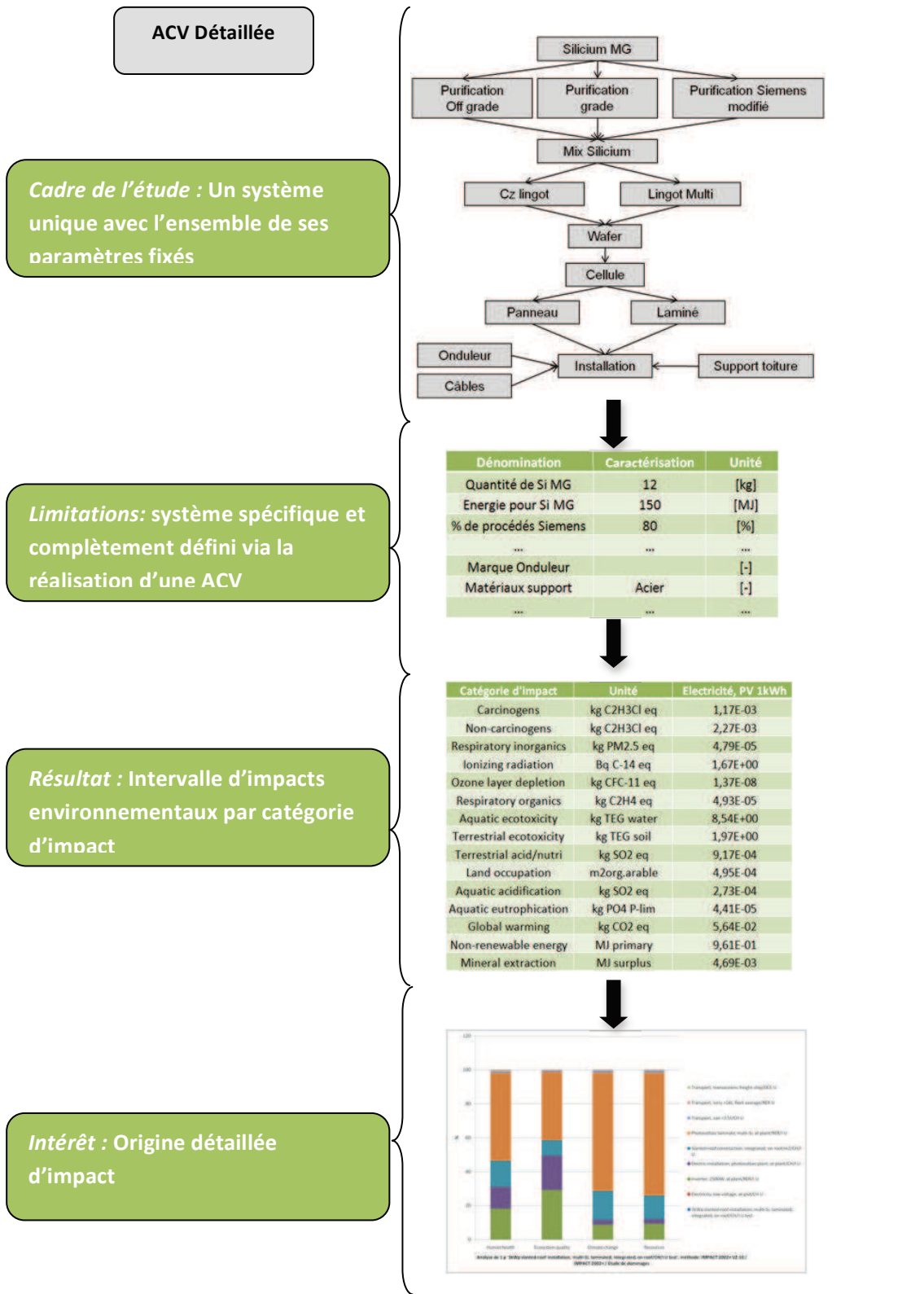


Figure 11 Représentation schématique d'une ACV détaillée, et exemple de résultat pour la production d'électricité par un système photovoltaïque.

Les résultats des ACV détaillées sont analysés, interprétés et critiqués, en fonction des objectifs de l’étude. Bien que recommandé dans la norme ISO et dans les guides méthodologiques tel que l’ILCD Handbook (European Commission. Joint Research Centre., 2010), la sensibilité des résultats d’impacts n’est pas systématiquement analysée. Celle-ci a pour but d’étudier la plage d’incertitude des résultats issus de la modélisation choisie.

Il existe de nombreuses définitions de l’incertitude, par la suite, nous utiliserons celle mentionnée par Huijbregts : « *L’incertitude provient de mesures incertaines, de manque de données, des hypothèses de modélisation étant utilisées pour convertir le vrai monde en résultats ACV* » (Huijbregts, 1998). L’incertitude pourrait donc être réduite par l’ajout de nouvelles informations plus précises ou des nouvelles mesures par exemple. Différentes typologies de sources d’incertitudes ont été identifiées dans le domaine ACV (Björklund, 2002) :

- Imprécisions des données : mauvaises mesures des paramètres, métrologie, etc.,
- Manque de données : données absentes pour la modélisation, laissant donc des « trous dans le modèle »,
- Données non représentatives : données utilisées pour combler les « trous » mais qui ne sont donc pas représentatives du processus étudié,
- Incertitudes liées au modèle utilisé : approximation d’utilisation de modèle linéaire alors que celui-ci ne l’est pas, la non prise en compte des aspects temporels, etc.,
- Incertitudes liées aux choix : choix de l’unité fonctionnelle, des frontières du système, des règles d’allocations, etc.,
- Incertitude épistémique: la modélisation prospective de systèmes induit ce type d’erreur, car l’information n’est pas disponible,
- Erreurs : tout au long du processus ACV, il est possible que des erreurs de modélisation et d’hypothèses ou autres soient faites.

Des travaux ont en outre montré que les sources d’incertitudes apparaissent tout au long du processus de réalisation d’une ACV, allant de la collecte de données, à l’utilisation de base de données, ou encore des hypothèses retenues à l’interprétation des résultats, (Leroy, 2009).

Les études de la sensibilité en ACV ont donc essentiellement pour but d’étudier les sources d’incertitudes. Formellement, l’analyse de sensibilité est décrite comme : « *l’étude de la manière dont la variation des résultats d’un modèle peut être répartie, qualitativement ou quantitativement aux différentes sources de variation et de l’étude du comportement du modèle en fonction des informations qu’il utilise* » (Saltelli, 2004).

Les études de sensibilité en ACV peuvent être qualitatives, c'est-à-dire discussion et critique des résultats d’impacts obtenus par l’étude ACV ou quantitative comme par exemple l’étude de la variation de la réponse environnementale en fonction de la variation des paramètres du modèle autour de leurs valeurs de référence.

Incertain et variabilité sont souvent confondues ou non distinguées (Björklund, 2002). Au vu de la définition de l’incertitude, la variabilité elle, se définit comme « *l’hétérogénéité naturelle provenant des variations inhérentes du monde réel* » (Huijbregts, 1998) et n’est que peu appréhendée en ACV. Les études ACV portant sur un système unique et ayant une configuration donnée (une durée de vie, une technologie) ne considèrent pas de variabilité (sensibilité) au sens où

celle-ci est définie. C'est l'étude de différentes configurations, ou de différents systèmes ayant pour but de fournir la même unité fonctionnelle qui permettraient d'observer de la variabilité.

Du fait de la non-distinction entre incertitude et variabilité, cette dernière cherche parfois également à être réduite (pour obtenir une meilleure précision / fiabilité des données). Cependant, à la différence de l'incertitude, la variabilité, puisqu'elle est induite par un ensemble de systèmes, un échantillon, n'est donc *a priori* pas réductible car intrinsèque à cet échantillon. Elle peut toutefois être modulée par un changement de frontières du système (les lieux d'implantation de deux systèmes sont différents donc *in fine* les frontières du système sont différentes).

Les ACV détaillées permettent l'étude exhaustive d'un système précis. Elles sont utilisées pour étudier l'origine des impacts environnementaux et identifier quels sont les processus unitaires responsables des impacts. Elles permettent donc entre autres d'identifier les pistes d'éco-conception des systèmes. Dans une ACV détaillée traitant d'un système précis et unique (avec ses frontières explicitées), la variabilité, au sens où elle est définie, n'intervient pas. Toutefois, quelques études se proposent de tester la sensibilité de leurs résultats d'impacts environnementaux, en étudiant par exemple d'autres lieux d'implantation pour leurs systèmes que ceux spécifiés dans la définition du cadre de leurs études. Ce genre d'études de sensibilité peut être assimilé à une étude de la variabilité bien que ces études modifient les frontières du système étudié.

L'analyse de la variabilité dans ce genre d'étude ACV est considérée principalement selon deux approches :

- Comparaisons de différents systèmes pour réaliser l'unité fonctionnelle définie dans l'étude ACV (Tripanagnostopoulos et al., 2006) : cette approche peut être assimilée à la réalisation de différentes ACV détaillées comparées ensuite entre elles,
- Etudes de sensibilité (Pacca et al., 2007) faisant varier, par exemple des lieux d'implantations différents pour une même installation photovoltaïque : cette approche est relativement similaire à la précédente, mais elle ne fait varier que quelques paramètres du système étudié.

Ces deux approches considèrent des variabilités « ponctuelles », c'est-à-dire considérant uniquement quelques scénarii ou quelques valeurs de paramètres pour un même système. Par ailleurs, elles nécessitent une collecte importante de données qui, par son aspect chronophage, est un frein au développement plus large de l'approche cycle de vie (Cooper et al., 2012). Des approches visant à limiter la collecte de données se mettent en place (Cluzel, 2012), visant à déterminer quelles sont les configurations importantes à considérer. Toutefois, dans le cadre de la caractérisation environnementale des filières de conversion d'énergie, il apparaît nécessaire de considérer au maximum l'hétérogénéité des systèmes qui la compose.

Au sens de la définition de la variabilité, une filière se caractérise par un ensemble de systèmes hétérogènes dont leurs paramètres varient en fonction de leurs caractéristiques intrinsèques.

La caractérisation des impacts environnementaux d'une filière nécessite donc de prendre en compte la diversité de systèmes par autant d'ACV que de configurations différentes au sein d'une même filière de conversion d'énergie.

Toutefois, cette approche de caractérisation des filières n’est pas réalisée en pratique de par la complexité et la quantité du travail à fournir.

Pour caractériser le profil environnemental d’une filière, une analyse exhaustive de la variabilité est donc nécessaire. Celle-ci nécessite l’élargissement des frontières du système étudié, en ne considérant donc plus uniquement un seul système, mais un ensemble de systèmes aux caractéristiques différentes. Par exemple, au lieu d’étudier les impacts environnementaux d’une installation éolienne, le travail portera sur l’analyse des impacts environnementaux de N éoliennes de technologies différentes et installées en divers lieux. De cette manière, l’hétérogénéité des systèmes pourra être étudiée.

Cette étude d’un ensemble hétérogène de systèmes constitue ainsi la définition de l’étude des impacts environnementaux d’une filière de production d’électricité.

Un des moyens permettant de caractériser simplement les impacts environnementaux d’une filière et d’observer la variabilité au sein de l’ensemble des systèmes qui la compose, sans devoir réaliser une grande quantité d’ACV, est la revue de littérature.

En effet, celle-ci consiste en la compilation d’un ensemble d’ACV traitant de systèmes de même type. Ce corpus d’études représente donc une partie de l’hétérogénéité d’un ensemble de systèmes traitant de la même unité fonctionnelle, Figure 12 :

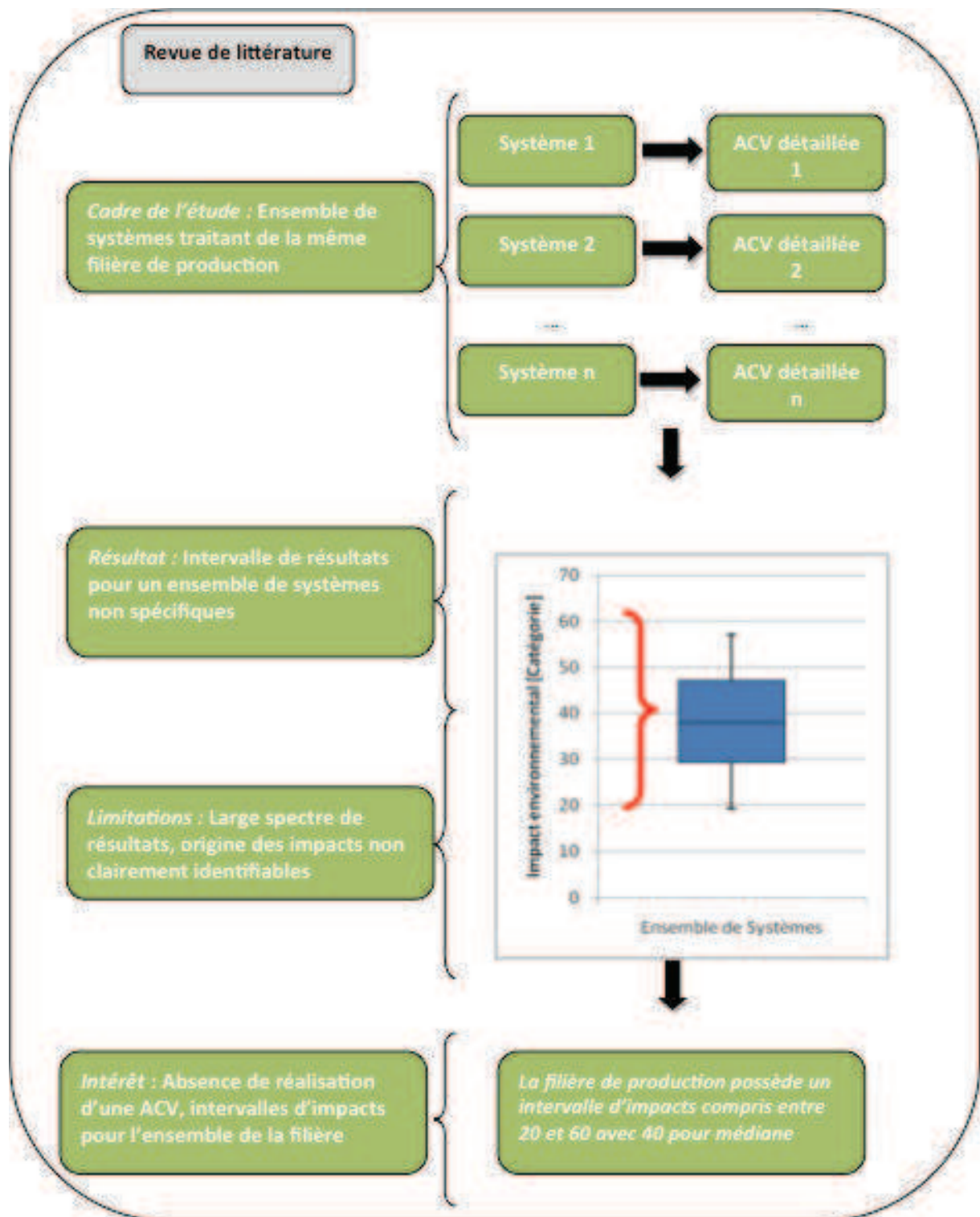


Figure 12 Représentation schématique d'une revue de littérature et exemple d'une filière fictive

Une revue de littérature permet de représenter la variabilité d'un ensemble de systèmes. Les publications retenues pour ce travail de compilation peuvent faire l'objet de critères de sélection permettant de restreindre le champ de la variabilité considérée, par exemple restreindre les publications à une zone géographique fixée, une technologie, etc.

La revue de littérature permet donc de révéler la variabilité des résultats d'un ensemble de systèmes similaires, mais de configurations différentes. Elle permet d'observer cette variabilité en

fonction de l’hétérogénéité des paramètres de l’ensemble des études, toutefois, le plus souvent, elles se restreignent à une analyse qualitative de l’influence des paramètres des systèmes sur les performances environnementales (Jacobson, 2009).

Les revues de littérature permettent également de définir des intervalles et valeurs médianes « génériques » d’impacts environnementaux par filière de production. Elles peuvent et en pratique sont ainsi régulièrement citées et utilisées par les décideurs et dans les rapports généraux traitant du domaine de la production énergétique pour fournir des valeurs de référence sans avoir à réaliser de nouvelles ACV chronophages et énergivores.

Cependant, nous identifions quatre restrictions majeures à l’objectif de caractérisation des filières de production d’électricité et de leurs sous-systèmes par les revues de littératures sont identifiées :

- Elles ne font qu’observer et rendent compte le plus souvent qualitativement de l’influence de chaque paramètre sur la réponse environnementale,
- Les intervalles et valeurs médianes obtenues sont dépendants du corpus d’articles sélectionnés pour l’étude,
- Les intervalles obtenus peuvent être très importants (plusieurs ordres de grandeur (Weisser, 2007)) ce qui peut amener les non-experts à considérer l’ACV comme non conclusive (Heath, 2010) ,
- Il n’est pas possible, en utilisant les résultats issus d’une revue de littérature, de comparer deux installations entre elles.

Les revues de littérature sont donc un outil intéressant pour observer et retranscrire la variabilité des résultats, toutefois leur utilisation est limitée à la vue des restrictions identifiées ci-dessus.

L’apparent manque de précision des résultats d’ACV est une restriction au développement de l’approche cycle de vie au niveau décisionnel.

1.5 Variabilité des impacts environnementaux des filières de production d'électricité au sein des revues de littérature

Dans cette partie, nous présentons l'application des revues de littérature ACV dans le domaine de la production d'électricité. Dans ce domaine, de nombreuses ACV de systèmes ont été publiées, aussi bien dans des journaux à comité de lecture que dans des rapports d'industriels ou des actes de conférences (IPCC, 2011).

Comme décrit précédemment, ces ACV tiennent compte de systèmes définis, dont les paramètres sont fixés. La plupart calculent et analysent uniquement les impacts environnementaux de leurs systèmes, certaines essaient d'étudier et/ou de quantifier l'incertitude sur leurs résultats et finalement certains étudient différentes configurations de systèmes, représentant en partie la variabilité.

L'étude d'une filière de production électrique dans son ensemble se définit comme l'étude de tous les systèmes qui la composent. Pour simplifier la caractérisation environnementale des filières et en première approximation, des revues de littérature sur les différentes ACV publiées pour des systèmes appartenant à la même filière ont été réalisées. Cette étude agrégée de systèmes peut être considérée comme équivalente à l'étude de la variabilité de la filière de production ainsi analysée (voir discussion de la partie précédente).

L'analyse des impacts environnementaux des publications ACV dans le cadre des filières de production d'électricité a entre autres été rapportée dans une étude récente publiée par l'IPCC, International Panel on Climate Change, (IPCC, 2011), Figure 13 :

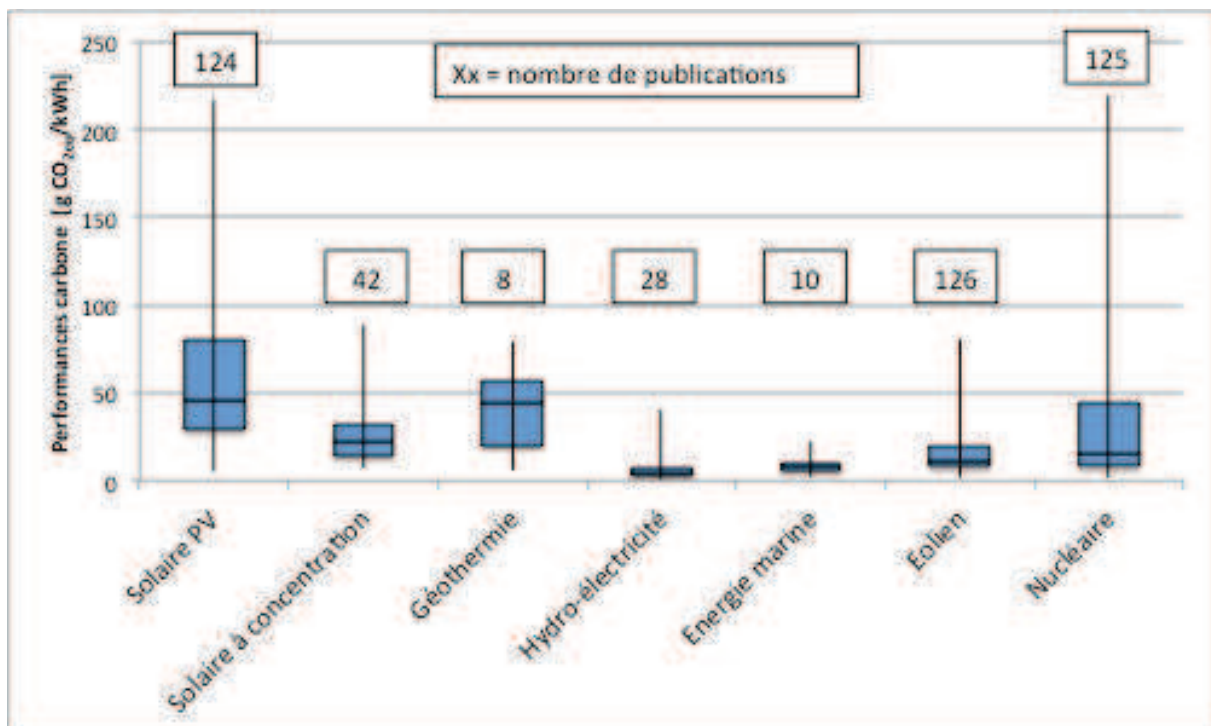


Figure 13 Variabilité des résultats ACV (catégorie changement climatique) observée dans la littérature (source IPCC 2011)

Les diagrammes à moustache (ou *boxplot* en anglais) présentés dans la Figure 13 compilent donc l'ensemble des publications retenues par l'IPCC, incluant donc la variabilité :

- technologique : les différentes techniques associées à une même filière,
- géographique : les lieux d’implantation différents,
- temporelle : les études compilées sont issues de publications plus ou moins anciennes traitant de systèmes ayant pu évoluer dans le temps,
- méthodologique : les publications peuvent utiliser des bases de données d’inventaires, ou des facteurs de caractérisation différents.

Les résultats présentés dans la Figure 13 montrent que pour certaines technologies comme le photovoltaïque (PV) ou le nucléaire, les résultats peuvent varier sur plusieurs ordres de grandeur. L’ensemble des intervalles se recoupe ce qui limite la possibilité d’identifier quelles filières permettent de réduire le plus les impacts (dans le cas présent sur le changement climatique).

De fait, l’ACV est donc parfois considérée comme étant un outil non conclusif, car produisant des résultats trop variables pour un même système. Cette grande variabilité tend donc à limiter le développement et l’usage de l’ACV pour l’aide à la décision (Brandão et al., 2012).

De plus l’utilisation des résultats de revues de littérature ne permet pas de comparer deux systèmes faisant partie d’une même filière. Elles n’identifient pas les configurations préférentielles au sein d’une même filière permettant de limiter de manière optimum les impacts sur l’environnement. Ainsi, la revue de littérature représente l’hétérogénéité des systèmes d’une filière, la révèle et l’observe, mais elle a essentiellement pour but de pouvoir comparer les différentes filières entre elles. Elles ne donnent que des tendances générales quant aux moyens de réduire des impacts environnementaux pour un système au sein d’une filière. Les mesures de l’influence des paramètres influençant les résultats d’impacts des systèmes et donc des filières ne sont en outre peu ou pas quantifiées.

La variabilité des résultats d’ACV des filières de production d’électricité se révèle par le biais des revues de littérature.

Celles-ci ont essentiellement pour objectif de comparer les filières entre elles et ne permettent pas de positionner deux systèmes d’une même filière entre eux.

Une meilleure appréhension de la variabilité des résultats d’ACV et une compréhension de son origine sont des éléments clefs pour améliorer son utilisation à des fins d’outils d’aide à la décision.

Synthèse intermédiaire

Les paragraphes précédents ont mis en évidence :

- les caractères chronophages et énergivores de l’ACV détaillée,
- la grande variabilité des résultats de la littérature traitant des ACV de systèmes de production d’électricité.

Ces limitations dans l’analyse et la caractérisation des filières de production d’électricité ont été identifiées comme étant un frein à la plus grande utilisation de l’ACV comme outil d’aide à la décision. La réponse aux limitations explicitées ci-dessus passe par l’analyse de la variabilité des résultats d’ACV des systèmes composant une filière de production. La recherche scientifique en ACV avait déjà auparavant identifié la problématique de la méconnaissance des sources de variabilité des résultats comme l’un des freins majeurs à sa plus large utilisation et à sa crédibilité (Heijungs, 1996; Reap et al., 2008). Toutefois, celle-ci a été peu appréhendée par le passé. Dans le domaine de la production d’électricité, deux approches ont été mises au point récemment les méta-ACV et les modèles paramétrés. Nous allons maintenant introduire et discuter ces approches.

1.6 Description de l’approche méta-ACV appliquée aux filières énergétiques

Les méta-analyses en ACV (plus couramment appelées méta-ACV) se sont fortement développées dans le domaine de l’étude des filières énergétiques en particulier sous l’impulsion du laboratoire des énergies renouvelables américain, *NREL, National Renewable Energy Laboratory* (Warner et al., 2010).

Formellement, les méta-analyses sont décrites comme « l’analyse des analyses » (Glass, 1976). Elles reposent sur l’étude statistique d’un large échantillon d’études (appelés études primaires) avec pour objectif de définir des conclusions globales grâce à l’effet de taille de ce même échantillon.

Les études primaires utilisées portent toutes sur le même sujet d’étude, mais utilisent des méthodes scientifiques différentes, des données, des mesures variées, etc. L’objectif de la méta-analyse est de combiner cette hétérogénéité d’études pour pouvoir en extraire des conclusions globales, par le biais notamment d’études statistiques (Borenstein et al., 2009). Les méta-analyses sont très régulièrement utilisées dans les domaines de la médecine, de la psychologie et des sciences humaines, où sur un même sujet de recherche, la quantité d’études et de publications scientifiques est parfois très importante.

Dans le contexte de l’ACV, la méta analyse est définie comme « *l’analyse d’un jeu de publications, afin d’estimer un ou des impacts pour une filière ou une sous-partie de filière soit par étude statistique (comme en médecine), soit par ajustement des publications pour les rendre plus consistantes* » (Brandão et al., 2012).

L’objectif d’une méta-ACV est donc d’étudier les publications traitant d’une même filière de production afin de la caractériser et de mettre à disposition des décideurs, des conclusions claires quant à ses impacts. La plupart des études actuelles portent sur les impacts liés au changement climatique. Quelques publications de type méta-ACV existaient d’ores et déjà (Farrell et al., 2006; Lenzen, 2008). Toutefois, le NREL a lancé un vaste projet en 2010, ayant pour objectif de fournir des méta-ACV pour l’ensemble des filières de production d’électricité (Garvin Heath et al., 2010). Ces publications ont fait l’objet d’un numéro spécial au sein du *Journal of Industrial Ecology* (Lifset, 2012).

Les méta-ACV étudient la variabilité des impacts environnementaux des filières à partir de la littérature afin de :

- favoriser les comparaisons entre les études traitant d’une même filière,
- identifier les principaux paramètres influençant les impacts environnementaux des filières,
- faciliter les analyses englobant les filières, c’est-à-dire celles utilisant les impacts environnementaux, comme par exemple l’étude des mix électriques (Garvin Heath et al., 2010).

Elles ont également pour objectif de fournir un panorama général d’une filière (Garvin Heath et al., 2010). Schématiquement, la méthodologie méta-ACV se décrit comme suit, Figure 14 :

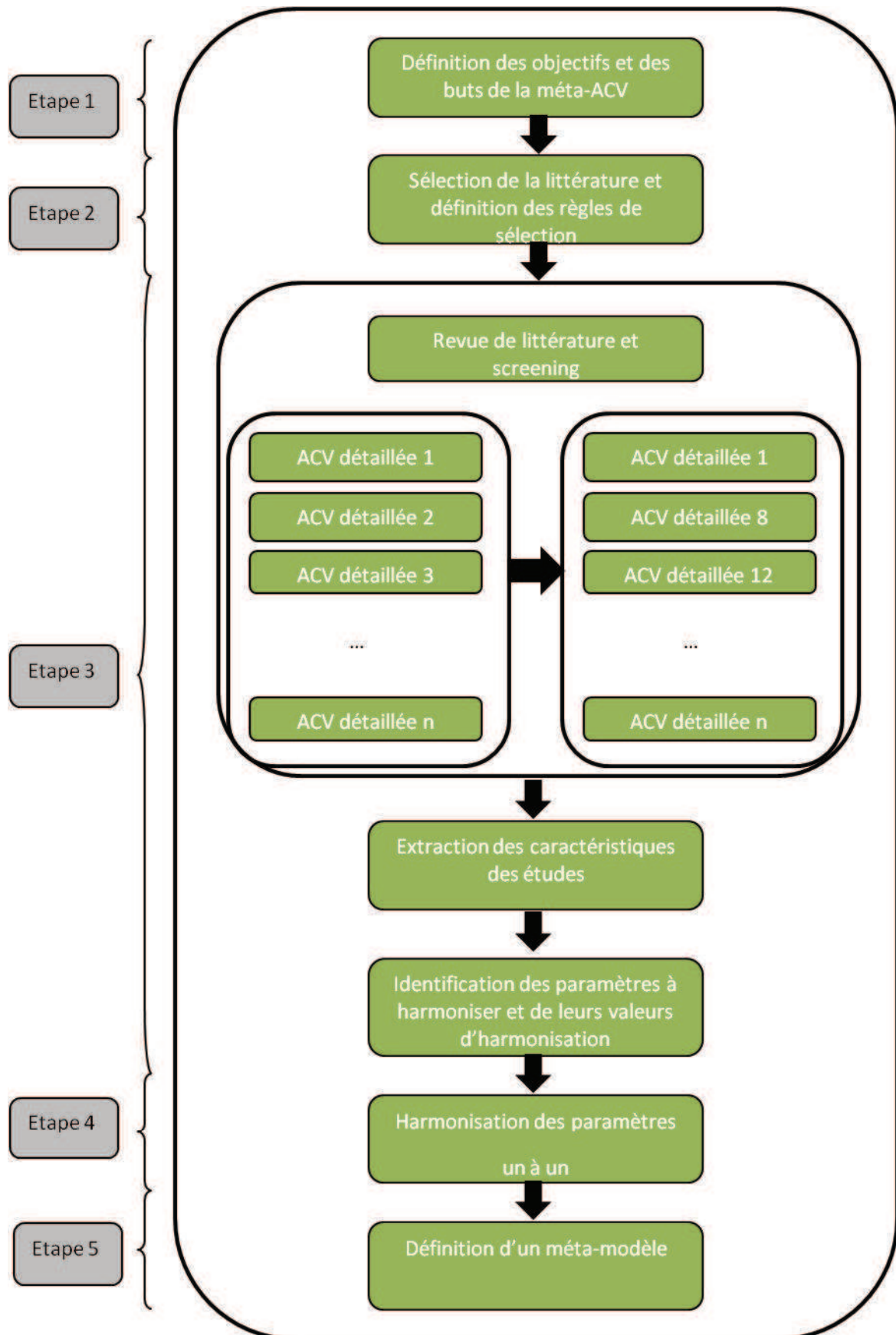


Figure 14 Description schématique de la méthodologie méta-ACV

La méthode en ACV pour les méta-analyses se divise en 5 étapes (Heath and Mann, 2012) :

- Cadre de l’étude et but de l’harmonisation¹
 - La filière et les technologies étudiées sont fixées dans cette étape ainsi que l’objectif du travail. Les frontières du système étudié sont également définies ainsi que les étapes qui devront faire l’objet des étapes d’harmonisation,
- Revue de littérature et définition des critères de sélection pour la réalisation de la méta-ACV
 - Dans un premier temps, toute la littérature correspondant à la filière étudiée est compilée. Par la suite, deux séries de critères sont fixées afin de sélectionner les articles qui seront par la suite utilisés dans la méta-ACV, Tableau 1. Dans le cadre des publications du NREL, ces critères sont répartis en deux étapes de sélection et ont été fixés pour l’ensemble des études, voir Tableau 1,
- Agrégation et classification des paramètres à harmoniser
 - Les articles identifiés sont confrontés aux critères de sélection. Ceux répondant aux critères sont ensuite analysés. L’analyse de la littérature permet d’extraire des paramètres modélisant les systèmes (durée de vie, facteur de charge, phase du cycle de vie, etc.), des paramètres méthodologiques (facteurs de caractérisation, type de méthodologie., etc.) ainsi que les paramètres de publication (année, pays, etc.),
- Harmonisation
 - Les paramètres à harmoniser sont définis à partir des objectifs de l’étude et de la classification réalisée. Deux types d’harmonisation sont possibles : l’harmonisation technique, portant sur les paramètres décrivant le système et son opération (durée de vie, facteur de charge, irradiation...) et l’harmonisation du système permettant l’ajout ou le retrait de partie du système afin de rendre les frontières du système cohérentes entre les publications. Pour chaque paramètre à harmoniser, des valeurs de références sont définies (la plupart du temps ce sont les valeurs les plus communément observées dans la littérature, mais d’autres sources peuvent être utilisées (Whitaker et al., 2012)). Les impacts environnementaux des publications sont ensuite harmonisés, à partir des valeurs de références. L’influence de chaque étape de normalisation est mesurée par calcul du pourcentage de variation avant et après l’harmonisation. Ainsi, il est possible d’identifier de quelles manières contribuent les paramètres à la réduction de l’intervalle des performances environnementales,
- Méta-modèle
 - Cette étape permet de définir, à partir d’une approche de régression linéaire multiple, une équation linéaire utilisant les paramètres employés dans la normalisation et estimant les performances environnementales de la littérature. En pratique, cette étape est encore assez peu abordée dans les méta-ACV (Whitaker et al., 2012), mais quelques exemples ont d’ores et déjà été publiés, en particulier pour la filière électronucléaire (Lenzen, 2008).

¹ L’harmonisation est décrite comme la modification des frontières des systèmes des différentes ACV étudiées, dans un référentiel commun (une configuration unique et identique pour chaque étude). Ainsi les paramètres à harmoniser pour faire correspondre les études de la littérature à ce référentiel commun sont fixés à des valeurs de références. Les résultats des études sont ensuite ajustés, harmonisés, en fonction de ce jeu de paramètre de référence.

1ère étape de sélection (si affirmation vraie alors rejet de l'étude pour la méta-ACV)	2ème étape de sélection (si affirmation vraie alors acceptation)
L'étude considère moins de deux phases du cycle de vie	La méthodologie appliquée doit suivre les normes ISO et les facteurs de caractérisation doivent être spécifiés
La publication est un article de conférence de moins de 5 pages en double interligne	La publication doit présenter de manière transparente le système étudié, en particulier les entrants et sortants du modèle, afin de garantir la traçabilité de l'étude
La publication est issue d'un journal spécialisé inférieur à 3 pages	La technologie étudiée ne doit pas correspondre à un système obsolète
Une présentation, un poster ou un résumé	
Article publié avant 1980	
La publication n'évalue pas directement l'électricité	

Tableau 1 Critères de sélection de la littérature pour les méta-ACV des filières de conversion d'énergie du NREL (Warner et al., 2010)

La caractérisation environnementale des filières de production d'électricité par le biais des méta-ACV permet donc de fournir des informations quant aux paramètres contribuant le plus à la variabilité des impacts environnementaux de la littérature scientifique traitant d'une filière. Toutefois trois limitations découlent de cette approche:

- Harmonisation / Normalisation : l'approche méta-ACV définit un cadre méthodologique standardisé pour l'étude de l'ensemble des systèmes formant une filière. Pour ce faire, l'harmonisation technologique et des frontières du système se basent sur la sélection d'une valeur de référence pour chacun des paramètres à harmoniser, puis un ajustement des données des publications par rapport à ces valeurs. Le modèle décrivant les systèmes est de fait contraint. L'ensemble des systèmes utilisés dans le travail se retrouve donc dans une configuration identique, par exemple même rendement, même durée de vie... La plage de variation totale de l'échantillon d'articles étudiés est ainsi restreinte, mais les systèmes ne retranscrivent plus l'hétérogénéité technique et géographique de la filière,
- Représentativité de la littérature : L'harmonisation des paramètres se fait selon deux approches. La première consiste à sélectionner comme valeur de référence pour un paramètre, celle la plus couramment observée dans la littérature. La deuxième définit cette valeur par l'utilisation d'une publication annexe (un rapport ne traitant pas d'ACV par exemple (Whitaker et al., 2012)). Les valeurs ainsi définies peuvent être critiquées quant à leur représentativité par rapport aux cas observés dans la pratique. Ainsi, par exemple, la méta-ACV traitant du photovoltaïque cristallin fixe une irradiation annuelle de référence à 1700 kWh/m².a (Hsu et al., 2012a) qui représente une situation de bon ensoleillement (par rapport à l'ensoleillement observé en Europe par exemple). Ainsi, les intervalles d'impact obtenus par les études actuelles ne sont représentatifs que d'un jeu de valeur de paramètres, lui-même ne pouvant pas être représentatif d'une situation moyenne,
- Méta-modèle : La mise en place de méta-modèle permet d'estimer les performances environnementales d'un système à partir des données le décrivant, mais également parfois des données de publications associées à l'étude (pays, années de publication (Lenzen, 2008),

etc.). Ces méta-modèles permettent donc d’estimer les valeurs d’impacts de la **littérature**, mais ne permettent pas d’étudier de nouveaux systèmes (Garvin Heath et al., 2010).

Les méta-ACV permettent donc, à partir d’une analyse détaillée de la littérature, d’étudier la variabilité en proposant de mesurer l’importance des paramètres décrivant les systèmes par l’influence qu’ont leurs normalisations sur l’ensemble des résultats de la littérature, Figure 15.

Un intervalle réduit d’impact est ainsi fixé comme étant l’intervalle des impacts environnementaux moyens de la filière étudiée car les valeurs des paramètres de modélisation sont harmonisées / normalisées. Celui-ci est restreint par rapport à celui de la littérature non harmonisée. De cette manière, il a été possible aux auteurs des méta-ACV d’identifier de manière simple les paramètres induisant le plus de variabilité sur la réponse environnementale. Toutefois, dans les publications du NREL, il est fait mention que les résultats des méta-ACV réduisent la variabilité constatée de la littérature. En réalité cette réduction de variabilité n’est qu’une transcription de représentation des résultats dans un nouveau repère excluant les paramètres les plus influents. En effet, les méta-ACV en harmonisant les résultats, modifient le champ de l’étude ainsi que les frontières du système, et donc le domaine de validité des résultats.

Les méta-ACV permettent donc de répondre en partie à la problématique de la variabilité en ACV. Elles permettent de fournir aux décideurs des éléments simples qui sont plus significatifs que ceux des revues de littérature. En effet les méta-ACV fournissent une approche pour mesurer l’influence des paramètres modélisant les systèmes. En proposant d’harmoniser les résultats issus d’une revue de littérature, il est ainsi possible de fournir un panorama plus clair des impacts environnementaux de chaque filière et d’améliorer la comparaison et le positionnement des unes par rapport aux autres.

Toutefois, le changement de cadre d’étude induit par l’harmonisation des paramètres implique une restriction majeure à la représentativité des résultats des méta-ACV. En effet, ces dernières ne retranscrivent plus l’hétérogénéité des systèmes, se contentant de fournir une explication de la variabilité de la littérature et un intervalle de performances environnementales pour une configuration moyenne semi-contrainte (le nombre de paramètres harmonisés peut varier fortement). La distribution complète des impacts environnementaux d’une filière n’est donc plus disponible. Or, il apparaît clairement que lesdites filières ne peuvent pas être restreintes à une valeur unique d’impact, mais au contraire doivent être définies sous forme d’une distribution de leurs impacts.

Finalement, les méta-ACV ne permettent plus de comparer des systèmes au sein même d’une filière de production d’électricité. Tout comme la revue de littérature, cette approche d’agrégation / harmonisation fournit un intervalle moyen par filière réduisant l’hétérogénéité des systèmes composant la filière. Les méta-ACV ne cherchent pas à comparer deux systèmes entre eux dans une perspective de minimisation des impacts environnementaux au sein d’une filière (comparaison inter-filière mais non intra-filière).

Une synthèse schématique de l’approche est proposée, Figure 15 :

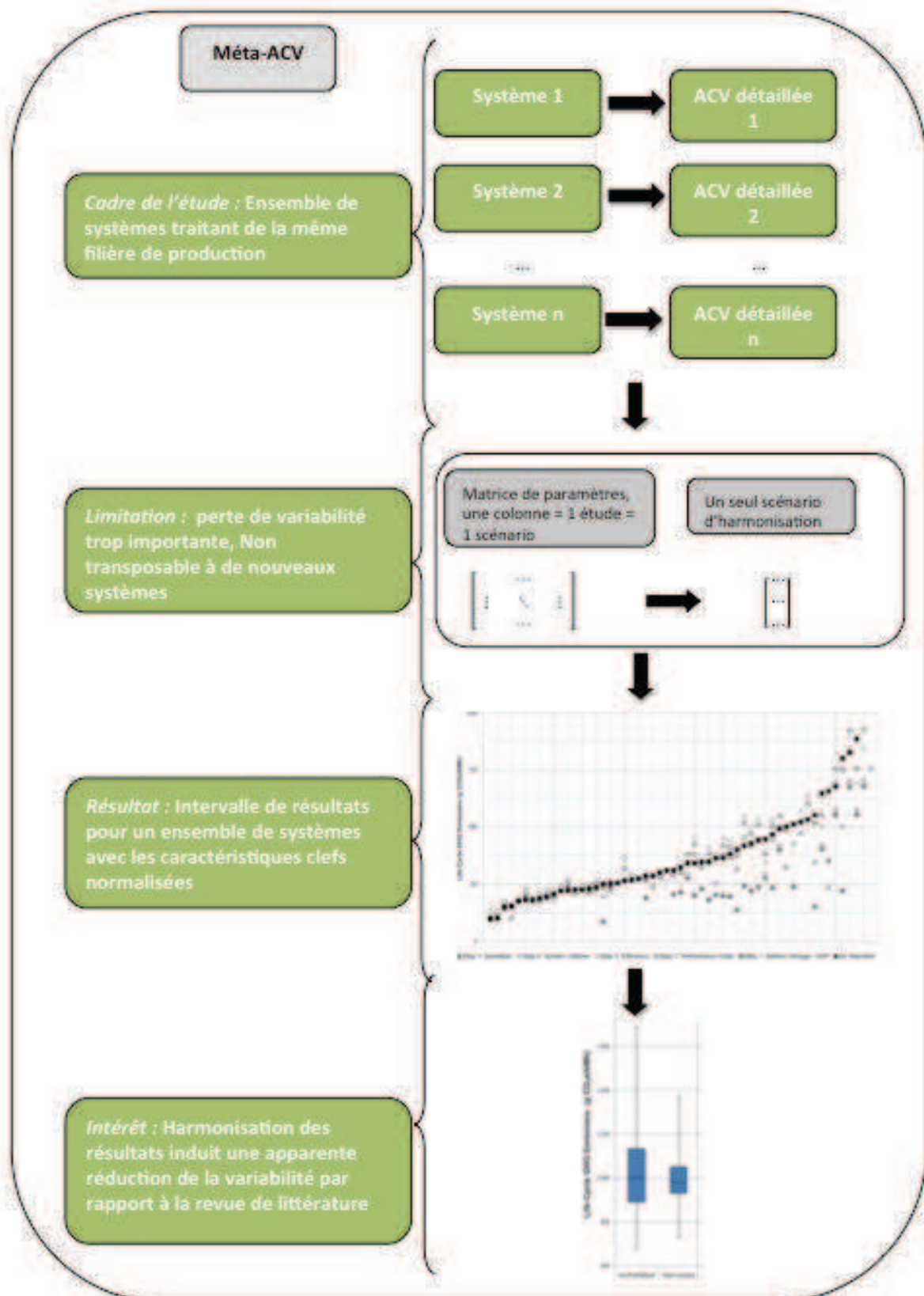


Figure 15 Représentation schématique d'une méta-ACV, et exemple de résultat pour l'électricité issue du charbon

1.7 Modèles paramétrés en ACV

Il existe une autre approche permettant de retranscrire l’hétérogénéité des systèmes : les modèles paramétrés représentés sur la Figure 16. Ces modèles décomposent un système, en un ensemble de sous- processus et proposent des configurations types pour chacun d’entre eux.

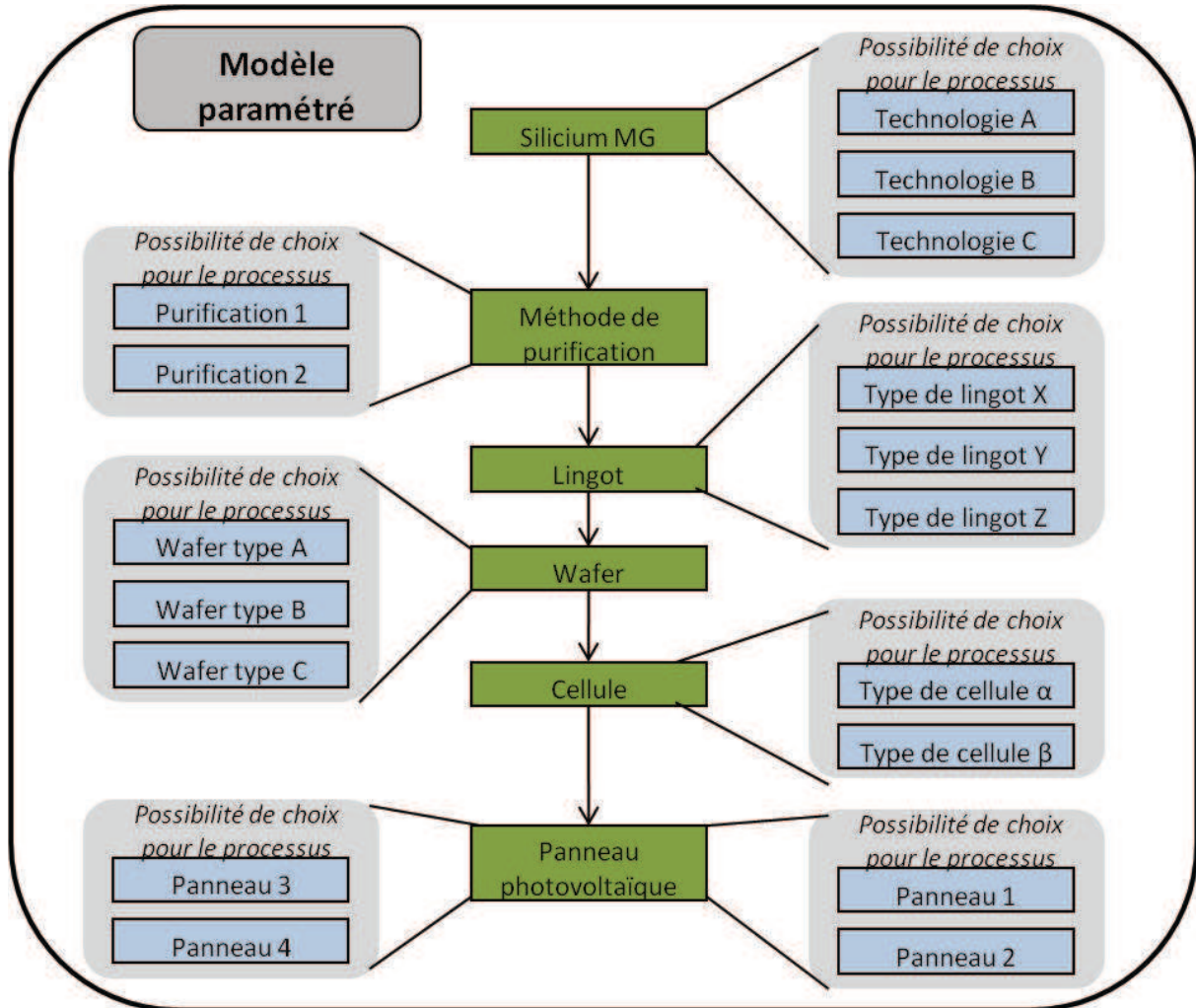


Figure 16 Description schématique de l’approche ACV paramétrée (exemple de systèmes photovoltaïque)

Les modèles paramétrés, bien que retranscrivant l’hétérogénéité des systèmes composant une filière de conversion d’énergie, ne sont actuellement pas employés pour la caractérisation environnementale d’une filière. Ils permettent de comparer des systèmes entre eux, mais considèrent un nombre de configurations limité. En tenant compte d’un plus large échantillon de systèmes, il serait toutefois possible de caractériser les filières par le biais de cette approche.

Des outils dédiés pour chaque filière peuvent ainsi être mis en place (Heck et al., 2009; Zimmermann, 2012). L’utilisateur sélectionne, pour chaque sous-partie du système, la technologie correspondante à son étude. L’utilisateur de l’outil peut choisir ainsi entre différents niveaux de détails pour leurs paramétrisations, allant d’une description succincte de leurs systèmes, jusqu’à une description détaillée.

La mise en place d’un modèle de référence permettant de calculer les impacts environnementaux des systèmes étudiés est nécessaire. Ce modèle est défini suite à une étude

technique des systèmes et à une identification des sources potentielles de variabilité à prendre en compte.

Dans le cadre des modèles paramétrés, la variabilité est définie comme la variabilité d'un ensemble de sous-parties, sélectionnées et modélisées par la personne en charge de la mise en place dudit modèle. Dans le cas fictif présenté dans la Figure 16, le panneau photovoltaïque est défini et modélisé selon 6 processus, chacun potentiellement défini parmi plusieurs possibilités : l'hétérogénéité technologique est ainsi représentée. En ajoutant une étape de paramétrisation du lieu d'implantation des systèmes, il est également possible de représenter l'hétérogénéité géographique des systèmes. De cette manière, l'utilisateur de l'outil paramétré peut accéder à l'information environnementale spécifique au système qu'il souhaite étudier.

Cette approche paramétrable des systèmes permet donc de prendre en compte la l'hétérogénéité des systèmes et appréhender un large éventail de configurations de systèmes. Toutefois, deux limitations sont identifiées :

- L'outil paramétré nécessite l'accès à une quantité importante de données d'une part pour la personne créant le modèle et d'autre part pour son utilisateur. Celui-ci doit en effet connaître les constituants de chaque sous-partie pour avoir accès à la quantification des impacts environnementaux du système étudié. De fait, il apparaît que ce type d'outil s'adresse encore à des utilisateurs spécialistes de la filière limitant une large dissémination de la pensée cycle de vie au niveau des décideurs stratégiques,
- L'étude de la variabilité des systèmes ne permet pas de considérer l'existence possible de configurations préférentielles. Dans le cas des filières de production d'électricité, par exemple, des décisions politiques (par exemple la mise en place de tarifs de rachats) impliquent que la variabilité des paramètres modélisant le système ne soit pas uniforme. De fait il est nécessaire de prendre en compte des distributions sur les paramètres du modèle et d'utiliser des outils statistiques permettant de mesurer l'influence relative de chaque paramètre.

En résumé, l'approche paramétrée apporte une réponse partielle à la problématique de la caractérisation environnementale des systèmes composant des filières et donc de la variabilité en ACV. Toutefois, comme mentionné ci-dessus, cette approche ne tient pas compte des distributions possibles des paramètres modélisant une filière et n'a pas pour but de caractériser les profils environnementaux des filières. Les études de sensibilités réalisées par le biais des outils paramétrés peuvent surestimer l'influence de certains paramètres qui ont en pratique un intervalle de variation très étendu, mais une distribution très restreinte dans une zone de celui-ci. Par ailleurs, la variation simultanée de l'ensemble des paramètres modélisant la filière afin d'obtenir son profil des performances environnementales n'est pas possible en l'état.

Finalement, il est à mentionner que les modèles paramétrés n'ont pas pour objectif d'étudier les impacts environnementaux d'une filière dans son ensemble et de permettre une comparaison de ces filières les unes par rapport aux autres. En effet, ces modèles ont pour objectif une comparaison entre différents systèmes issus d'une même filière (comparaison intra-filière et non inter-filière). Une synthèse schématique de l'approche ACV paramétrée est présentée en Figure 17.

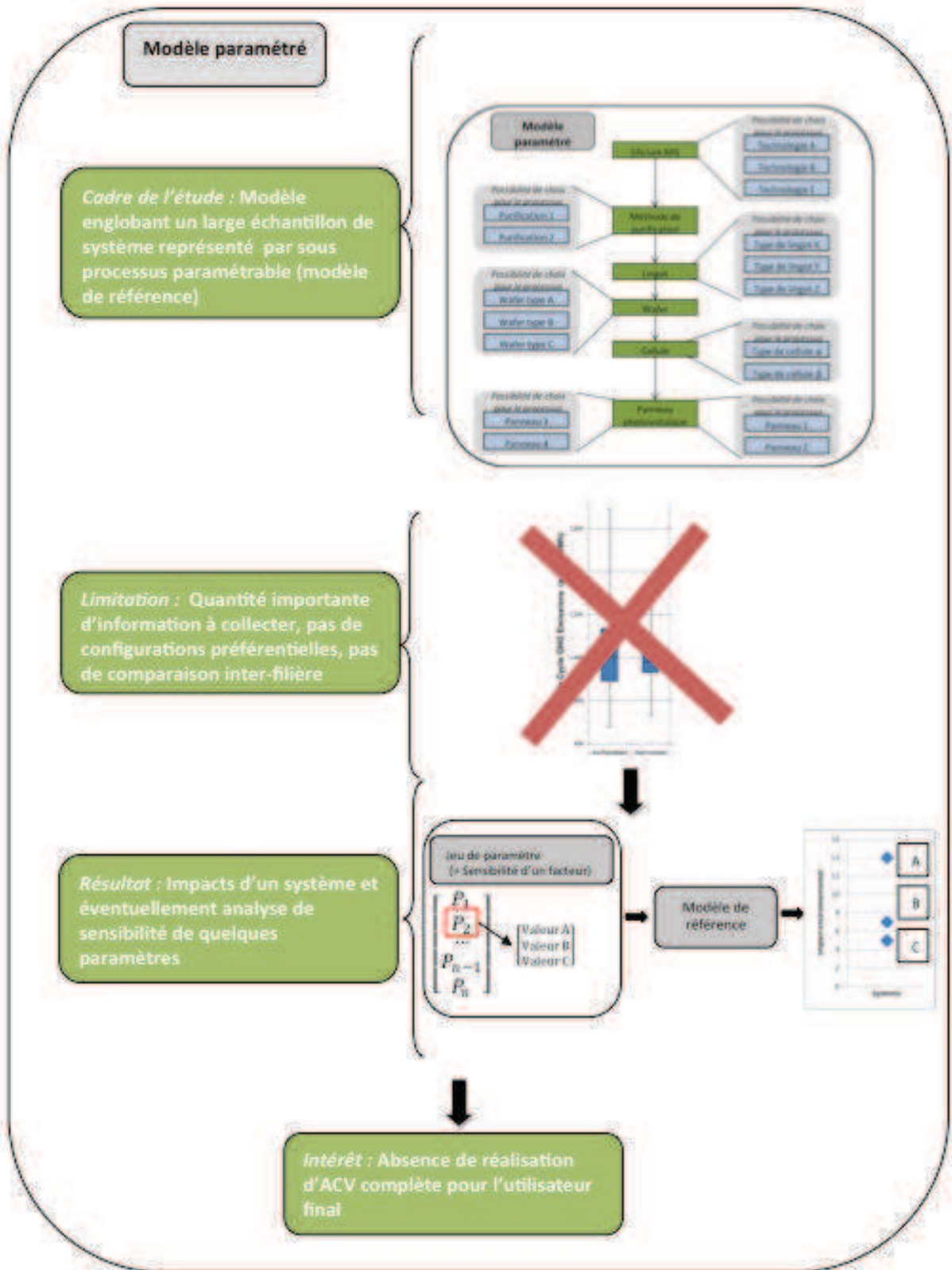


Figure 17 Représentation schématique de l'approche ACV paramétrée

1.8 ACV, intégration de la variabilité et généricité des résultats

Une analyse des différents outils existants en ACV, étudiant soit les systèmes, soit tout ou partie d’une filière tout en intégrant la variabilité des résultats d’impacts environnementaux, permet de les classer en fonction de leur manière de caractériser les filières dans leur ensemble ou les systèmes individualisés, synthétisée en Figure 18:

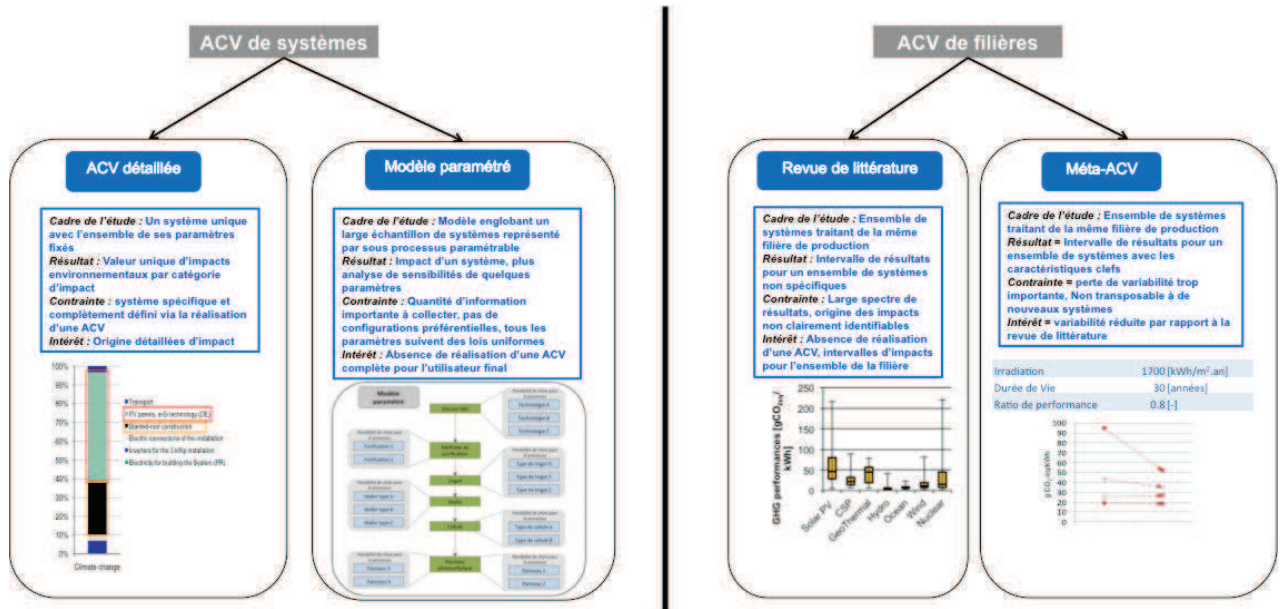


Figure 18 Positionnement des outils ACV existants vis-à-vis de l'étude des filières ou uniquement des systèmes

Les approches et outils présentés précédemment (ACV détaillée, revue de littérature, Méta-ACV et ACV paramétrée) traitent soit de l'étude d'un ou de quelques systèmes, soit de l'étude des filières.

Dans le premier cas, ACV détaillée ou modèle paramétré, ces travaux ont pour objectif de positionner des systèmes les uns par rapport aux autres, sans comparer, les filières les unes par rapport aux autres. Des comparaisons de deux systèmes issus de deux filières différentes sont possibles, mais elles ne sont représentatives que des deux systèmes en question.

À l'inverse, les revues de littérature et les méta-ACV permettent la comparaison des filières les unes par rapport aux autres dans leur globalité, c'est-à-dire en appréhendant au maximum l'hétérogénéité des systèmes qui la composent. Bien que ces approches visent en théorie, à positionner les filières les unes par rapport aux autres, la large plage de variabilité des impacts environnementaux observée rend l'exercice difficile voir impossible. Par ailleurs, ces outils ne permettent plus de comparer des systèmes entre eux au sein d'une filière.

La caractérisation environnementale d'une filière de conversion d'énergie apparaît comme possédant donc deux niveaux :

- **Le niveau inter-filières**, en caractérisant le profil environnemental complet, c'est-à-dire la distribution des impacts possibles de la filière. Ces distributions sont ensuite employées pour comparer les filières entre elles,
- **La comparaison intra-filières**, en caractérisant les performances environnementales des systèmes au sein de cette filière. Cette caractérisation permet d'identifier la source des impacts et de positionner les systèmes les uns par rapport aux autres afin, par exemple, d'identifier ceux minimisant le plus les impacts sur l'environnement

En étudiant notamment de manière plus ou moins exhaustive la variabilité, les différents outils qui utilisent l'approche ACV apportent des solutions pour caractériser le profil environnemental des filières ou les impacts des systèmes qui la composent. Toutefois, ces outils ne permettent pas une caractérisation des impacts selon les deux niveaux identifiés.

Ces solutions ne sont donc pas complètement satisfaisantes entre autres parce qu'elles n'expliquent pas cette variabilité : soit elles « *réduisent la variabilité* » par changement des frontières du système puisqu'elles excluent les perturbations causées par les paramètres induisant la plus grande variabilité, soit elles ne font que représenter cette variabilité sans réellement l'analyser.

Finalement les outils existants ne sont *a priori* pas suffisamment simples d'utilisation pour permettre de développer la pensée cycle de vie. Il est donc nécessaire de développer un outil simple d'utilisation ayant étudié, analysé et quantifié les sources de variabilité d'une filière de production d'électricité. Cet outil doit permettre de représenter l'hétérogénéité des systèmes qui la composent au global, et donc de caractériser le profil environnemental d'une filière, mais aussi en permettant de positionner simplement deux (ou plusieurs) systèmes au sein de celle-ci.

Synthèse sur la problématique et définition de l’objectif scientifique

À l’issue de cette première partie, les problématiques peuvent se synthétiser sous forme de questions de recherches :

- *Comment intégrer pleinement la variabilité d’un ensemble de systèmes composant tout ou partie d’une filière dans un outil d’aide à la décision, simple d’utilisation, permettant à la fois de définir le profil de performance environnemental d’une filière tout en permettant de comparer simplement plusieurs systèmes issus de cette même filière?*
- *Peut-on expliquer la variabilité des résultats ACV et identifier quels paramètres sont responsables de celle-ci afin de définir des modèles simplifiés estimant les impacts des systèmes, en fonction de ces paramètres?*

La mise en place d’ACV simplifiées estimant les impacts environnementaux d’un système, en fonction de ses paramètres influençant le plus leurs variabilités, est la solution identifiée aux limitations présentées ci-dessus. Les modèles simplifiés devront permettre de retranscrire la variabilité totale des filières afin de les positionner les unes par rapport aux autres. Ils devront également permettre d’estimer simplement et précisément les impacts environnementaux de différents systèmes au sein d’une même filière pour identifier les configurations permettant de minimiser ces impacts.

Par rapport aux autres outils cycle de vie présentés précédemment, les ACV simplifiées se positionnent selon trois critères : la prise en compte de l’hétérogénéité de systèmes (de un système à un large échantillon de systèmes), le degré de complexité nécessaire pour utiliser l’outil (de faible à élevé) et l’objectif (caractérisation d’une filière ou de systèmes, *i.e.* la caractérisation inter ou intra-filière), Figure 19:

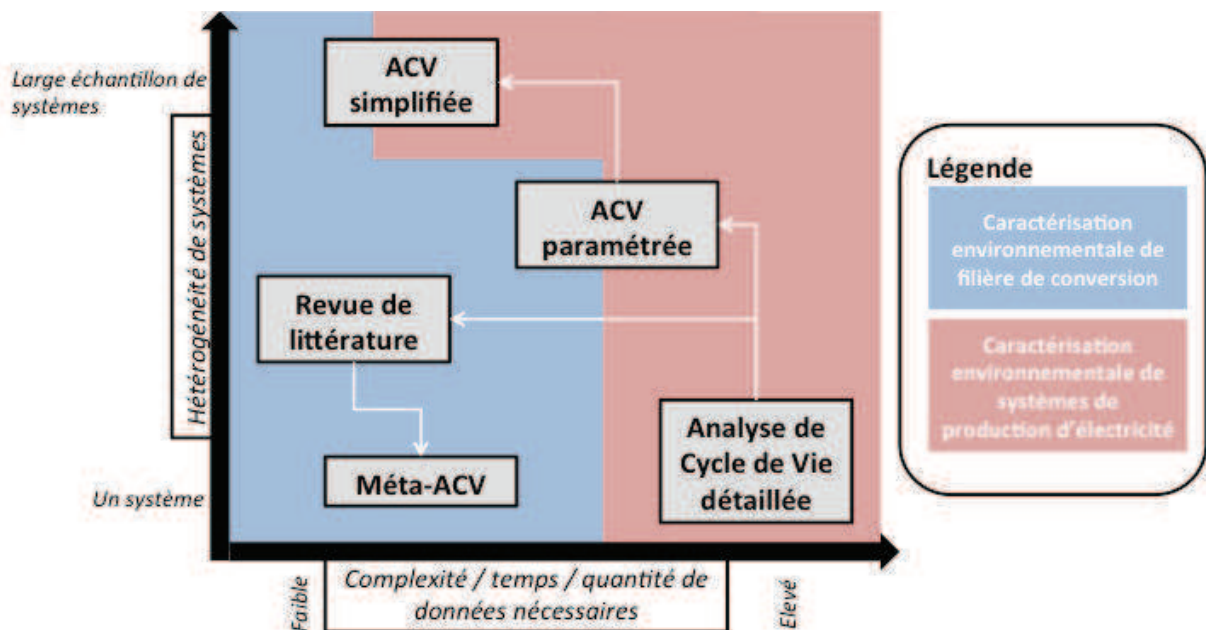


Figure 19 Positionnement des ACV simplifiées par rapport aux outils existants (les interactions entre les différents outils sont matérialisées par des flèches blanches)

Dans la Figure 19, nous retrouvons les « avantages et limitations » introduits tout au long de ce chapitre. Les ACV détaillés étudient les systèmes un à un et sont chronophages ; les revues de

littérature, qui se servent des ACV détaillées, considèrent plus de système et sont moins complexes d'utilisation ; quant aux méta-ACV elles sont encore plus simple d'utilisation, mais restreignent le champ de l'étude à un système générique.

Les ACV paramétrées, elles, se servent des ACV détaillées pour la mise en place du modèle de référence. Finalement, les ACV simplifiées se servent des ACV paramétrés, nous détaillerons ceci dans la partie suivante. Ces ACV simplifiées doivent permettre d'accéder de manière plus simple et rapide, à l'information environnementale, évitant ainsi de devoir réaliser une ACV détaillée. De plus, elles ont pour objectif de fournir un bon compromis entre la généralité de l'étude d'une filière et la spécificité de l'étude de systèmes. Elles doivent également considérer un large échantillon de systèmes au sein de la filière considérée. Finalement, la simplicité d'utilisation de ces modèles est un critère clef de cette approche avec pour objectif de développer l'utilisation de la pensée cycle de vie aux niveaux décisionnels (industriels et politiques).

Ainsi, l'objectif scientifique de la thèse est donc la mise en place d'une méthodologie générique permettant la définition de modèles simplifiés calculant les performances environnementales de systèmes en fonction de leurs paramètres principaux.

Trois innovations distinctes sont attendues pour ces modèles simplifiés:

- Les modèles simplifiés sont fonction des paramètres principaux préalablement identifiés. À partir de quelques paramètres, expliquant le plus la variabilité des systèmes au sein d'une filière, il doit être possible d'estimer les performances environnementales de différents systèmes,
- L'aspect générique de cette méthodologie doit permettre de la transposer à l'ensemble des filières de production d'électricité (renouvelables, fossiles, nucléaire), puis, par extension à n'importe quel autre système. De cette manière, il sera possible de positionner les filières les unes par rapport aux autres,
- Cette méthodologie se doit d'être transposable à l'ensemble des catégories d'impacts traitées en ACV; dans un premier temps, elle sera appliquée à la catégorie relative au changement climatique.

La méthodologie qui va être définie dans le chapitre suivant devra donc respecter le cahier des charges suivant :

- Les modèles simplifiés doivent donc permettre de fournir un accès rapide à l'information environnementale à partir d'un nombre restreint de paramètres, ceux ayant été identifiés, par analyse de sensibilité, comme induisant la plus grande part de variance. Ces modèles doivent permettre à la fois de caractériser le profil environnemental de la filière de production d'électricité étudiée, avec pour but de les positionner les unes par rapport aux autres, tout en autorisant la comparaison rapide des impacts de systèmes composant cette même filière.
- La variabilité doit être considérée par l'étude des impacts environnementaux d'un large échantillon de systèmes. Pour calculer ces impacts, un modèle de calcul des performances environnementales de la filière considérée est défini et les données d'entrée de ce modèle sont caractérisées sous forme d'intervalles et de distributions de probabilités (fixés à partir des objectifs de l'étude). Ce modèle de référence, qui s'apparente à un modèle paramétré couplé à une approche stochastique de définition de systèmes permet donc de considérer un large échantillon de scénarii (par exemple, un système, un lieu d'installation, une durée de

vie, etc.), non restreint par la littérature comme dans le cas des méta-ACV. Il est ainsi possible d’obtenir la distribution d’impacts des filières en fonction du profil de variabilité des paramètres les caractérisant et donc de les positionner les uns par rapport aux autres.

- L’analyse de la variabilité doit être réalisée par le biais des analyses globales de sensibilité (développées ci-après) et permettra de décomposer la variance totale de l’échantillon de systèmes en somme de variance induite par chaque paramètre et leurs combinaisons d’ordres supérieurs. Les paramètres du modèle de référence sont donc hiérarchisés et ceux ayant le plus d’influence sont identifiés comme paramètres clefs.
- Les modèles simplifiés sont définis sous forme d’abaques et d’équations paramétriques, estimant les impacts environnementaux de n’importe quel système composant la filière étudiée, en fonction des paramètres clefs tout en fournissant le profil d’impact environnemental de la filière. De cette manière il est possible de comparer rapidement les systèmes issus d’une même filière les uns par rapport aux autres.

En résumé, les résultats issus de l’utilisation des modèles simplifiés sont donc un intermédiaire entre les résultats détaillés d’une ACV détaillée suivant les normes ISO et les intervalles des revues de littérature. À la différence des modèles paramétrés actuels, ceux obtenus par l’approche simplifiée prennent en compte la distribution des paramètres permettant de décrire la variabilité de la filière étudiée. Ceux-ci sont hiérarchisés en fonction de leur contribution à la variance totale de la réponse environnementale. Ne sont ensuite sélectionnés pour la mise en place des modèles simplifiés, que les paramètres les plus importants.

Donc, pour un jeu de paramètres clefs, le modèle simplifié fournit les impacts environnementaux sous la forme d’un intervalle restreint, représentant l’influence des paramètres, non identifiés comme clefs, mais induisant cependant une variabilité. Les modèles simplifiés fournissent en outre des résultats plus représentatifs de la réalité que les méta-ACV, car ils ne se restreignent pas aux distributions de paramètres issues de la littérature.

Chapitre 2 - Méthodologie de mise en place de modèles simplifiés

Résumé

L'objectif fixé, dans ce travail de recherche, est de définir un cadre méthodologique générique permettant l'obtention d'un modèle simplifié paramétré estimant les performances environnementales d'un ensemble de systèmes constituant tout ou partie d'une filière de production d'électricité.

Ces modèles simplifiés doivent permettre une estimation rapide, simple et rigoureuse des impacts environnementaux des systèmes sur leur cycle de vie à l'aide d'un nombre restreint de paramètres tout en caractérisant le profil environnemental de la filière considérée. Les paramètres du modèle simplifié sont en fait des paramètres clefs, c'est-à-dire induisant le plus de variabilité sur les performances environnementales des systèmes au sein de la filière étudiée. Le cahier des charges auquel le cadre méthodologique devra répondre a été synthétisé ci-dessus, en fin du premier chapitre.

La démarche méthodologique se base sur la formalisation de 5 étapes :

1. Définition transparente du cadre de l'étude, précisant quels systèmes vont être étudiés et les hypothèses et frontières considérées,
2. Définition de l'échantillon de référence correspondant au cadre de l'étude, c'est-à-dire à l'ensemble de systèmes permettant de représenter la filière étudiée,
3. Identification des paramètres clefs, influençant le plus les performances environnementales de la filière,
4. Génération du modèle simplifié par régression à partir des résultats d'impacts de l'échantillon et des paramètres clefs identifiés,
5. Analyse de la représentativité du modèle simplifié par comparaison de ses résultats avec ceux de la littérature pour une même caractérisation des paramètres clefs.

La définition et la formalisation de ces cinq étapes ont suivi, dans le cadre de la thèse, une approche incrémentale. Des modifications notables ont porté sur la formalisation de l'étape 2 et de l'étape 3. Un bref rappel de cette approche incrémentale est maintenant proposé avant de détailler le formalisme méthodologique des 5 étapes.

Une première formalisation de la méthodologie a été publiée dans la revue *Journal of Industrial Ecology* pour la filière éolienne en France, en 2012, voir annexe 1 (Padey et al., 2012c). Ces premiers travaux ont permis d'initier la définition de chacune de ces étapes sur la base d'un exemple concret Figure 20 :

1. La définition d'un cadre d'étude a porté sur la filière éolienne terrestre en France, considérant les technologies actuellement déployées,
2. L'échantillon de référence a été constitué de 17 systèmes,
3. L'identification des paramètres clefs a été effectuée sous forme qualitative ; ils sont ici au nombre de deux : la vitesse de vent et la durée de vie,
4. La génération du modèle simplifié a été faite avec la définition d'une régression à partir des résultats de l'échantillon, modèle simplifié estimant les performances carbone des systèmes composant la filière en fonction de la vitesse de vent et de la durée de vie,

5. L'étude de la validité des résultats : une comparaison avec des résultats obtenus par l'approche simplifiée avec ceux d'articles de la littérature scientifique, non utilisés pour la construction des hypothèses amenant à la définition des paramètres clefs du système. Cette comparaison montre que le modèle simplifié donne des résultats similaires.

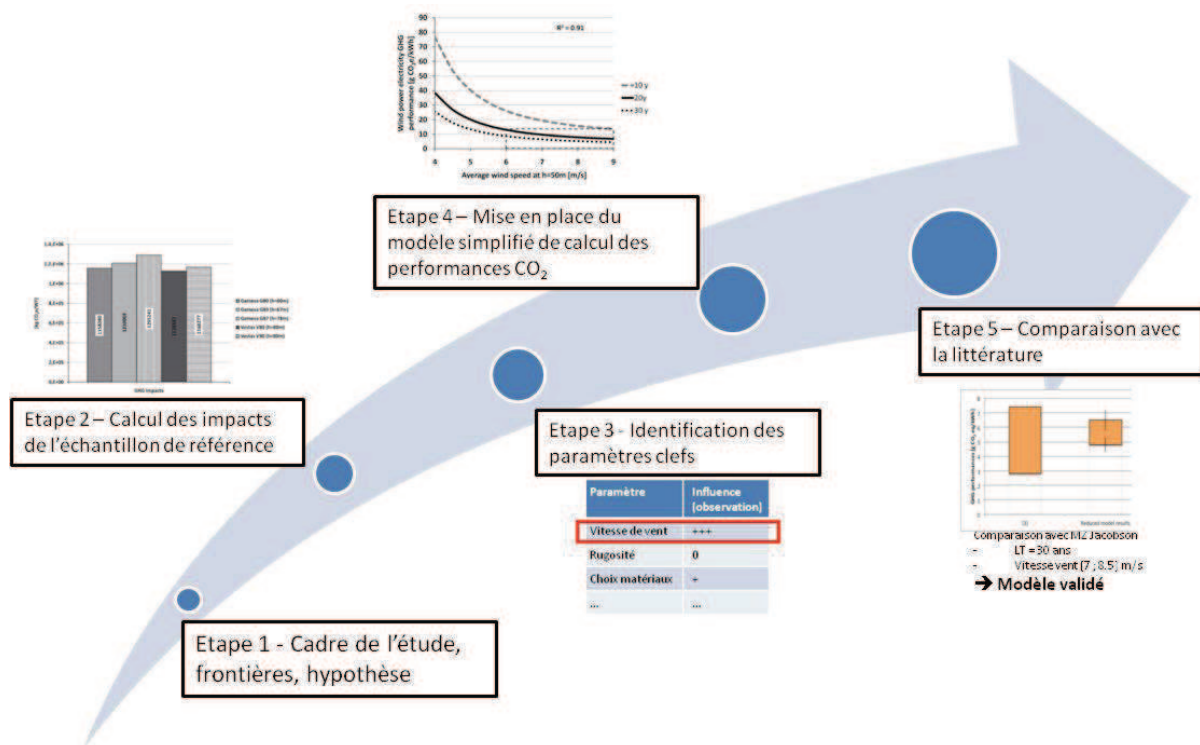


Figure 20 Première version de la méthodologie permettant d'obtenir des modèles simplifiés

Ces premiers travaux proposent, comme résultat final, une courbe d'estimation de performances carbone (CO₂_{eq}/kWh) en fonction des deux principaux paramètres identifiés, la vitesse de vent sur site (pris pour référence à 50m de hauteur) et la durée de vie du système. Ces travaux ne permettent en outre pas de fournir le profil environnemental (la distribution de probabilité des performances carbone) de la filière.

Les étapes présentées dans la Figure 20 constituent donc la 1^{ère} version du cadre méthodologique permettant de répondre en partie à l'objectif scientifique de ce travail de recherche. Toutefois, cette première définition du cadre méthodologique permettant la mise en place de modèles simplifiés présentait trois faiblesses notables relatives à l'étape 2 et à l'étape 3 :

- Etape 2 :** La taille de l'échantillon utilisée est trop restreinte pour prétendre être représentative de la filière dans son ensemble par rapport au champ des possibles de la filière,
- Etape 2 :** La variation des paramètres s'effectue selon une distribution uniforme, ce qui ne correspond pas à la réalité et donc induit une surestimation de l'influence de certains paramètres. En effet, ceux-ci, bien que variant sur un large intervalle, pourraient voir la majorité de leurs valeurs se situer sur une plage de variation beaucoup plus restreinte,

3. **Etape 3** : la sélection des paramètres clefs du système est uniquement qualitative. De plus, l'étude de l'influence relative d'un paramètre par rapport à un autre n'est pas complète (les interactions entre paramètres ne sont pas considérées).

Pour améliorer la généralité du cadre méthodologique et fournir le profil environnemental de la filière, celui-ci doit donc considérer un large ensemble de systèmes plus représentatifs, c'est-à-dire caractérisés par un ensemble de paramètres eux-mêmes définis selon un intervalle de variation et une distribution de probabilité retranscrivant la variabilité pratique des systèmes.

Une fois cet ensemble de scénarii défini et leurs performances environnementales¹ associées calculées, la sélection des paramètres clefs doit se faire à partir d'un critère quantitatif permettant de mesurer leurs contributions respectives et donc d'identifier les plus importants.

Pour répondre aux deux premières restrictions identifiées ci-dessus, la mise en place d'un modèle paramétré, couplé à une approche stochastique de génération de l'échantillon de configuration, a été identifiée comme permettant d'élargir la taille de cet échantillon, permettant ainsi de considérer plus de configurations possible au sein de la filière étudiée et ainsi de considérer le profil des paramètres décrivant les systèmes. Par ailleurs, cette approche permet de définir le profil environnemental de la filière étudiée.

Cette nouvelle approche relative à l'étape de définition de l'échantillon de référence repose sur :

- La mise en place d'un modèle de référence se composant d'un modèle explicite de cycle de vie et d'un modèle permettant de calculer les impacts environnementaux d'un système,
- La caractérisation du modèle de référence en fonction des objectifs et du cadre de l'étude en se basant sur la définition d'intervalle et de distribution de probabilité pour chaque paramètre,
- La génération stochastique des systèmes : un tirage aléatoire est réalisé, permettant de définir les caractéristiques d'un nombre N de systèmes faisant partie de la filière. Ces caractéristiques décrivant les systèmes sont ensuite agrégées en ligne dans une matrice de scénarii. De cette manière, l'hétérogénéité de la filière (ou du sous ensemble étudié) est plus largement considérée que dans le cas proposé notamment dans le *Journal of Industrial Ecology*, où, les impacts de 17 systèmes uniquement étaient quantifiés,
- Le calcul des impacts environnementaux associé à la matrice de scénarii, à l'aide du modèle de référence.

Une deuxième version de la méthodologie, incluant en étape 2 cette approche de modèle paramétré stochastique a été définie. Celle-ci a permis de définir le profil environnemental de la filière et de mettre en place une courbe unique de performances carbone ($\text{CO}_2_{\text{eq}}/\text{kWh}$) en fonction des deux mêmes principaux paramètres identifiés, la vitesse de vent sur site (pris pour référence à 50m de hauteur) et la durée de vie du système.

Cette seconde version de la méthodologie permet donc de répondre à deux des limitations identifiées de la version initiale. En effet, la taille de l'échantillon est paramétrable et les paramètres peuvent être caractérisés facilement selon différentes distributions. Cette version a fait l'objet d'une

¹ Les performances environnementales sont définies comme les impacts rapportés à l'unité fonctionnelle, le kWh produit dans le cadre des filières de conversion d'énergie

communication scientifique au 6^{ème} congrès mondial de la SETAC (*Society of Environment, Toxicology and Chemistry*) qui s'est déroulé en mai 2012 à Berlin, voir annexe 2 (Padey et al., 2012b).

Toutefois, la seconde version de la méthodologie ne répondait pas à la deuxième restriction identifiée. En effet, elle ne quantifie toujours pas l'influence des paramètres (et de leurs possibles interactions), restriction présentée ci-avant. De fait, une modification de l'étape 3 de la méthodologie a été proposée, incluant l'utilisation de l'approche d'analyse globale de sensibilité et décomposition de la variance totale en somme de variances induites par chaque paramètre et leurs combinaisons. Cette mesure de part de variance est représentée par les indices de Sobol. Le calcul des indices de Sobol permet donc de répondre à la dernière limitation de la 1^{ère} version de la méthodologie, non résolue par la seconde version.

L'implémentation de ce type d'analyse a fait l'objet d'une publication et d'une communication orale dans le cadre de la conférence intitulée : « *International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction* », organisé par le CSTB (*Centre scientifique et technique du bâtiment*) et l'IFSTTAR (Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux), en juillet 2012 à Nantes (Padey et al., 2012a). Cette communication présente la méthodologie d'analyse globale de la variance pour l'identification des paramètres clefs. Un cas d'étude (restreint) sur le photovoltaïque a été présenté. Elle a été publiée dans les actes de la conférence et est retranscrit en annexe 3. L'utilisation de l'analyse globale de sensibilité a également été présenté à la conférence SETAC en 2013, le résumé publié dans les actes de conférence est retranscrit dans l'annexe 6 (Padey et al., 2013a).

Une troisième version de la méthodologie a donc été proposée, agrégeant l'approche paramétrée stochastique (étape 2) et l'identification générique des paramètres clefs par analyse globale de sensibilité (étape 3). Cette approche a fait l'objet d'une publication dans le journal *Environmental Science and Technology (ES&T)*, voir annexe 4, (Padey et al., 2013b). Un cas d'application de la méthodologie à la filière photovoltaïque résidentielle en France utilisant des modules CdTe, Tellurure de Cadmium, annexe 7 (Padey et al., 2013c).

Pour synthétiser, deux critères importants permettant de qualifier l'approche comme générale ont été identifiés:

- 1- La représentativité du modèle permettant le calcul des performances environnementales :
 - Ce modèle doit permettre de calculer les impacts environnementaux d'un ensemble de systèmes représentatif des configurations observées en pratique et sans se restreindre à ceux étudiés dans la littérature, comme c'est le cas dans le cadre des méta-ACV. Le manque de représentativité des méta-ACV a en effet été mentionné dans plusieurs travaux du NREL. De fait, dans le modèle que nous définirons pour chaque étude, la libre caractérisation des paramètres selon leurs intervalles de variation et leurs distributions de probabilités permettra de répondre à cet objectif de représentativité,
- 2- La généralité de l'identification des paramètres clefs :
 - L'identification des paramètres clefs doit pouvoir se faire à l'aide d'une approche systématique et générique. L'analyse de sensibilité globale a été identifiée comme étant l'outil adéquat pour répondre à ce besoin. Cette approche repose sur la décomposition de la variance totale de la réponse environnementale en somme de variances induites par chaque paramètre ainsi que leurs interactions d'ordres supérieurs. Cette approche

de décomposition de la variance est restée marginale dans le cas de l'analyse des impacts environnementaux (Kioutsioukis et al., 2004; Lo et al., 2005; Saltelli, 2004).

Les procédures à appliquer pour la réalisation des cinq étapes vont maintenant être explicitées en détails.

2.1 Etape 1 - Définition des objectifs et du cadre de l'étude

La définition des objectifs spécifie quelle filière de conversion d'énergie (ou une sous partie seulement) va être étudiée. Les objectifs spécifient également le but pour lequel est menée l'étude.

Ainsi, les objectifs de l'étude pourront porter sur le choix de la mise en place d'un modèle simplifié ayant analysé tout ou partie d'une filière, prenant en compte un maximum de configurations possibles observées en pratique ou alors seulement une partie restreinte, (par exemple un seul type de technologie, un pays d'implantation, etc.). Il sera également possible par exemple d'étudier en détail la littérature et de cette manière de fournir un modèle simplifié basé sur les paramètres clefs de celle-ci. Cet objectif s'apparente à la mise en place d'un méta-modèle simplifié.

Cette étape fixe en outre **les objectifs et le degré de généralisation** du modèle simplifié. Par exemple, l'objectif « obtenir un modèle simplifié des performances carbone de l'éolien » fixera un cadre plus large que l'objectif « obtenir un modèle simplifié des performances carbone de l'éolien terrestre ».

Ces objectifs doivent donc faire référence à l'unité fonctionnelle à partir de laquelle les impacts environnementaux vont être rapportés.

Une filière représente la technologie de production d'électricité regroupant un ensemble de systèmes similaires. Il est possible de restreindre l'étude uniquement à une sous partie de la filière. Dans ce cas, il sera nécessaire de fixer des hypothèses et restrictions techniques, géographiques et méthodologiques souhaitées, en fonction des objectifs fixés dans l'étude. Par exemple, « *l'étude des performances carbone de l'éolien terrestre* », excluant de fait du système la variabilité induite par les systèmes éoliens offshore. Il est donc nécessaire de spécifier quatre critères :

- Technologique : décrivant quels vont être les systèmes qui devront être considérés par le modèle de référence,
- Géographique : décrivant si l'étude portera sur une région en particulier ou sur une aire plus large,
- Temporel : décrivant si l'étude porte sur des systèmes passés, présents, prospectifs ou à l'ensemble des systèmes possibles,
- Méthodologique : décrivant les bases de données utilisées pour les calculs des impacts environnementaux, les facteurs de caractérisation, les règles d'allocation, etc.

La définition des objectifs va permettre de définir un ensemble de scénarii représentant les configurations possibles des systèmes à étudier au sein de la filière étudiée. Ainsi, l'ensemble « systèmes + scénarii » représente un échantillon qui est un ensemble de systèmes, représentant la filière de conversion ou un sous ensemble de filière qui doit être étudié dans le travail.

Une ACV détaillée au sens où elle est définie dans les normes ISO 14040 (*ISO 14040:2006 - Environmental Management - Life cycle assessment - Principles and framework*, 2006, *ISO 14044:2006 - Environmental Management - Life cycle assessment - Requirement and guidelines*,

2006) nécessite de fixer précisément le système étudié, les hypothèses et les paramètres (le scénario). Ainsi, cet ensemble « filière + scénarii » qui doit être défini dans le cadre de la méthodologie que nous proposons est un ensemble de systèmes au sens des ACV détaillées. De fait, les frontières des systèmes, les hypothèses générales (règles d'allocations, ACV attributionnelles ou conséquentielles, etc...) devront être spécifiées.

2.2 Etape 2 - Mise en place du modèle de référence

La mise en place du modèle de référence a pour objectif de permettre de calculer les performances environnementales de l'ensemble de systèmes sélectionnés par l'étape 1.

Pour ce faire, dans un premier temps, il est nécessaire d'identifier les sources potentielles de variabilités des systèmes qui devront être étudiées. Ce travail repose sur une analyse détaillée des systèmes pouvant s'appuyer sur l'analyse de la littérature et / ou des bases de données cycle de vie. De cette analyse, une liste de paramètres à considérer va être définie.

Une fois les paramètres pouvant induire de la variabilité sur les impacts environnementaux identifiés, le modèle de référence doit être défini. Celui-ci se compose de deux parties, un modèle explicite de calcul d'inventaire de cycle de vie (noté par la suite « modèle explicite de cycle de vie ») et un modèle de calcul des performances environnementales.

Le modèle explicite de cycle de vie s'apparente aux modèles paramétrés décrits précédemment. Il doit intégrer l'ensemble des paramètres induisant de la variabilité sur les performances environnementales et identifiés préalablement. Le modèle explicite de cycle de vie ici permet donc de décrire n'importe quel système appartenant au cadre de l'étude fixé en étape 1 et donc à la filière énergétique associée, c'est-à-dire fournir les éléments sur les masses des constituants des systèmes étudiés, leurs consommations d'énergie, le transport nécessaire, etc. Le modèle explicite de cycle de vie permet donc, à partir des paramètres identifiés comme variants, de caractériser n'importe quel système composant la filière étudiée.

Deux stratégies de modélisation peuvent être adoptées pour mettre en place le modèle explicite de cycle de vie :

- Si l'ensemble des informations nécessaires à la caractérisation des systèmes est disponible, c'est-à-dire qu'un nombre conséquent d'inventaires correspondant à un large ensemble de systèmes représentant une filière est disponible, un modèle paramétré classique sera mis en place tel que présenté dans le premier chapitre de ce document,
- Dans le cas où les informations ne sont pas suffisantes pour décrire de manière exhaustive les systèmes, des approches de dimensionnements pourront être mises en place. Ces modèles de dimensionnement ont déjà été utilisés en ACV, afin de pallier aux manques de données détaillées (Caduff et al., 2012). Dans cette publication, les masses des composants sont estimées en fonction d'équations empiriques nécessitant comme paramètre d'entrée le diamètre des pales. Cette approche pourra donc être employée pour estimer, entre autres, les masses, consommations d'énergie et transports des systèmes en fonctions de quelques paramètres intermédiaires accessibles. Comme décrit dans la partie introductive de ce chapitre, cette approche a été employée dans le cas de l'éolien terrestre (voir communication SETAC en annexe 2 de ce document).

Lorsque le modèle explicite de cycle de vie est défini, celui-ci est couplé avec une base de données d'ICV (par exemple ecoinvent), pour fournir le vecteur des émissions extractions des systèmes. Ce vecteur est ensuite associé à un modèle de calcul des impacts environnementaux et rapporté à l'unité fonctionnelle (*i.e* rapporté à la production électrique totale dans le cadre de l'étude des filières de conversion d'énergie), afin de permettre le calcul des performances environnementales. Ce modèle de calcul reprend également les hypothèses méthodologiques définies en étape 1. De plus, le ou les bases de données d'inventaire des émissions/extractions (ecoinvent, gabi, ELCD...) utilisées dans ce modèle de calcul sont explicitées ainsi que les facteurs de caractérisation utilisés.

Le découplage du modèle de référence entre le modèle explicite de cycle de vie et le modèle de calcul des impacts environnementaux a pour objectif de pouvoir modifier facilement ce dernier en fonction des catégories d'impact à étudier. Cet aspect modulaire permettra donc d'étudier les impacts environnementaux plus largement (différents impacts, différentes sélections de facteurs de caractérisations, etc.). De plus, le découplage du modèle de dimensionnement et de la base de données d'ICV permettra d'étudier l'influence de ces bases de données sur les performances environnementales des systèmes.

Une fois le modèle explicite de cycle de vie et celui de calcul des performances environnementales mis en place, les paramètres caractérisant les systèmes doivent être ensuite définis pour retranscrire les objectifs de l'étape 1, notamment l'hétérogénéité de systèmes composant la filière à considérer. Cette caractérisation des paramètres passe par la définition, pour chacun d'entre eux, d'un intervalle de variation ainsi que d'un profil de variation, c'est-à-dire une distribution de probabilité.

La mise en place du modèle de référence et la caractérisation des paramètres en fonction des objectifs du travail reste un processus itératif. En effet, en fonction de l'accès à de nouvelles données, il sera possible de modifier la caractérisation des paramètres. Par ailleurs, le degré de complexité du modèle sera modulable en fonction des objectifs du travail. Par exemple, il est possible de définir un modèle très détaillé, prenant compte de nombreux paramètres ou, *a contrario*, de définir des macros paramètres englobant un ensemble de paramètres.

Dans ce dernier cas, le modèle sera plus simple mais moins précis. L'application de ce cadre méthodologique à la filière photovoltaïque illustrera ce propos. En effet, cette filière sera définie, dans le chapitre 3 puis dans le chapitre 4 de ce document, selon deux modèles, l'un détaillé (étude par technologie de module, permettant d'identifier les influences des processus de fabrication), l'autre plus général (comparant les technologies entre elles, mais ne permettant ainsi plus d'avoir accès à l'influence des processus de fabrication).

Les paramètres doivent être définis de manière indépendante afin de pouvoir appliquer la décomposition de la variance. En effet, cette condition est impérative afin de pouvoir attribuer une part de la variance à chaque paramètre (et leurs interactions). Si un paramètre est identifié comme dépendant d'un second, il est nécessaire d'introduire le premier comme une fonction du second (Kioutsioukis et al., 2004). Cette condition est nécessaire pour l'application de l'étape 3 du cadre méthodologique, qui sera détaillée ci-après.

Pour caractériser les profils de variabilité des paramètres, nous avons identifié quatre stratégies :

- **Etudes de données techniques** : permettant d'effectuer des statistiques sur les paramètres et donc par extension des distributions des probabilités les caractérisant. Ainsi, par exemple, en fonction du marché mondial d'une technologie, il sera possible de définir les probabilités de fabrication des systèmes dans les pays,
- **Discussions avec experts et professionnels du domaine** : permettant de fournir un profil générique, non mesuré, pour la variation d'un paramètre,
- **Définition de valeurs de référence constante** pour les paramètres : permettant, si les données suffisantes pour la caractérisation d'un intervalle de variation et d'un profil de probabilité ne sont pas disponibles, de fixer une valeur constante,
- **Caractérisation par revue de littérature** : permettant de définir un profil de variation en fonction de statistiques sur les publications scientifiques.

Il est préférable de favoriser l'exploitation de données techniques réelles (provenant de systèmes existants) ou de données issues de statistiques terrains (par exemple statistiques d'exploitation, etc...), afin d'améliorer le représentativité du modèle par rapport à la réalité des systèmes.

La caractérisation à partir de discussions avec experts permet de confronter les différents avis et de faire émerger une distribution faisant consensus. Elle est également jugée satisfaisante pour la mise en place du modèle de référence. En cas de non accès aux données et d'impossibilité de définir un profil avec les experts, les deux derniers choix proposés sont envisageables. Nous préférons fixer les paramètres à des valeurs constantes, et le mentionner explicitement, pour proposer ultérieurement une mise à jour du modèle grâce à l'accès aux informations nécessaires.

La caractérisation des paramètres par statistiques sur les données de la littérature nous apparaît comme peu satisfaisante, au vue des critiques discutées concernant les méta-ACV. En effet, les données de la littérature peuvent avoir tendance à représenter des cas idéaux de systèmes, ne traduisant pas la réalité pratique des installations, ou alors à certaines configurations pourraient ne pas être modélisées.

Comme dans la plupart des études ACV, l'accès aux données est complexe. Dans le cas présent, la quantité de données à collecter est encore plus importante du fait que chaque paramètre ne nécessite plus une valeur unique mais un intervalle et une distribution.

Cette étape de caractérisation doit donc être transparente et expliciter clairement les hypothèses qui ont été utilisées pour parvenir à définir l'échantillon des systèmes satisfaisant les objectifs fixés en étape 1. Comme discuté, cette étape pourra être itérative en fonction de l'accès à de nouvelles données.

La caractérisation des paramètres doit ainsi correspondre au profil de variation de l'ensemble des systèmes constituant le champ de l'étude. Ainsi, la sélection aléatoire et indépendante d'un jeu de paramètres correspond à une configuration d'un système appartenant à la filière (ou sous partie de filière considérée). Par simulation Monte Carlo, il est donc possible de définir une matrice de scénarii, où chaque ligne correspond à une configuration possible pour un système. L'ensemble constitue donc l'échantillon de systèmes représentant la filière étudiée.

Une fois la matrice de scénario générée par simulation Monte Carlo, il sera possible d'utiliser le modèle de référence et donc de générer le profil environnemental de la filière considérée. Finalement la cohérence de ces résultats doit être étudiée par rapport aux résultats d'impacts publiés dans la littérature afin vérifier si les résultats, bien que ne couvrant pas le même champ de variabilité que la littérature, sont satisfaisants et valides. De cette manière, il sera possible de définir si le modèle est cohérent avec ceux de la littérature ou non. Toutefois, Il est seulement possible de mentionner une cohérence et non une représentativité des résultats vis-à-vis de la littérature car celle-ci ne couvre pas le même champ d'étude.

Dans ce travail de recherche, la mise en place du modèle de référence est effectuée à l'aide du logiciel libre R (R Core Team, 2013).

L'étape 2 du cadre méthodologique se schématise comme suit, Figure 21 :

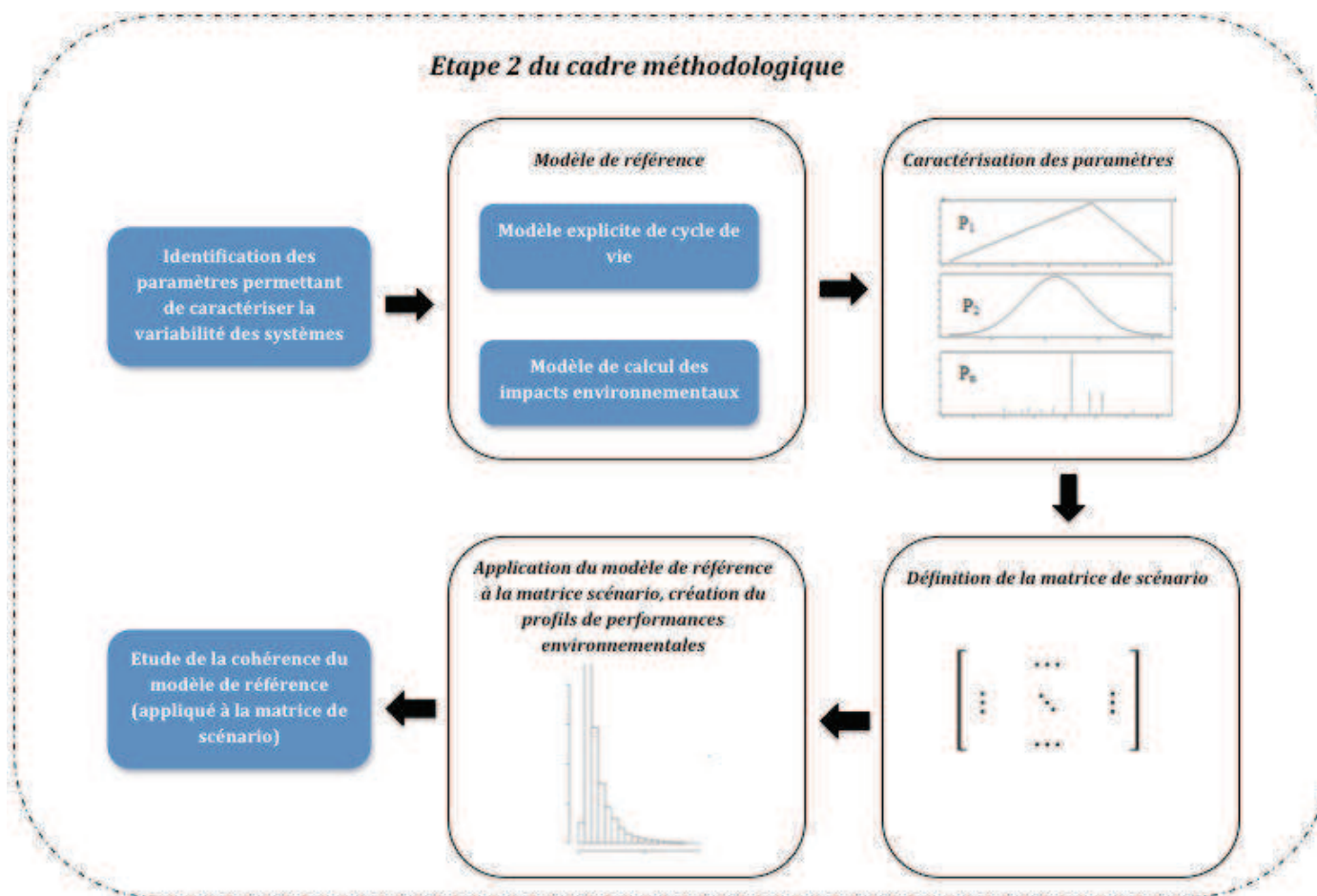


Figure 21 Schéma de la réalisation de l'étape 2 pour la mise en place du modèle de référence d'après (Padey et al., 2012a)

2.3 Etape 3 - Identification des paramètres clefs

Sélectionner les paramètres qui devront être employés dans les modèles paramétrés simplifiés nécessite de considérer l'influence absolue de tous les paramètres du système sur la réponse environnementale.

La variabilité des résultats d'impacts environnementaux, liée aux objectifs de l'étape 1 et aux hypothèses et choix de caractérisation de l'étape 2, doit donc être analysée par le biais d'études de sensibilité.

Les analyses de sensibilité (AS) permettent d'estimer l'influence de chaque paramètre sur la variabilité de la réponse environnementale (Saltelli, 2004). Toutefois, les analyses de sensibilité réalisées en ACV sont incomplètes. Généralement, celles-ci analysent les systèmes étudiés selon 3 scénarii (pessimiste, moyen, optimiste), ou alors font varier un à un les paramètres de modélisation autour de leurs valeurs de référence, celles fixées dans le scénario de l'étude, par exemple (Ardente et al., 2008). Ce type d'analyse de sensibilité ne fait varier qu'un seul paramètre à la fois. Ces analyses de sensibilité ne permettent pas d'obtenir un panorama complet de la variabilité des résultats car, entre autres, elles ne considèrent pas les distributions de probabilité des paramètres. De fait, les analyses de sensibilité actuellement appliquées ne permettent pas d'estimer les profils de variation des impacts environnementaux. Les approches quantitatives parfois employées en ACV ne sont pas probabilistes, les AS étudiant les extrema des paramètres (et donc des impacts) ne permettent pas de définir si en pratique ces configurations sont récurrentes ou si au contraire elles sont exceptionnelles dans le cadre d'une filière.

Dans le cadre du travail de thèse, une solution a été identifiée, permettant de considérer de manière plus exhaustive la variabilité des paramètres. C'est l'analyse globale de sensibilité, *Global Sensitivity Analysis* GSA en anglais. Ces analyses ont été dénommées "globales", car elles s'intéressent à l'ensemble du domaine de variation possible des variables d'entrée, par opposition aux analyses traditionnelles de la variabilité qui sont appelées analyses locales. Elles sont applicables à tout type de systèmes, par exemple les systèmes non-linéaires (Iooss, 2011).

Ainsi, dans ce type d'analyse globale, les paramètres d'un modèle sont considérés selon leurs intervalles de variation mais également leurs profils de variation. Dans les GSA, la variation de l'ensemble des paramètres est étudiée simultanément afin de couvrir le champ des possibles de l'ensemble des systèmes. Les distributions de probabilité sur les paramètres, mises en place en étape 2, permettent de tenir compte des configurations préférentielles que peuvent prendre les systèmes modélisés.

En associant ce type d'analyse avec une décomposition de la variance totale en somme de variances induites par chaque paramètre et leurs combinaisons induites par Sobol (Sobol', 2001), il est ainsi possible d'étudier en détail leur importance sur la variabilité du système et de les hiérarchiser.

Dans ce travail, nous avons opté pour l'utilisation de la décomposition de la variance induite par Sobol, car à la différence d'autres méthodes d'analyse globale de sensibilité, elle ne présuppose rien de la forme du modèle (monotonie, linéarité, etc.). L'intérêt de cette méthode est toutefois contrebalancé par le fait qu'elle nécessite un large échantillon et demande donc une grande quantité de calculs (Brevault et al., 2013).

Ainsi, selon (Iooss, 2011) ces méthodes d'analyse de sensibilité globale permettent de:

- Identifier et hiérarchiser les entrées les plus influentes,
- Déterminer les entrées non influentes et les rendre constantes,
- Calibrer les variables du modèle par rapport à certaines informations disponibles.

Le développement mathématique est présenté ci-dessous et est issu de (Saltelli, 2004; Saltelli et al., 2006; Sobol', 2001). Ce développement mathématique est également détaillé dans l'annexe 3 relative à la conférence organisée par l'IFSTTAR (Padey et al., 2012a).

Sous l'hypothèse que les paramètres P_i sont statistiquement indépendants, la variance totale de la sortie (la réponse environnementale dans notre cas, notée Y) peut être décomposée en somme de variances dues à chaque paramètre et à leurs combinaisons comme suit :

$$\text{Var}[Y] = \sum_{i=1}^n V_i(Y) + \sum_{i<j}^n V_{ij}(Y) + \sum_{i<j<k}^n V_{ijk}(Y) + \dots + V_{1,2,\dots,d}(Y), \text{ Eq. 6}$$

Avec,

$$V_i(Y) = \text{Var}[E(Y|P_i)]; V_{ij}(Y) = \text{Var}[E(Y|P_i, P_j)] - V_i(Y) - V_j(Y) \quad \text{Eq. 7}$$

$V_i(Y)$ quantifie la variance de la sortie qui est due au paramètre P_i . C'est la variance d'ordre 1. La variance $V_{ij}(Y)$ représente la part de variance totale qui est due à l'interaction des variables P_i et P_j , c'est la variance d'ordre 2. Ainsi, pour un nombre d de paramètres, le nombre d'ordre est de $2^d - 1$.

Le calcul des parts de variance dues à chaque paramètre peut être approximé par plusieurs méthodes de calcul, FAST (Fourier amplitude sensitivity testing) et Monte Carlo. Dans ce cadre méthodologique, nous avons décidé d'utiliser l'algorithme de Monte Carlo pour approximer les parts de variance.

Note : Pour rappel, l'algorithme Monte Carlo permet d'approximer les intégrales d'une fonction g d'une variable vectorielle par une somme empirique sur N réalisations indépendantes de la variable vectorielle :

$$\int g(x_1, x_2, \dots, x_n) dF(x_1, x_2, \dots, x_n) \approx \frac{1}{N} \sum_{r=1}^N g(X_{r1}, X_{r2}, \dots, X_{rn}) \quad \text{Eq. 8}$$

Avec $(X_{1i}, X_{2i}, \dots, X_{ni})_{r=1, \dots, N}$ N répliques de k variables aléatoire indépendantes et identiquement distribuées selon la loi F .

Le théorème de König-Huygens permet de lier la variance à l'espérance et ainsi de réécrire l'expression de la variance sous forme d'intégrale. Ici nous présentons le développement pour le paramètre P_1 :

$$\text{Var}[E(Y|P_1)] = \int (E(Y|P_1 = p_1) - f_0)^2 dF_1(p_1) = \int E^2(Y|P_1 = p_1) dF_1(p_1) - 2 \cdot f_0 \cdot \int E(Y|P_1 = p_1) dF_1(p_1) + f_0^2 = \int E^2(Y|P_1 = p_1) dF_1(p_1) - f_0^2 \quad \text{Eq. 9}$$

Avec $F_1(p_1)$ la fonction de répartition du paramètre P_1 , et p_1 la variable d'intégration

Ensuite, le terme $E^2(Y|P_1 = p_1)$ se réécrit sous forme du produit de $E(Y|P_1 = p_1)$:

$$E^2(Y|P_1 = p_1) = E(Y|P_1 = p_1) \cdot E(Y|P_1 = p_1) = \int f(p_1, p_2, p_3, \dots, p_k) dF_2(p_2) \cdot dF_3(p_3) \dots dF_k(p_k) \cdot \int f(p_1, p_2', p_3', \dots, p_k') dF_2(p_2') \cdot dF_3(p_3') \dots dF_k(p_k')$$

Eq. 10

Où f est la fonction de calcul des performances environnementales.

Donc, le terme $\int E^2(Y|P_1 = p_1) dF_1(p_1)$ de l'équation exprimant la variance due à P_1 se réécrit :

$$\int E^2(Y|P_1 = p_1) dF_1(p_1) = \int f(p_1, p_2, p_3, \dots, p_k) \cdot f(p_1, p_2', p_3', \dots, p_k') \cdot dF_2(p_2) \cdot dF_3(p_3) \dots dF_k(p_k) \cdot dF_2(p_2') \cdot dF_3(p_3') \dots dF_k(p_k') dF_1(p_1)$$

Eq. 11

Le terme f_0^2 de l'équation exprimant la variance due à P_1 se réécrit :

$$\int f(p_1, p_2, p_3, \dots, p_k) dF_1(p_1) \cdot dF_2(p_2) \cdot dF_3(p_3) \dots dF_k(p_k) \cdot f(p_1', p_2', p_3', \dots, p_k') dF_1(p_1') \cdot dF_2(p_2') \cdot dF_3(p_3') \dots dF_k(p_k')$$

Eq. 12

Finalement, en factorisant, la variance de l'espérance de Y sachant P_1 peut s'exprimer comme :

$$\begin{aligned} & \text{Var}[E(Y|P_1)] \\ &= \int f(p_1, p_2, p_3, \dots, p_k) \cdot [f(p_1, p_2', p_3', \dots, p_k') \\ & - f(p_1', p_2', p_3', \dots, p_k')] dF_1(p_1) \cdot dF_2(p_2) \cdot dF_3(p_3) \dots dF_k(p_k) \cdot dF_1(p_1') \cdot dF_2(p_2') \cdot dF_3(p_3') \dots dF_k(p_k') \end{aligned}$$

Eq. 13

Donc, l'algorithme de Monte Carlo permet d'approximer numériquement le calcul des variances :

$$\begin{aligned} & \text{Var}[E(Y|P_1)] \approx \\ & \frac{1}{N-1} \cdot \sum_{r=1}^N f(P_{r1}, P_{r2}, P_{r3}, \dots, P_{rk}) \cdot [f(P_{r1}, P_{r2}', P_{r3}', \dots, P_{rk}') - f(P_{r1}', P_{r2}', P_{r3}', \dots, P_{rk}')] \end{aligned} \quad \text{Eq. 14}$$

Avec N le nombre de total de répliques et r la r^{ième} réplique.

Les indices de sensibilité (appelés également indice de Sobol) se calculent en divisant ces variances conditionnelles par la variance totale de la réponse Y :

$$S_i = \frac{\text{Var}[E(Y|P_i)]}{\text{Var}(Y)} = \frac{V_i(Y)}{\text{Var}(Y)} \quad S_{ij} = \frac{V_{ij}(Y)}{\text{Var}(Y)} \quad \text{Eq. 15}$$

Il est donc possible, de hiérarchiser l'ensemble des contributions des paramètres et de leurs combinaisons en calculant $2^d - 1$ indices de Sobol. La somme de l'ensemble des indices est de 1.

Ainsi, plus le nombre de paramètres augmente dans le modèle, plus l'analyse des indices est complexe. Aussi, pour simplifier l'étude des contributions des paramètres, il est possible de calculer les indices totaux liés à un paramètre et l'ensemble de ses combinaisons avec les autres paramètres :

$$S_{\text{total } i} = S_i + \sum_{j \neq i} S_{ij} + \sum_{j \neq i, k \neq j, j < k} S_{ijk} + \dots \quad \text{Eq. 16}$$

L'algorithme de Monte Carlo permettant d'approximer le calcul des indices totaux est le suivant :

$$\text{Indice Total } P_i \approx \frac{\frac{1}{2 \cdot N} \cdot \sum_{r=1}^N [f(P_{r1}', P_{r2}, P_{r3}, \dots, P_{rk}) - f(P_{r1}, P_{r2}, P_{r3}, \dots, P_{rk})]^2}{\text{Var}(Y)} \quad \text{Eq. 17}$$

La somme des indices totaux est supérieure à 1 car l'indice S_{ij} sera sommé dans l'indice total $S_{tot\ i}$ et $S_{tot\ j}$. Ainsi, en calculant les indices d'ordre 1 et totaux pour chaque paramètre, il est possible d'étudier l'influence de chaque paramètre et d'identifier si une contribution conjointe (non spécifiée) est importante. En effet, pour un paramètre P_i , dans le cas où la différence entre S_i et $S_{tot\ i}$ est grande, cela signifie que celui-ci interagit avec un ou plusieurs autres paramètres. Il est donc nécessaire de calculer les indices d'ordre 2, voir d'ordres supérieurs, pour identifier quelles combinaisons de paramètres sont influentes. Cette hiérarchisation permet ainsi d'identifier les paramètres clefs. Ainsi, la procédure qui va être appliquée dans cette étape du cadre méthodologique est la suivante, Figure 22 :

1. Simulation aléatoire de configurations de systèmes possibles au sein de la filière considérée (par tirages Monte Carlo) et mise en place de la matrice de scénarii,
2. Application du modèle de référence à la matrice de scénarii et calcul des performances environnementales de la filière pour l'ensemble des scénarii,
3. Découpage de l'échantillon (scénario + résultats) en deux sous ensembles de même taille
4. Estimation des indices de Sobol à partir des équations 14 et 17. Tout comme le modèle de référence, ces formules seront implémentées dans le logiciel R,
5. Répétition des étapes 1 à 4 dix fois pour calculer autant d'indices de Sobol des paramètres. Un indice médian pour chaque paramètre est ensuite défini,
6. Sélection des paramètres clefs qui seront utilisés dans le modèle paramétrique.

Les indices de Sobol de chaque paramètre sont donc les médianes des indices calculés à partir de 10 matrices de scénarii. En effet, le calcul des indices est le résultat d'un calcul numérique sur un grand nombre de scénarii. Aussi, l'utilisation d'une valeur médiane pour chaque indice permet de prendre en compte les variations possibles du calcul numérique et des tirages Monte Carlo. Il aurait été possible de définir des intervalles de confiance en les calculant pour plusieurs matrices de scénarii. Toutefois, pour obtenir un intervalle de confiance représentatif, il aurait été nécessaire de calculer plus que dix valeurs par indice. Nous avons choisi, par simplicité, de nous contenter d'une valeur moyennée par indice.

La taille minimale de l'échantillon pour obtenir une approximation satisfaisante des indices de Sobol est de 12'000 (la matrice de scénarii à considérer devra donc au minimum être de cette taille). Aussi, cette valeur est ici fixée comme le seuil minimal de scénarii à considérer (Nossent and Bauwens, 2012).

Une fois les indices de Sobol calculés, l'identification des paramètres clefs peut être effectuée. La sélection des paramètres clefs est un choix des personnes appliquant le cadre méthodologique. Aucun critère de sélection n'a été défini car, en fonction du degré de précision auquel le futur modèle simplifié devra répondre, il sera possible / nécessaire de sélectionner un ou plusieurs paramètres.

Par ailleurs, il peut arriver que certains paramètres soient identifiés comme importants, c'est-à-dire qu'ils aient un indice de Sobol élevé, mais que l'accès à leur valeur spécifique pour un système, soit complexe. Aussi, il est possible que certains paramètres importants (au sens des indices de Sobol) ne soient pas retenus comme clefs, pour fournir un modèle simplifié utilisable.

Finalement, pour analyser les valeurs des indices de Sobol obtenues pour les paramètres, ceux-ci devront être mises en perspectives avec les profils de variations des paramètres du modèle de référence. L'étape 3 de la méthodologie peut être schématisée comme suit, Figure 22 :

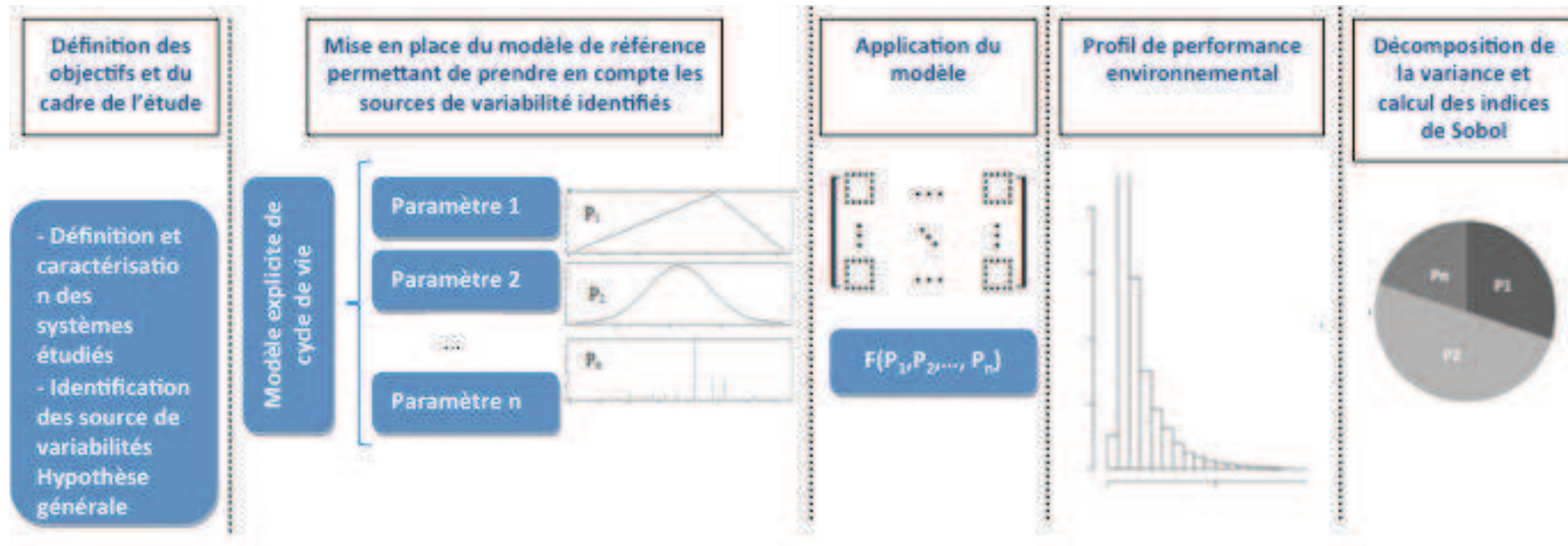


Figure 22 : Schéma de la procédure pour la réalisation de la décomposition de la variance, d'après (Padey et al., 2012a)

2.4 Etape 4 - Génération du modèle paramétré

Les performances environnementales issues de l'application du modèle de référence à la matrice de scénarii sont ensuite réorganisées en fonction des paramètres clefs sélectionnés.

L'équation paramétrique du modèle simplifié permettant d'estimer les performances environnementales en fonction des paramètres clefs est ensuite définie. Différentes formes d'équations sont étudiées afin de sélectionner celle maximisant le coefficient de détermination de la régression, caractérisé par son R^2 . Le coefficient de détermination est défini par l'équation 18 :

$$\text{Coefficient de détermination, } R^2 = 1 - \frac{\text{Somme des carrés résiduels}}{\text{Somme des carrés totaux}} \text{ Eq. 18}$$

Avec :

$$\text{Somme des carrés résiduels} = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 \text{ Eq. 19}$$

$$\text{Somme des carrés totaux} = \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 \text{ Eq. 20}$$

Où y est la valeur de performance environnementale issue du modèle de référence, \hat{y}_i la valeur obtenue par le modèle simplifié paramétré et \bar{y} la moyenne de l'échantillon.

Il est préférable de définir le modèle simplifié paramétré ayant une forme similaire à la forme du modèle de référence de calcul des performances environnementales. En effet, de cette manière, il sera possible de conserver une cohérence, une simplicité et comparabilité entre les deux modèles.

Afin de représenter la contribution à la variabilité des performances environnementales par les paramètres qui n'ont pas été retenus comme clefs dans l'étape 3, le nuage de points est représenté sous forme d'un intervalle allant du minimum au maximum pour un jeu de paramètres clefs. Cet intervalle est ensuite redécoupé par une courbe représentant 1^{er} quartile, 2^{ème} quartile (*i.e* médiane) et 3^{ème} quartile, Figure 23. Celle-ci représente également, à titre d'exemple, l'équation paramétrée pour une filière fictive, ayant un coefficient de détermination de la régression (noté ici R^2) de 0,8987, à comparer à sa valeur théorique maximale de 1, signifiant une représentation parfaite du nuage de points par le modèle.

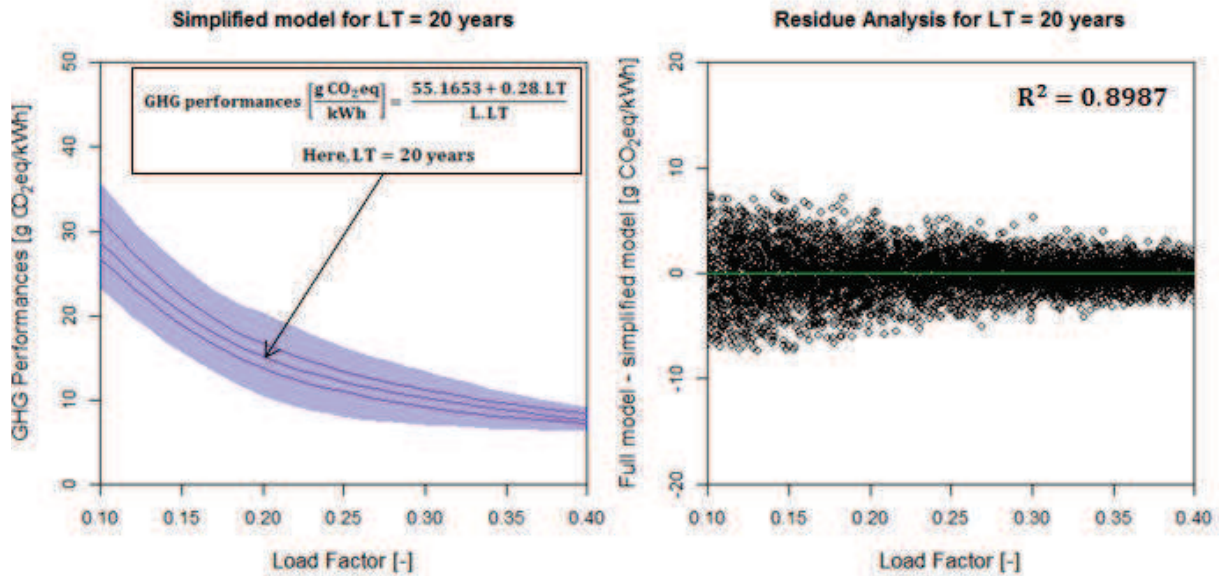


Figure 23 Exemple de modèle simplifié (à gauche) et d'analyse de résidus (à droite)

Finalement, une analyse des résidus est effectuée, comparant les résultats du modèle simplifié avec les résultats du modèle de référence :

$$\text{Résidus} = \text{Résultats modèle de référence} - \text{résultats modèle simplifié} = y_i - \hat{y}_i \text{ Eq. 21}$$

Le coefficient de détermination et l'analyse des résidus permettent donc de caractériser l'adéquation des estimations issues du modèle simplifiée paramétré avec les valeurs du modèle de référence.

2.5 Etape 5 - Caractérisation du domaine de validité du modèle par comparaison de ses résultats avec la littérature

Il faut en dernière étape procéder à l'application du modèle simplifié sur quelques exemples représentatifs issus de la littérature et traitant de la filière étudiée pour définir le domaine de validité du modèle simplifié. Pour cela, un jeu d'articles de la littérature, par exemple ceux ayant passé les critères de sélection employés dans les méta-ACV, sera sélectionné.

Les caractéristiques correspondantes aux paramètres clés nécessaires à l'application du modèle simplifié sont extraites de ces publications et utilisées dans ce dernier. Les résultats ainsi obtenus sont ensuite comparés à ceux issus des ACV détaillées correspondantes.

Par ailleurs, les résultats des modèles détaillés seront également positionnés dans l'intervalle minimum / maximum défini en étape 4 de la méthodologie et couvrant les contributions des paramètres qui n'ont pas été identifiés comme clés mais qui induisent toutefois de la variabilité. De cette manière, il sera possible de comparer les résultats du modèle simplifié paramétré avec ceux de la littérature pour vérifier leurs cohérences et étudier le domaine de validité du modèle obtenu.

Il n'est *a priori* pas possible de parler d'étude de représentativité des résultats du modèle paramétré simplifié vis-à-vis de la littérature puisque, en fonction du cadre de l'étude fixé en étape 1 de la méthodologie, les résultats obtenus ne couvriront pas le même champ des possibles que ceux des publications. Aussi, la caractérisation du domaine de validité couvert par le modèle simplifié nécessite l'emploi d'études couvrant *a priori* le même domaine que celui défini dans les objectifs fixés en étape 1 du cadre méthodologique.

Cette étape de caractérisation permet d'identifier si le modèle simplifié obtenu permet de représenter de manière satisfaisante les systèmes issus de la littérature et traités par des ACV détaillées. Dans le cas où les résultats du modèle simplifié ne serait pas en adéquation avec ceux des publications utilisées, il est requis d'identifier les raisons de divergence des résultats, pour d'une part caractériser le champ de validité du modèle et, d'autre part, pour identifier s'il est nécessaire de modifier le modèle de référence initialement défini afin de prendre en compte un nouveau paramètre qui aurait été initialement omis ou non considéré.

Dans le cas où le cadre de l'étude viserait à analyser une filière telle que décrite dans la littérature (type d'objectif possible comme spécifié dans la description de l'étape 1 du présent cadre méthodologique), alors, dans ce cas précis, l'étape 5 constituerait une étude de la représentativité et de validation des résultats par rapport aux publications retenues.

Synthèse sur la méthodologie

Le cadre méthodologique proposé précédemment permet donc de définir la procédure pour obtenir un modèle paramétré simplifié de calcul des performances environnementales d'un ensemble de systèmes au sein d'une filière étudiée.

Il est à mentionner que le cadre méthodologique proposé ci-avant s'adresse aux développeurs, experts en ACV, ayant pour but de fournir des modèles simplifiés à des utilisateurs non experts du domaine ACV et souhaitant un accès rapide à l'information environnementale.

Ces derniers pourront définir les objectifs et le cadre de l'étude et, le cas échéant, fournir les données nécessaires à la caractérisation des paramètres du modèle de référence. L'objectif étant de fournir un outil simplifié et simple d'utilisation, la modélisation, l'identification des paramètres clés ainsi que la mise en place de l'outil simplifié leur seront épargnées.

Les cas d'application du chapitre 3 présenteront d'une part l'application du cadre méthodologique du point de vue de l'expert ACV et d'autre part les modèles simplifiés ainsi obtenus pour les utilisateurs finaux. Dans la partie perspective de ce travail, nous présenterons des pistes d'outils d'aide à la décision utilisant les modèles simplifiés, afin de répondre au besoin de simplicité des utilisateurs non-experts.

Plusieurs points notables sont à mentionner sur ce cadre méthodologique :

- **Transparence du cadre et des objectifs de l'étude:** les objectifs de l'étude sont cruciaux pour le reste du déroulement du cadre méthodologique. Ils vont en effet influencer les frontières des systèmes ainsi que la caractérisation des profils de variabilité des paramètres. Aussi, il est nécessaire d'être rigoureux et transparent quant à leur définition. D'une manière générale, comme dans les ACV détaillées, il est important, de rester transparent et critique envers toutes les hypothèses adoptées pour l'application de ce cadre à une filière,
- **Mise en place du modèle de référence :** Le modèle de référence nécessite d'avoir accès à une grande quantité de données afin de pouvoir calculer les performances environnementales d'un large échantillon de systèmes. Dans le cas où les données ne seraient pas toutes accessibles pour caractériser l'ensemble des paramètres recensés, il est nécessaire de détailler l'ensemble des hypothèses prises pour définir ce modèle. La mise en place du modèle de référence apparaît clairement comme un processus itératif. De fait, les différentes versions de celui-ci devront être clairement explicitées. Les différentes versions du modèle de référence devront être archivées par le biais de rapports synthétisant les évolutions liées aux différentes itérations,
- **Choix des paramètres :** Comme précisé dans cette étape, la sélection des paramètres clés est un choix de l'expert ACV réalisant l'étude. D'une part cette sélection dépend du degré de précision auquel le modèle simplifié paramétré devra répondre. D'autre part, certains paramètres peuvent avoir une influence importante, mais ne pas être facilement accessibles. Ils doivent donc être proscrits dans le modèle simplifié afin d'éviter une possible inadéquation d'emploi pour les futurs utilisateurs. Aussi, la sélection des paramètres clés devra être claire, justifiée, et mise en perspective avec les profils de variation des paramètres, et tenir compte de la disponibilité des données,

- **Etude de la cohérence des résultats avec ceux de la littérature :** Il n'est pas possible formellement de comparer les résultats du modèle paramétré avec ceux de la littérature puisque les hypothèses ne seront pas forcément identiques (tout dépendant des objectifs de l'étude). Toutefois, il sera nécessaire de comparer les résultats et, le cas échéant, d'identifier pour quelles raisons ceux du modèle simplifié divergent de la littérature. De cette manière, il sera possible de caractériser le domaine de validité du modèle simplifié obtenu et éventuellement, de mettre en évidence, soit des éléments à prendre en compte dans une nouvelle itération du modèle de référence (si les données sont accessibles), soit d'éventuelles inconsistances de la littérature.

Ces points seront discutés plus en détail ultérieurement dans ce document, à partir de cas d'application concrets. Ce cadre méthodologique va être appliqué dans ce document aux filières de conversion d'énergie en électricité pour deux exemples.

Pour conclure ce chapitre en reprenant le positionnement présenté dans la Figure 18, l'objet de l'outil simplifié se situe à donc clairement à l'intersection entre l'ACV détaillée et la revue de la littérature (et par extension la méta-ACV). Il permet, par son modèle paramétré couplé à une approche stochastique, de caractériser le profil environnemental d'une filière tout en permettant d'estimer ensuite simplement, c'est-à-dire sans devoir recourir à la réalisation d'une ACV complète, les performances de systèmes qui la composent, Figure 24 :

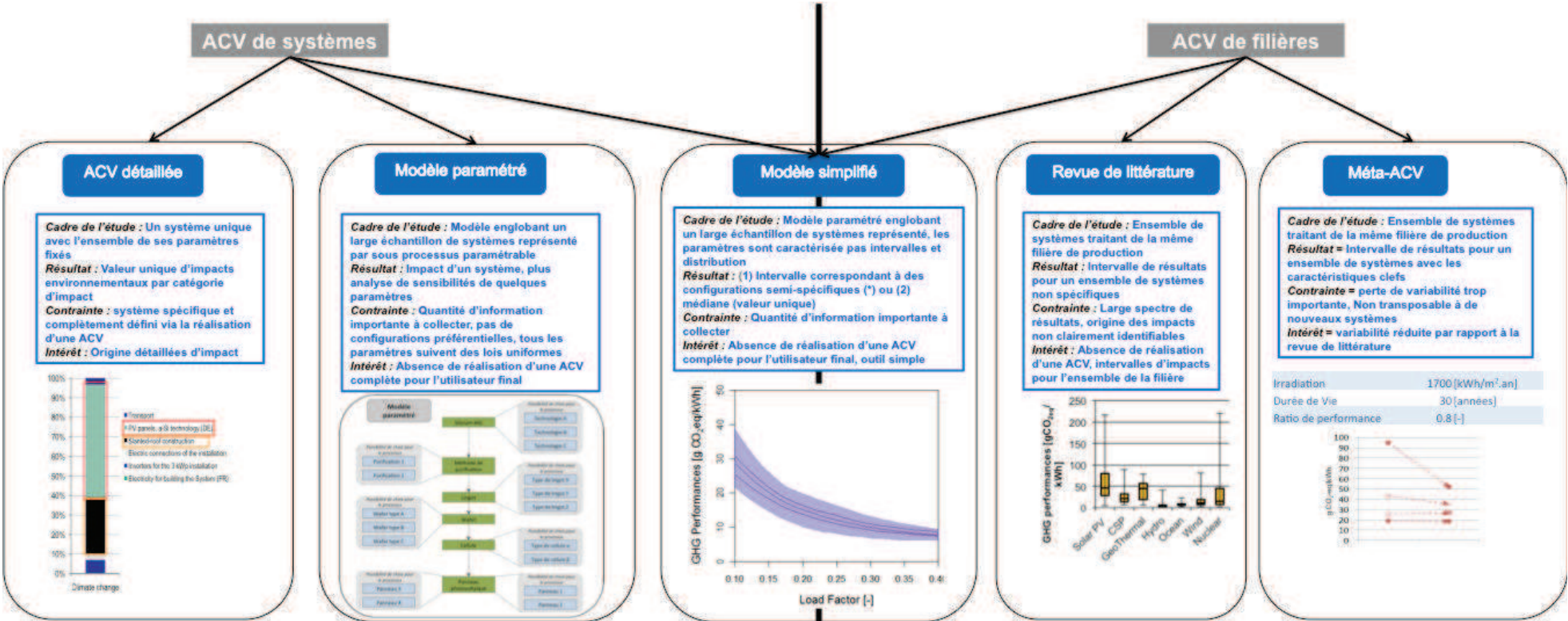


Figure 24 Positionnement du travail de thèse

Chapitre 3 – Applications du cadre méthodologique aux filières éolienne et photovoltaïque

Résumé

La méthodologie proposée dans le chapitre 2 de génération de modèle simplifié va maintenant être appliquée pour deux filières de conversion d'énergie :

- La filière éolienne terrestre en Europe
- La filière photovoltaïque résidentielle en France

Les travaux sur la filière éolienne terrestre ont été publiés dans la revue *Environmental Science and Technology*, d'où sont extraites les figures, voir annexe 4 (Padey et al., 2013b). Ces travaux portaient sur la mise en place d'un modèle simplifié d'estimation des performances carbone, en g CO₂ équivalent par kWh. Dans ce chapitre de thèse nous définirons également un modèle simplifié pour l'estimation de la consommation en énergie primaire non renouvelable, en MJ primaire par kWh pour cette même filière. Ces travaux sur l'éolien permettront de justifier l'applicabilité de la méthodologie et de son caractère transposable à différentes catégories d'impacts.

Un deuxième cas d'application, portant sur la filière photovoltaïque en France est également présenté. Celui-ci a pour objectif la mise en place d'un modèle simplifié de calcul des performances carbone des systèmes résidentiels installés en toiture (inférieur ou égal à 3kW crête). Basé sur un modèle de référence plus complexe que le cas éolien, ce cas d'application aura pour objectif de montrer l'applicabilité du modèle à une autre filière de conversion étudiée de manière plus détaillée.

Ce cas d'application du PV servira de base aux discussions sur le cadre méthodologique du chapitre 4.

3.1- Application à la filière éolienne terrestre en Europe

3.1.1 But de l'étude

La méthodologie est appliquée, dans un premier temps, à la filière de production d'électricité éolienne terrestre en Europe. La simplification va être réalisée à partir d'un modèle de référence comportant 9 paramètres indépendants. Ce cas d'étude a pour objectif de fournir un modèle simplifié estimant les performances carbone de cette filière, mais aussi de présenter l'applicabilité du cadre méthodologique défini dans ce travail de recherche.

3.1.2 Introduction

La filière éolienne s'est fortement développée au cours des deux dernières années, passant de 12,9 GW en 2000 à 106 GW en 2012, en Europe (EWEA, 2013). Elle est souvent considérée par les décideurs comme l'une des énergies renouvelables (hors hydroélectricité) la plus prometteuse, car permettant de fournir une grande quantité d'électricité à un prix compétitif en comparaison avec les centrales à base de combustibles fossiles actuelles (EWEA, 2008).

Il est nécessaire de fournir une information étayée quant au profil des performances environnementales de cette filière de conversion d'énergie.

La revue de littérature des ACV liée à cette filière (comprenant les systèmes terrestres et ceux installés en mer) a montré que les impacts variaient de 2 à 81 gCO_{2eq}/kWh (Dolan and Heath, 2012), Figure 25:

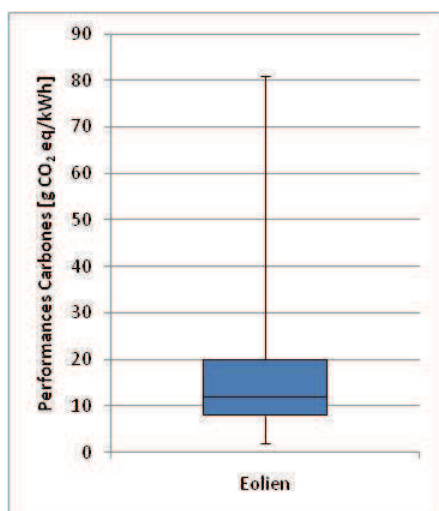


Figure 25 Résultats de revue de littérature concernant les performances carbone de l'éolien (Dolan and Heath, 2012)

Des revues de littérature (Weisser, 2007) ont observé, et les méta-ACV l'ont confirmé, que la puissance nominale, le facteur de charge et la durée de vie étaient des paramètres induisant une grande variabilité sur les impacts carbone (Dolan and Heath, 2012).

L'application du cadre méthodologique présenté dans la partie précédente va permettre de quantifier la contribution des paramètres permettant de modéliser la filière éolienne et d'identifier lesquels sont clés, pour finalement définir un modèle simplifié permettant l'estimation des performances carbone en fonction uniquement de ceux-ci.

3.1.3 Etape 1 - Définition des objectifs et du cadre de l'étude

L'objectif de l'étude est la mise en place d'un modèle simplifié permettant d'estimer les performances carbone de la production éolienne terrestre « industrielle » (les installations de petites tailles notamment pour le résidentiel sont exclues de l'étude). Les pertes du réseau de distribution ne sont pas considérées.

La caractérisation de la filière est la suivante :

- Caractérisation technologique : l'étude porte sur les systèmes de grandes tailles (c'est à dire au delà de 500kW). L'étude portera en outre uniquement sur les technologies à boîte de vitesse, composant aujourd'hui l'essentiel des systèmes installés
- Caractérisation géographique : L'étude porte sur des systèmes installés en Europe, couvrant donc les régimes de vent associés
- Caractérisation temporelle : Le travail porte sur les systèmes actuellement installés et non sur les futures technologies (pas de prise en compte de changements technologiques majeurs)
- Caractérisation méthodologique : L'étude réalisée se base sur une approche attributionnelle. La base de données d'inventaire cycle de vie utilisée est ecoinvent V2.2 (Hischier et al., 2009). Les facteurs de caractérisation employés pour le calcul des performances carbone sont issus des travaux de l'IPCC (Houghton and Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group I., 2001; Solomon, 2007)

Les impacts seront rapportés à l'électricité produite par l'éolienne. Cette unité, appelée par la suite *performances carbone* sera exprimée en $\text{g CO}_2 \text{ eq/kWh}$.

L'objectif de cette étude est d'établir des modèles simplifiés fournissant des performances carbone de l'éolien terrestre en fonction des principaux paramètres induisant la variabilité.

La problématique peut donc se synthétiser comme suit : comment, à partir d'une hétérogénéité de systèmes composant la filière éolienne terrestre en Europe, obtenir un modèle de calcul des performances carbone se basant sur un nombre restreint de paramètres? Cette problématique est schématisée dans la Figure 26 :

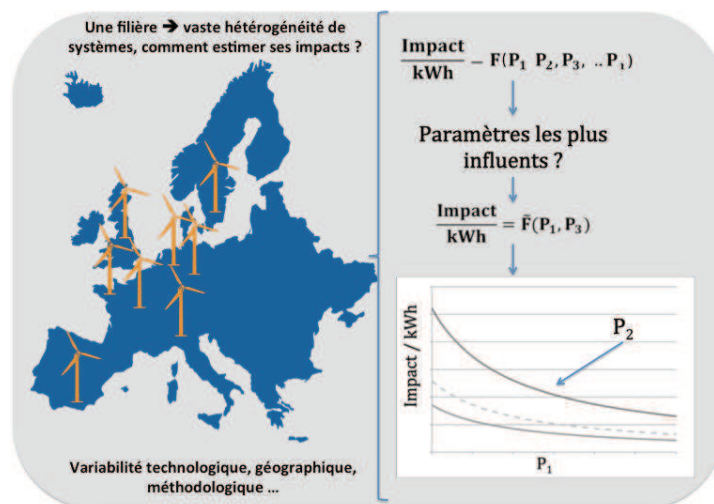


Figure 26 Représentation schématique du cadre de l'étude sur l'éolien terrestre en Europe (Padey et al., 2013b)

3.1.4 Etape 2 : Mise en place du modèle de référence

Le modèle de calcul des performances carbone est défini comme :

$$\text{Performances carbone} = \frac{\text{Impact}_{\text{éolienne}}}{\text{Electricité}_{\text{générée}}} \quad \text{Eq. 22}$$

$$\rightarrow \text{Perf CO}_2 = \frac{\text{Impacts}_{\text{fabrication}} + \text{Impacts}_{\text{maintenance}} + \text{Impacts}_{\text{opération}} + \text{Impacts}_{\text{fin de vie}}}{8760 \cdot A \cdot L \cdot T \cdot P} \quad \text{Eq. 23}$$

Où, 8760 est le nombre d'heure sur une années, A est le facteur de disponibilité (%), L le facteur de charge (%), LT la durée de vie (a) et P la puissance nominale (kW). $\text{Impacts}_{\text{maintenance}}$, $\text{Impact}_{\text{opération}}$, $\text{impacts}_{\text{fin de vie}}$ sont les impacts liés respectivement aux phases d'utilisation et de démantèlement du système. Le calcul des performances carbone des éoliennes se traduit donc par le ratio entre les impacts de celles-ci sur le cycle de vie, rapportés à la production électrique.

Le modèle paramétré explicite de cycle de vie couplé à une base de données d'ICV et au modèle de calcul des impacts environnementaux permettant de calculer les Impacts des éoliennes doit considérer un large échantillon d'éoliennes correspondant à la variabilité (technologique, géographique, temporelle et méthodologique) visée par les objectifs définis dans l'étape 1. De plus ce modèle doit être construit à partir de paramètres indépendants. Les études, appliquant les analyses globales de sensibilité dans le domaine environnemental, proposent d'intégrer les dépendances des paramètres en les exprimant par le biais d'équations paramétrées (Kioutsoukis et al., 2004). Cette approche permet de modéliser l'ensemble des paramètres (par une formulation explicite des dépendances) tout en ne considérant comme variable que les paramètres indépendants comme variables de sortie. En cas de dépendance entre les variables, c'est cette approche qui est adoptée.

Une étude préliminaire, de la littérature et de la base de données d'inventaire de cycle de vie ecoinvent, nous a permis d'identifier les paramètres suivants comme pouvant potentiellement induire de la variabilité sur la réponse environnementale, Tableau 2 :

Sources de variabilité de la filière	Unité
Puissance nominale de la turbine (P)	[kW]
Masse des composants	[kg]
Type et répartition des matériaux (nacelle et rotor)	[% de matériaux de chaque type]
Facteur de charge (L)	[%]
Disponibilité (A)	[%]
Durée de vie (LT)	[Années]
Maintenance	[% de remplacement des pièces]
Facteur de caractérisation (CF)	[kg CO ₂ équivalent /kg substance]

Tableau 2 Paramètres identifiés comme induisant de la variabilité sur les performances carbone de la filière éolienne

Remarque : Par la suite, l'éolienne a été désagrégée en quatre parties, la nacelle, le rotor, la tour, les fondations.

Il est donc nécessaire de définir un modèle de référence basé sur ces neuf paramètres et capable de calculer les impacts environnementaux sur un large spectre de variations simultanées de ces paramètres représentant ainsi un large échantillon de systèmes au sein de la filière considérée.

Différentes études ont identifié que les masses des constituants d'une éolienne étaient corrélées à la puissance nominale de la turbine (Caduff et al., 2011). Ayant identifié cette corrélation, selon l'approche retenue (Kioutsoukis et al., 2004), il nous faut alors exprimer la masse des éoliennes comme une fonction de la puissance pour éviter toute redondance des paramètres. Ces modèles existent d'ores et déjà dans la littérature sous le nom de modèle de dimensionnement, ils sont notamment proposés par ETH Zürich (Caduff et al., 2012) et le NREL (Fingersh et al., 2006).

Dans le cadre de ce cas d'application, une revue de littérature sur les données techniques des éoliennes (masse / puissance) a été réalisée et la dépendance entre ces caractéristiques a donc bien été identifiée. La Figure 27 représente la dépendance entre la puissance nominale et le diamètre des éoliennes, puis les dépendances entre le diamètre et la masse des composantes (nacelle, rotor), traduisant, *in fine*, la dépendance entre la puissance et les masses :

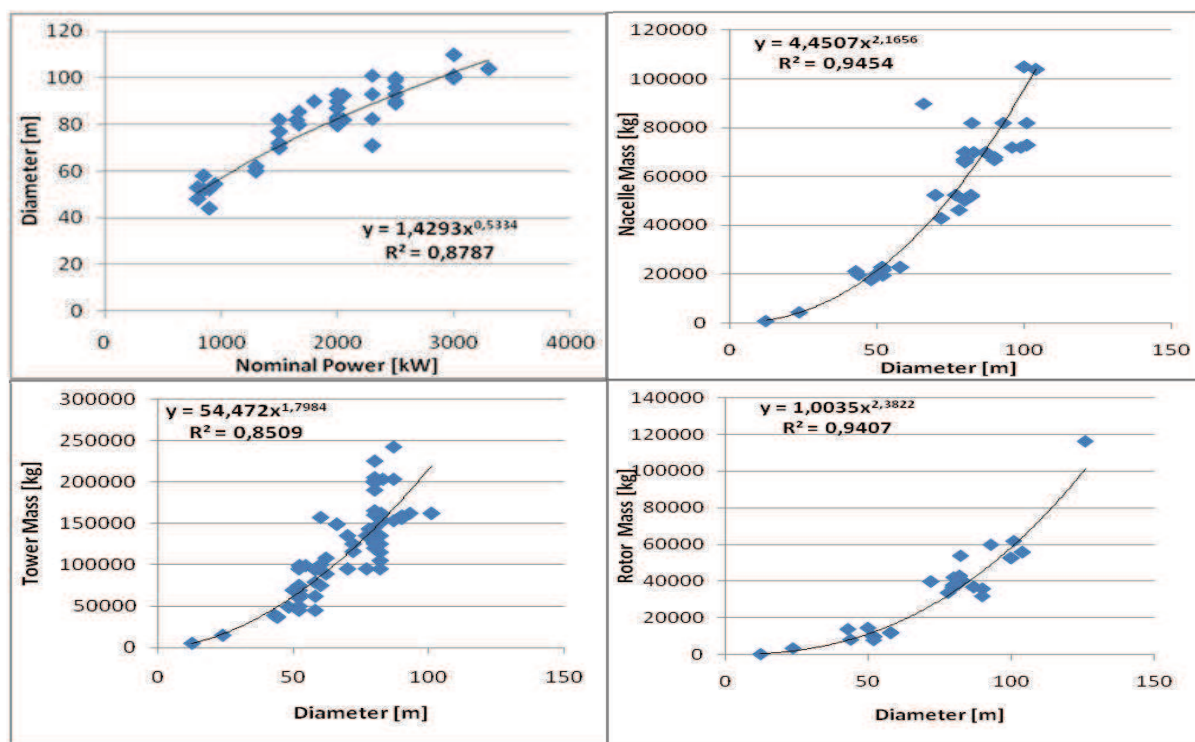


Figure 27 Equations empiriques pour la quantification des flux matières des éoliennes, d'après (Padey et al., 2013b)

Remarque : les données permettant d'établir ces équations sont disponibles dans les annexes de la publication ES&T (voir annexe 5 du présent manuscrit).

Dans le cas de la masse du rotor, de la tour et de la nacelle, il apparaît que la corrélation (caractérisée par le R^2) avec le diamètre est bonne (0,94, 0,85 et 0,94 respectivement). De fait les masses de ces éléments seront exprimées à partir de la puissance nominale (en réalité indirectement en fonction du diamètre de la turbine).

Pour estimer la masse de la fondation (masse du béton et de l'acier de renforcement), nous avons décidé de prendre la même hypothèse que celle de la base de données ecoinvent, considérant que celle-ci était dépendante de la hauteur de mât :

$$\text{Volume de béton pour fondation}[\text{m}^3] = \frac{4500 \cdot \text{hauteur de mat} [\text{m}]}{2200} \quad \text{Eq. 24}$$

$$\text{Masse d'acier de renforcement [kg]} = 280 \cdot \text{hauteur de mat [m]} \quad \text{Eq. 25}$$

La masse volumique du béton est prise à 2200 kg de béton / m³.

Dans le cas de la hauteur du mât, la revue de littérature technique a montré que la corrélation observée avec la puissance n'est pas suffisante ($R^2 = 0,4277$, Figure 28). Ceci vient du fait qu'un 3^{ème} paramètre, non inclus dans cette analyse, est à considérer : la classe de vent du site d'installation de l'éolienne (pour une même nacelle et un même rotor il existe différentes hauteurs de mâts en fonction de cette classe de vent). Pour palier à cette faible corrélation, nous avons décidé de considérer les valeurs obtenues par l'estimation de la hauteur du mât avec la puissance, tout en ajoutant un intervalle minimum / maximum de $\pm 30\%$ permettant ainsi de prendre en compte la variabilité résiduelle induite par le paramètre « *classe de vent* » non-inclus ici. L'analyse ultérieure de sensibilité globale permettra d'identifier si oui ou non cette hypothèse induit trop de variabilité et devra ou non être retravaillée.

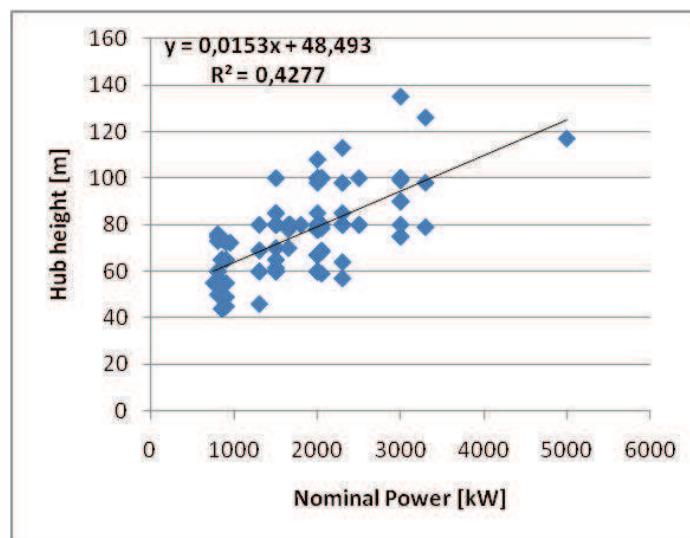


Figure 28 Hauteur de mât des éoliennes en fonction de la puissance nominale , d'après (Padey et al., 2013b)

Comme précisé précédemment, d'autres travaux ont déjà proposé des approches de dimensionnement pour ces paramètres (Caduff et al., 2012; Fingersh et al., 2006). Nous avons décidé de considérer le modèle de dimensionnement lui-même comme l'un des paramètres du modèle de référence. Une distribution équiprobable entre les trois modèles sera retenue, et l'analyse globale de sensibilité permettra de vérifier si ce paramètre « *modèle de dimensionnement* » est un paramètre clef en sus des autres paramètres identifiés dans le tableau 2.

La tour est composée à 100 % d'acier, l'alternative de tour en béton n'a pas été prise en compte dans les équations de dimensionnement. Les fondations sont composées de béton armé. Pour la répartition des matériaux de la nacelle et du rotor, nous nous sommes heurtés au manque de données des inventaires de cycle de vie. Toutefois, en analysant la littérature, il a été possible de définir 22 différents types de répartition de matériaux pour ces deux parties (Dones et al., 2007; Lieberman, 2003; Wang and Sun, 2012). L'analyse de sensibilité permettra également d'identifier si cette hypothèse devra être affinée ultérieurement.

La maintenance des systèmes a été considérée par le remplacement de 15% des éléments de la nacelle et d'une pale (Chataignere and Le Boulch, 2003). Dans ce cas d'étude, nous avons décidé

d'exclure la fin de vie des éoliennes, car pour le moment il a été identifié le manque de retour sur expérience concernant cette phase du cycle de vie.

Dans la Figure 29, les liens entre les différents paramètres permettant de dimensionner une éolienne sont définis, c'est le modèle explicite de cycle de vie (encadré bleu). En outre, la Figure 29 présente ce modèle explicite de cycle de vie, associé aux inventaires de cycle de vie de la base de donnéesecoinvent (dans ce cas d'application, encadré rouge) et au modèle de calcul des impacts environnementaux (encadré noir), permettant, à eux trois, d'estimer les impacts environnementaux des éoliennes terrestres. Ce schéma retranscrit donc le modèle de référence et permet de calculer les impacts des systèmes, il est nécessaire ensuite de diviser ceux-ci par la production électrique telle que décrit dans les équations 22 et 23 pour obtenir les performances environnementales.

Les paramètres encadrés par des tirets représentent les variables indépendantes du modèle de référence permettant de calculer les impacts de différentes éoliennes. Ce schéma permet de retranscrire l'hétérogénéité technologique des systèmes en prenant en compte les caractéristiques des systèmes (puissance, répartition des matériaux, etc.), l'hétérogénéité géographique (influençant le facteur de charge) mais également l'hétérogénéité méthodologique liée à l'approche ACV elle-même. En effet, dans ce modèle, la variabilité liée au choix des facteurs de caractérisation est considérée, et il serait également possible de définir la base de données d'inventaire de cycle de vie comme une variable : ecoinvent est ici la seule utilisée, mais cette variable pourrait être un paramètre du modèle.

En ajoutant les paramètres liés à la production électrique (dénominateur de l'équation 22), le modèle de référence se compose de neuf variables indépendantes dont il faut caractériser les intervalles et profils de variations en fonction des objectifs et limitations fixés dans la première étape de la méthodologie.

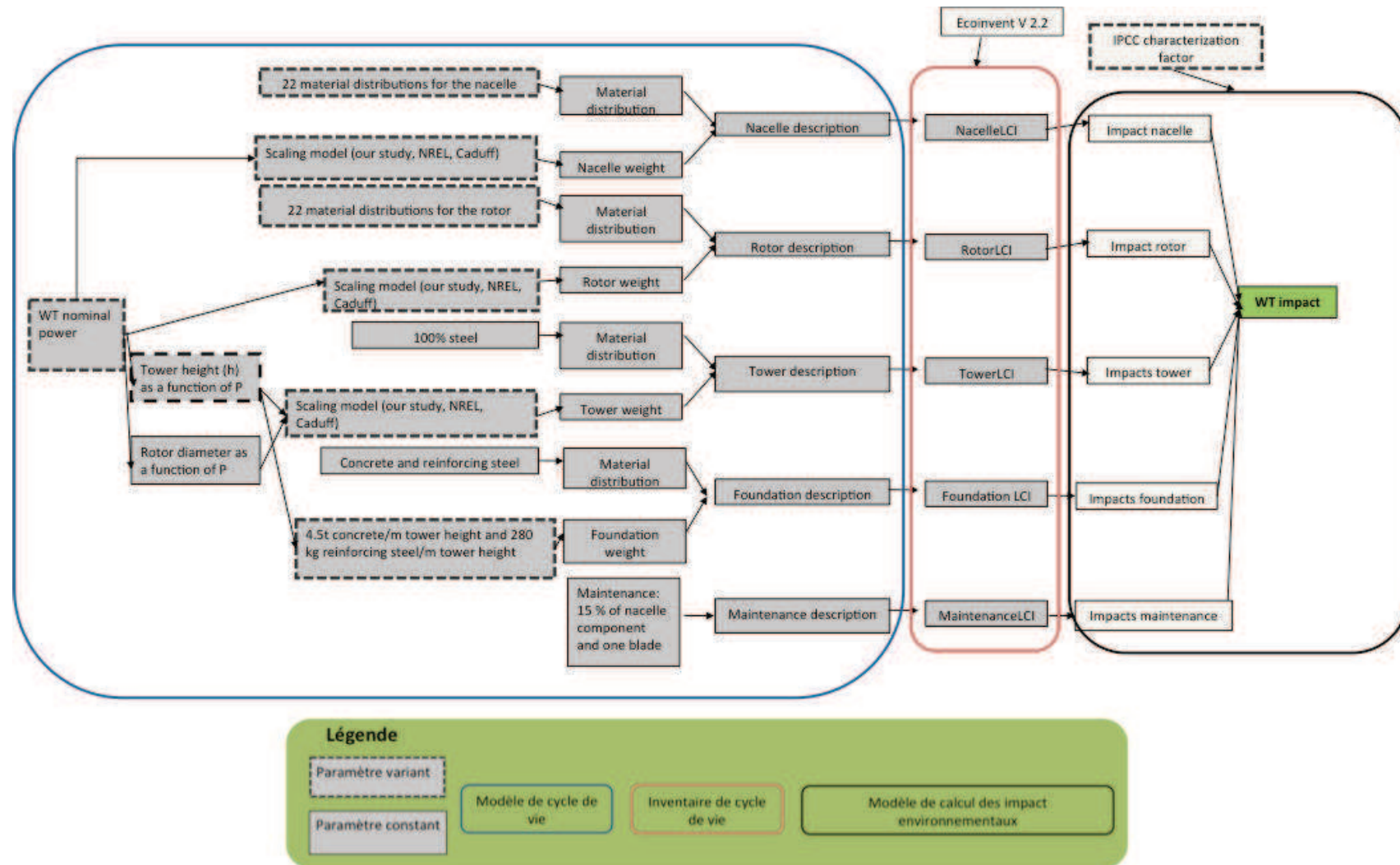


Figure 29 Modèle de référence pour la filière éolienne, d'après (Padey et al., 2013b)

Caractérisation des paramètres

La caractérisation des paramètres doit être représentative des objectifs fixés. Ainsi, dans cette application, il a été décidé que le modèle simplifié devait permettre d'estimer les performances carbone des éoliennes terrestres, de capacité industrielle (c'est-à-dire au delà de 500kW), en Europe, en prenant en compte uniquement les technologies actuelles (pas d'approche prospective). Pour cette application nous avons décidé d'étudier uniquement les systèmes comportant un étage de boîte de vitesse dans la nacelle.

La caractérisation des paramètres est une étape complexe de la méthodologie, qu'il est nécessaire d'étudier attentivement. En effet, l'accès à l'information n'est pas aisé et il est nécessaire de s'assurer que cette étape ne biaise pas les résultats de l'étude.

Comme précisé ci-dessus, nous allons utiliser trois modèles de dimensionnement, celui développé dans le cadre de ce doctorat (Figure 27), celui proposé par ETHZ et celui proposé par le NREL (Caduff et al., 2012; Fingersh et al., 2006). Nous avons en outre pu définir 22 profils types de composition de matériaux pour la nacelle et le rotor. Pour ces deux paramètres (modèle de dimensionnement et composition de matériaux), n'ayant pas d'information sur des éventuelles configurations préférentielles, des distributions équiprobables ont été adoptées.

De plus, la corrélation entre la hauteur des mâts et la puissance nominale, nécessaire pour le calcul des masses des fondations n'est pas satisfaisante. Pour prendre en compte sous forme implicite la variabilité résiduelle liée à un autre facteur (la classe de vent est un facteur très probable), nous avons choisi de garder les résultats du modèle de la Figure 27 mais de lui adjoindre un intervalle de $\pm 30\%$ en distribution uniforme.

Il a donc été montré que le dimensionnement des éoliennes est une fonction de la puissance nominale des systèmes à considérer. La distribution du paramètre puissance a donc dû être définie. Ceci a été effectué par recensement des éoliennes installées en France jusqu'en 2010 (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2011), Figure 30 :

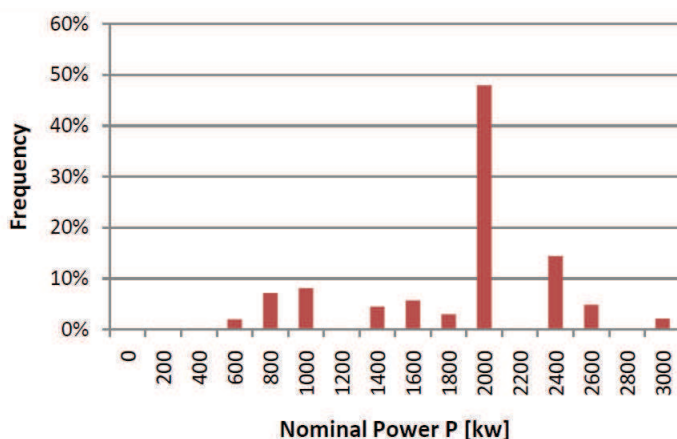


Figure 30 Distribution des puissances nominales installées en France jusqu'en 2010 (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2011),

Cette distribution de puissance est centrée sur 2 MW. Cette puissance correspond aux modèles de références lors du boom de l'éolien en France. C'est aujourd'hui toujours la puissance de référence (Le Jannic and Petitjean, 2010). De plus, les discussions avec experts ont permis de définir

que cette distribution était transposable du cas Français d'où elle est issue, au cas européen (Maupu, 2010).

Les discussions avec des experts de l'éolien (Maupu, 2010; Siebert, 2011) ont en outre permis de définir des distributions pour les paramètres de durée de vie et de disponibilité, tous deux suivant des lois normales tronquées centrées sur 20 ans et 95% respectivement, avec un écart type de 3 ans et 1%.

Les données sur la distribution du facteur de charge ont été fournies par EDF Energies Nouvelles (Nessi, 2012). Celles-ci sont issues de 28 parcs éoliens terrestres représentant une puissance totale de 410,2 MW sur les 2 dernières années. Dans ce travail, il a été fait hypothèse, en accord avec les experts éoliens EDF et Mines ParisTech, de considérer que la distribution de probabilité des facteurs de charge obtenue grâce aux données EDF EN en France était assimilable à la distribution pour la caractérisation Europe que nous visons.

Finalement, les facteurs de caractérisation utilisés sont ceux de l'IPCC, pour deux dates de publications des facteurs, 2001 (Houghton and Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group I., 2001) et 2007 (Bernstein et al., 2008), pour trois horizons de temps différents, 20, 100, 500 ans (voir annexes de la publications ES&T)

La synthèse de la caractérisation des paramètres est présentée dans le Tableau 3 :

Parameter	Type of variability	[Value range] and unit	Distribution for the case study	Reference
Foundation, Tower Rotor, Nacelle mass [1]	Technological and methodological	3 scaling models related to the nominal power: NREL, ETH and this study	Equiprobability between the 3 models	Technical survey (see support material) NREL report (Fingersh et al., 2006) ETH (Caduff et al., 2012)
Load Factor [2]	Geographical and technological	[0,10;0,58]	Data provided by EDF Energie Nouvelle on a sample of 28 wind parks representing a total power of 410.2 MW	EDF EN (French electricity provider) (Nessi, 2012)
Nominal Power (P) [3]	Technological and temporal	[500;3000] kW	As a function of the installed WT in France	See support material, from www.suivi-eolien.fr (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2011)
LifeTime [4]	Technological	[10;30] years	Normal distribution with mean = 20y and SD = 3y	(Maupu, 2010; Siebert, 2011)
Availability [5]	Technological and geographical	[90,100] %	Normal distribution with mean = 95% and SD = 1%	(Maupu, 2010; Siebert, 2011)
Nacelle material distribution [6]	Technological	22 distribution types %	Equiprobability between the different distributions	(Caduff et al., 2012) (Hischier et al., 2009; Lieberman, 2003; Wang and Sun, 2012)
Rotor material distribution [7]	Technological	22 distribution types %	Equiprobability between the different distributions	(Caduff et al., 2012) (Hischier et al., 2009; Lieberman, 2003; Wang and Sun, 2012)
Tower height [8]	Technological	Value from the scaling model related to the nominal power extended with a $\pm 30\%$ min max interval	Equiprobability	Technical survey (see support material)
Characterization Factors [9]	Methodological	20,100 or 500y/(year 2001 or year2007) kg CO ₂ eq/kg substance	Equiprobability	IPCC(Bernstein et al., 2008; Houghton and Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group I., 2001)

Tableau 3 Caractérisation des paramètres du modèle de référence pour la filière éolienne terrestre en Europe, d'après (Padey et al., 2013b)

La mise en place du modèle de référence, permet ensuite de définir une matrice de scénarii représentant l'échantillon de systèmes étudiés par simulation Monte Carlo. Chaque scénario se compose donc d'une éolienne de masse donnée, d'une hauteur de mât, d'une répartition de matériaux pour la nacelle et pour le rotor, d'une durée de vie, d'une implantation, d'un facteur de charge, d'une base de données d'ICV (ici une constante ecoinvent) et d'un mode de calcul des facteurs de caractérisation pour calculer les performances carbone.

En utilisant cette matrice de scénarii retranscrivant un ensemble de systèmes appartenant à la filière à étudier, il est ensuite possible à partir du modèle de référence, de fournir le profil des performances carbone de l'échantillon étudié et donc *in fine* de la filière considérée. La Figure 31 présente ce profil, issu du modèle de référence. Celui-ci est ensuite comparé au profil fourni par la littérature (IPCC, 2011). L'échantillon étudié est de 15'000 scénarii, issus des simulations Monte Carlo, Figure 31 :

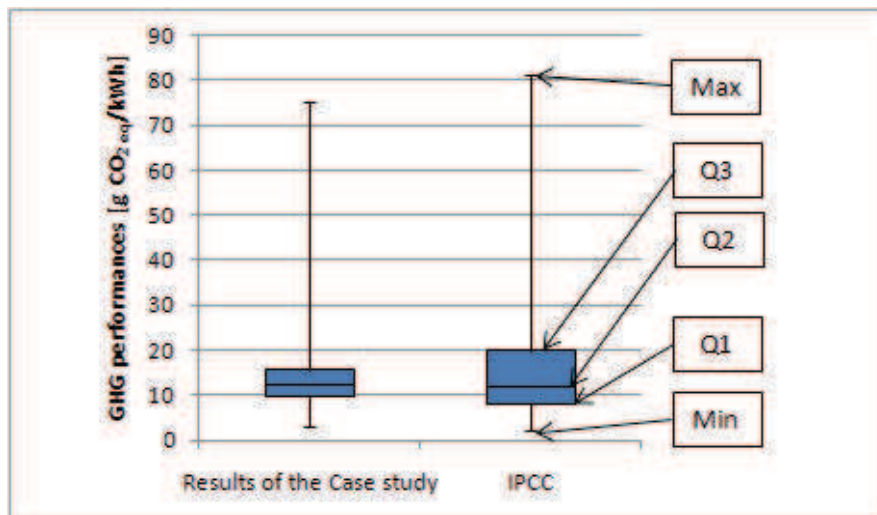


Figure 31 Distribution des performances carbone des systèmes étudiés (à gauche), comparé avec la distribution des impacts de la revue de littérature du SRREN, d'après (Padey et al., 2013b)

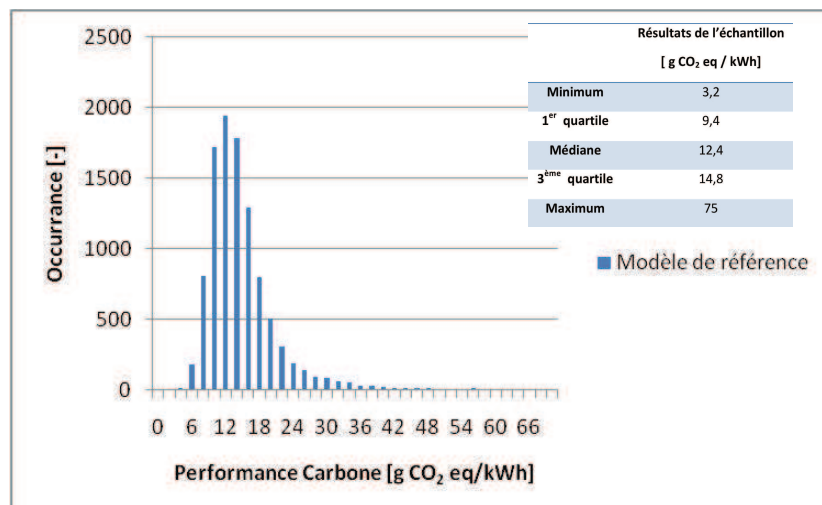


Tableau 4 et Figure 32 Profil des performances carbone de l'échantillon étudié correspondant à la filière éolienne en Europe, d'après (Padey et al., 2013b)

Les résultats de l'échantillon de systèmes sont cohérents avec ceux observés dans la littérature, Tableau 4 et Figure 32. Ils varient d'un facteur 25, du minimum au maximum, mais ont 50% de leurs valeurs comprises entre 9,4 et 14,8 g CO₂ équivalent /kWh. Toutefois, ici, nous ne pouvons parler que de cohérence des résultats entre la littérature et ceux du modèle de référence. En effet, ceux-ci ne couvrent pas le même champ d'étude que celui de la revue de littérature, utilisée pour la comparaison (IPCC, 2011). Celle-ci s'est attachée à recenser l'ensemble des ACV publiées dans la littérature sur les éoliennes, avec des critères de sélection sur la transparence comme ceux définis dans le Tableau 1. Cette revue de littérature n'a pas fixé de restrictions technologiques, méthodologiques, géographiques et temporelles comme nous l'avons fait dans l'étape 1 de ce cas d'application : elle couvre donc, un échantillon de systèmes plus hétérogène que celui étudié ici.

De fait, bien que les résultats soient sensiblement similaires, l'écart interquartile des performances carbone de notre étude est plus restreint que celui de la revue de littérature. Par ailleurs la valeur maximale est 10% inférieure dans notre cas. Ceci s'explique par une caractérisation des paramètres plus restreinte que celle de la littérature, qui, n'offre ni restriction technologique, ni restriction géographique, ni restriction méthodologique.

L'application du modèle de référence à la matrice de scénarii, autrement dit, la mise en place d'un modèle paramétré stochastique, permet donc d'avoir accès au profil de distribution des performances carbone de la filière éolienne terrestre en Europe, Tableau 4 et Figure 32. Ce profil montre que les impacts sont assez faibles, systématiquement inférieurs à ceux des revues de littérature des filières utilisant des énergies fossiles comme combustible (Weisser, 2007).

Par contre, dans le cas de la comparaison avec d'autres énergies renouvelables et avec la filière électro-nucléaire, tout comme dans le cas des revues de littérature et des modèles paramétrés, les intervalles se recourent.

L'application de l'analyse globale de sensibilité et de la décomposition de la variance totale en somme de variances induites par chaque paramètre et leurs combinaisons permettra ensuite de définir les modèles simplifiés qui permettront de représenter cette variabilité totale en fonction des paramètres principaux.

3.1.5 Etape 3 – Identification des paramètres principaux de la filière éolienne terrestre européenne

La décomposition de la variance et le calcul des indices de Sobol permettent donc d'attribuer la variance totale des performances carbone à chaque paramètre et leurs combinaisons, Figure 33. Ici, nous présentons les résultats d'ordre 1, et les indices totaux voir chapitre 2.

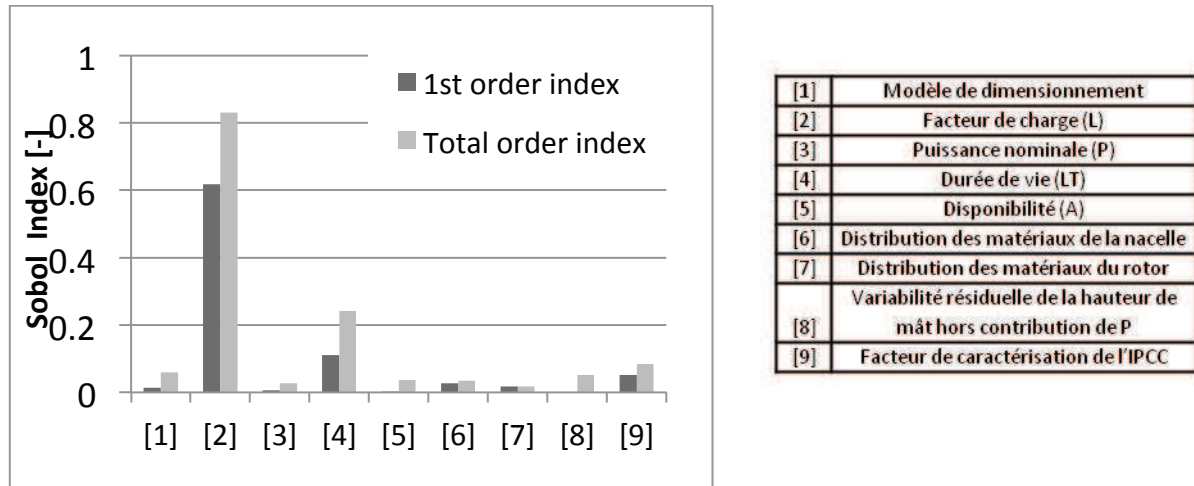


Figure 33 Identification des paramètres clés de la filière éolienne terrestre européenne, d'après (Padey et al., 2013b)

Pour l'échantillon considéré, le calcul des indices de Sobol, Figure 33, montre une très large importance du facteur de charge sur la variabilité des performances carbone (l'indice d'ordre 1 relatif au facteur de charge est de 62 %). La durée de vie est le deuxième paramètre, représentant 11 % de la variabilité totale (pour l'indice d'ordre 1). Ainsi, en sélectionnant ces deux paramètres, il est possible d'expliquer 73 % de la variabilité du modèle (représentatif du scénario Européen). Les autres paramètres n'ont qu'une influence faible.

L'indice de Sobol lié à la puissance nominale des systèmes étudiés n'est pas important (5%). Ceci s'explique par la distribution des puissances éoliennes installées, essentiellement centrée sur 2 MW, Figure 30. Ainsi, il est important de mettre en perspective les résultats de la décomposition de la variance avec la caractérisation des paramètres de l'étape 2, afin d'expliquer pourquoi les paramètres intuitivement considérés comme clés ne le sont quantitativement pas.

Les indices totaux confirment que le facteur de charge et la durée de vie sont les paramètres induisant le plus de variabilité. Les indices totaux pour les autres paramètres confirment que ceux-ci n'induisent que peu de variance selon le modèle de référence adopté. Les paramètres sélectionnés comme clés sont donc le facteur de charge et la durée de vie.

Ceci valide la sélection des paramètres clés que nous avons intuitivement identifiés lors des premiers travaux de thèse, voir annexe 1, (Padey et al., 2012c). En effet, dans ce document, à partir d'une analyse de sensibilité sur 17 éoliennes faisant varier les paramètres un à un séparément, nous avons identifié la vitesse de vent (qui influençait directement la production d'électricité) et la durée de vie comme les paramètres les plus importants de la filière éolienne.

3.1.6 Etape 4 – Génération du modèle simplifié

Le modèle simplifié va donc être défini en fonction du facteur de charge et de la durée de vie. Comme précisé dans la définition de l'étape 4 de la méthodologie (cf. chapitre 2), la forme du modèle simplifié est conditionnée par celle du modèle de référence, équation 22. Le facteur de charge n'intervient qu'au dénominateur de l'équation du modèle de référence calculant les performances carbone, la durée de vie elle, intervient au dénominateur et au numérateur (le schéma de maintenance présuppose 15% de remplacement des matériaux de la nacelle et une pale en fonction de la durée de vie, donc les impacts sont fonction de ce paramètre). De fait, la forme de l'équation simplifiée de calcul des performances carbone que nous retenons est celle de l'équation 26 :

$$\text{Performances carbone } \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \frac{A+B.LT}{L.LT}, \quad \text{Eq. 26}$$

Où A et B sont les coefficients à définir.

Un calcul de régression sur le plan d'expérience, c'est-à-dire la matrice des 15'000 scénarii et les résultats associés, permet donc d'obtenir l'équation paramétrique de calcul de la valeur médiane des performances carbone de la filière éolienne terrestre en Europe avec un R^2 de 0,899 (Equation 27), confirmant la bonne adéquation du modèle simplifié avec les résultats du modèle de référence:

$$\text{Performances carbone } \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \frac{55.1653+0.28.LT}{L.LT}, \quad R^2=0,899, \quad \text{Eq. 27}$$

Nous discuterons ultérieurement dans ce document, l'influence du choix de la forme du modèle. Pour le moment, le cadre méthodologique lui fixe une forme implicite car conditionnée par le modèle de référence.

La Figure 34 représente, en fixant un des deux paramètres à une constante, ici la durée de vie des systèmes à 20 ans, la variabilité de l'autre paramètre (ici le facteur de charge) selon une représentation par quatre courbes : minimum, 1^{er} quartile, 3^{ème} quartile et maximum :

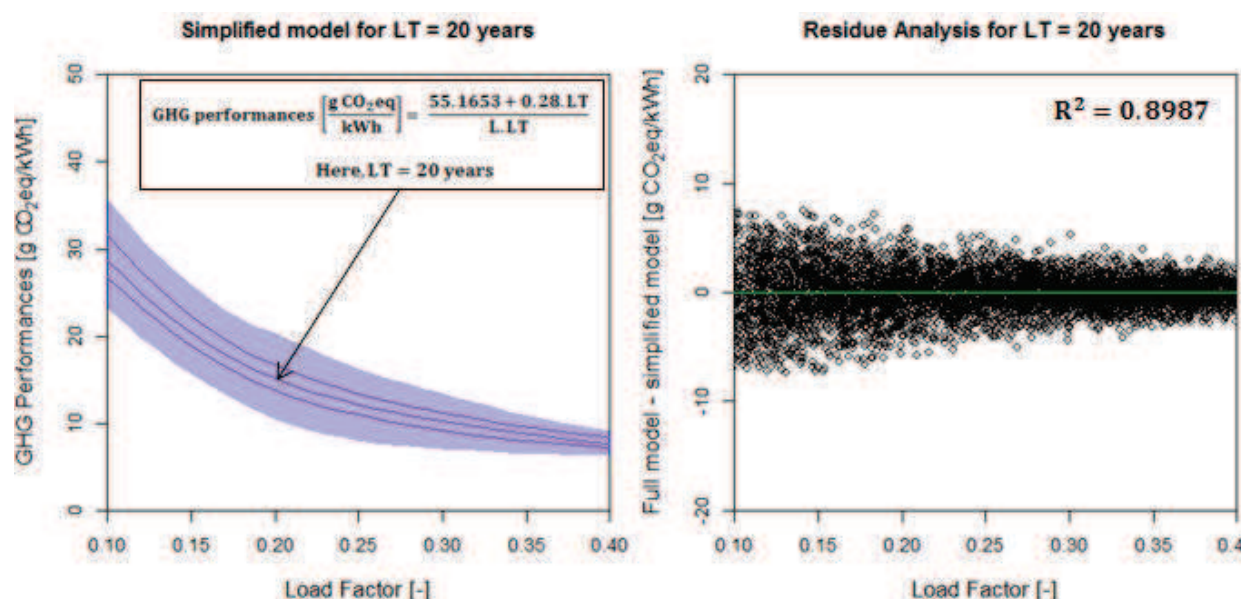


Figure 34 Modèle simplifié et analyse des résidus pour une durée de vie des systèmes de 20 ans, d'après (Padey et al., 2013b)

L'utilisation de l'équation 27 permet donc d'estimer les performances carbone, au moyen uniquement de deux paramètres. Toutefois, les autres paramètres, bien que « non-clefs » au sens de notre approche, induisent bel et bien de la variabilité sur les performances carbone.

La représentation en deux dimensions du modèle simplifié, avec la variabilité des paramètres non clefs nécessite, pour plus de clarté, de fixer l'un des deux paramètres (ici la durée de vie) à une valeur donnée, ici 20 ans. Dans les annexes de la publication ES&T (annexe 5), d'autres courbes pour d'autres durées de vie sont présentées.

Finalement, l'analyse des résidus montre que le modèle simplifié approxime de manière satisfaisante les performances carbone de l'échantillon par rapport aux résultats du modèle de référence. Le coefficient de détermination R^2 de 0,899 le confirme.

3.1.7 Etape 5 – Caractérisation du domaine de validité du modèle par comparaison de ses résultats avec la littérature

Les résultats du modèle simplifié sont ensuite comparés à ceux de la littérature. Pour cela, deux articles ont été aléatoirement sélectionnés parmi les publications scientifiques dans des journaux à facteurs d'impacts. En première application du cadre méthodologique, cette caractérisation du domaine de validité est jugée suffisante. Dans le second cas d'application, nous augmenterons le nombre de publication et pourrons ainsi discuter cette étape de la méthodologie. De ces deux articles ont été extraits les paramètres généraux des systèmes étudiés ainsi que les performances carbone, Tableau 5. L'équation paramétrée du modèle simplifié est ensuite utilisée avec les paramètres adéquats (en italique) des publications :

		[A], [B] (Guezuraga et al., 2012)	[C], [D], [E], [F] (Ardente et al., 2008)
Facteur de charge (L)	<i>[%]</i>	20,8 / 34.1	17,9 / 19 / 20,6 / 25,7
Durée de vie (LT)	<i>[a]</i>	20	20
Puissance nominale (P)	[kW]	1800 / 2000	660
Type de système	[-]	Sans boîte de vitesse / avec boîte de vitesse	Avec boîte de vitesse
Performances carbone	[g CO ₂ eq/kWh]	8,82 / 9.73	15,7 / 14,8 / 13,7 / 10,9
Performances carbone modèle simplifié	[g CO ₂ eq/kWh]	14,66 / 9,49	16,8/15,9/14,8/12,1

Tableau 5 Résultats et paramètres des articles sélectionnés pour la comparaison entre le modèle simplifié et la littérature

Les résultats de la littérature sont également positionnés sur le graphique du modèle simplifié afin de les positionner dans l'intervalle complet de variation du modèle, Figure 35 :

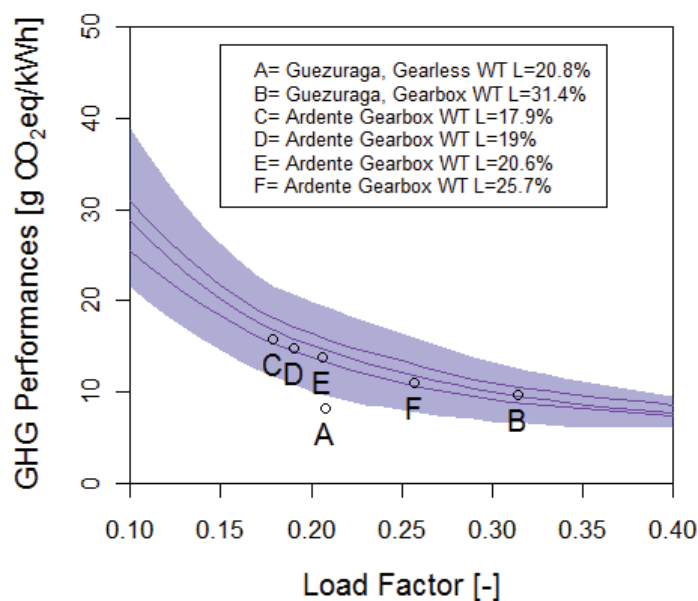


Figure 35 Positionnement des résultats de la littérature par rapport au modèle simplifié, d'après (Padey et al., 2013b)

Hormis pour le système [A], les résultats du modèle simplifié sont en bonne adéquation avec ceux de la littérature. En moyenne, le modèle simplifié fournit des résultats de performances carbone 6 % supérieur aux publications de la littérature (Tableau 5). La Figure 35 montre que les résultats de la littérature se situent à l'intérieur de l'intervalle interquartile. Le modèle paramétré fournit donc une bonne estimation des performances carbone des systèmes éoliens terrestres en Europe, pour les technologies à boîte de vitesse. Cette estimation est obtenue uniquement à partir des deux paramètres clefs, permettant donc un accès rapide à cette information environnementale.

Le modèle simplifié permet donc l'accès à l'estimation des performances carbone pour les systèmes éoliens terrestres à boîte de vitesse en Europe. La mise en place de cette approche permet également de représenter le profil de variabilité totale des impacts d'une filière en fonction de ses paramètres clefs. De cette manière, il est possible d'identifier les situations à favoriser pour chaque filière afin de minimiser des impacts.

Dans le cas de l'étude de deux filières différentes, les modèles paramétrés permettront donc de mettre en évidence, les configurations où l'une a des résultats d'impacts environnementaux inférieurs à l'autre et celles où au contraire, les deux filières sont en compétition.

Les résultats du modèle simplifié ne sont cependant pas satisfaisant dans le cas de l'éolienne [A] de la littérature. En effet, le modèle simplifié a des résultats supérieurs de 66 %. Toutefois, comme précisé dans le Tableau 5, l'éolienne étudiée dans la littérature est un système sans boîte de vitesse. Les impacts de ce type de technologie semble donc inférieurs aux impacts de éoliennes à boîte de vitesse, du fait de leur design nécessitant moins de matériaux ou des matériaux impliquant des impacts plus faible.

Cette alternative technologique n'a pas été prise en compte dans la mise en place du modèle de référence. Le modèle simplifié n'est donc valide que pour les systèmes à partir duquel il a été défini, c'est-à-dire les systèmes possédant effectivement une boîte de vitesse. La prise en compte de cette alternative technologique est possible, elle nécessite d'identifier les modèles de

dimensionnement de ces systèmes, les répartitions de matériaux caractéristiques et toute autre spécificité de ce type de systèmes. Pour appréhender cette technologie, un dixième paramètre devrait être considéré, comportant le choix sur la technologie. Le modèle de référence devrait notamment prendre en compte les dépendances entre ce nouveau paramètre et les paramètres associés (par exemple la répartition des matériaux ou le modèle de dimensionnement).

La définition du modèle de référence apparaît donc comme un processus itératif, fonction du degré de détail ambitionné par l'étude, de l'accès aux données et des objectifs du travail.

3.1.8 Changement de catégorie d'impact : Ressource primaire non renouvelable

La mise en place d'un modèle simplifié estimant les performances environnementales pour d'autres catégories d'impacts est réalisable simplement, du fait de la construction du modèle de référence. Celui-ci permet dans un premier temps de dimensionner et de caractériser les systèmes. Puis ces informations sont couplées avec des données d'inventaire d'émissions et extractions issues de bases de données (ici ecoinvent, mais la substitution serait aisée, par l'aspect séquentiel de la méthodologie amenant au calcul des impacts). Finalement, l'inventaire du système est ensuite converti en indicateur d'impact par le biais de facteurs de caractérisation (dans le cas des performances carbone, ceux-ci étaient ceux publiés par l'IPCC).

Dans le cas présent, nous avons substitué les facteurs de caractérisation de l'IPCC, Figure 29, par ceux liés à la consommation en énergie primaire non renouvelable fournis dans la méthode d'impact « Impact 2002 + », (Jolliet et al., 2003). Ici, nous avons fixé ces facteurs de caractérisation, ils ne varient plus, à la différence du cas sur des performances carbone, où ceux-ci variaient. L'identification des paramètres clefs a ensuite été réalisée, Figure 36 :

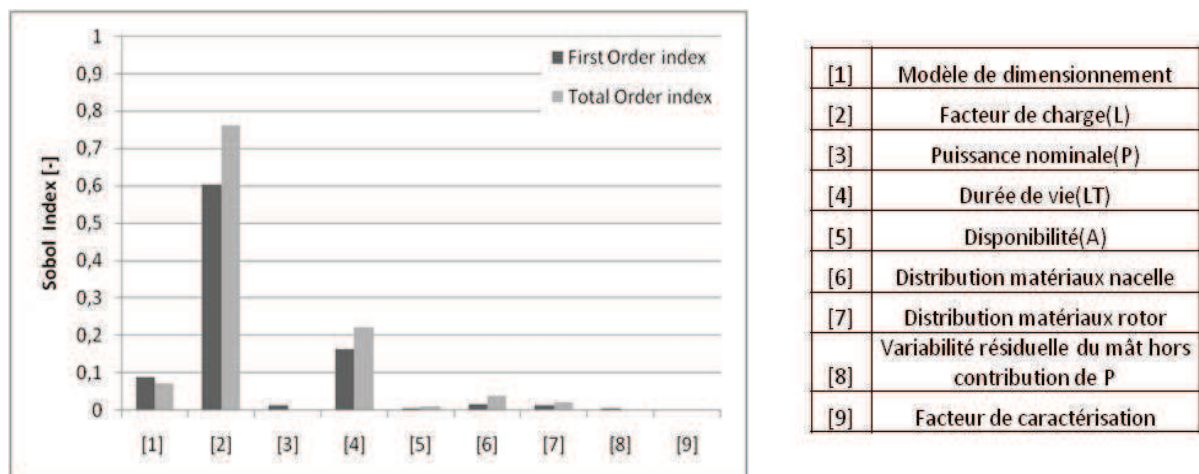


Figure 36 Identification des paramètres clefs de la filière éolienne terrestre européenne pour la catégorie d'impact énergie primaire non renouvelable

L'analyse globale de sensibilité et la décomposition de la variance dans le cas de l'énergie primaire non renouvelable permettent d'identifier les mêmes paramètres clefs que dans le cas de la catégorie d'impact liée au changement climatique. Les parts de variance expliquées par le facteur de charge et la durée de vie sont comparables dans les deux calculs des indices de Sobol, ici 0,60 et 0,15 en premier ordre respectivement.

Les valeurs des indices ne sont pas identiques car d’une part dans le cas de l’énergie primaire non renouvelable, le paramètre [9] (choix des facteurs de caractérisation) est constant, donc son indice de Sobol est nul. D’autre part, les indices présentés sont des estimateurs, issus de simulations numériques, ils ne sont pas calculés littéralement. Il est possible de définir des intervalles de confiance pour les indices de Sobol, toutefois, nous n’avons pas inclus cette analyse dans le travail de doctorat, nous prenons uniquement la valeur médiane sur 10 estimations des indices de Sobol pour 15'000 tirages.

Les deux paramètres principaux sont donc toujours la durée de vie et le facteur de charge. Le profil de l’équation paramétrique est identique à celui présenté dans l’équation 28:

$$\text{Energie primaire non renouvelable} \left[\frac{\text{MJ}_p}{\text{kWh}} \right] = \frac{8.8.10^{-1} + 2.9.10^{-4}.LT}{LLT} R^2=0,8987, \text{ Eq. 28}$$

De la même manière, il est possible de représenter le modèle simplifié graphiquement, en représentant l’influence des autres paramètres, non identifiés comme clefs, mais induisant de la variabilité, Figure 37 :

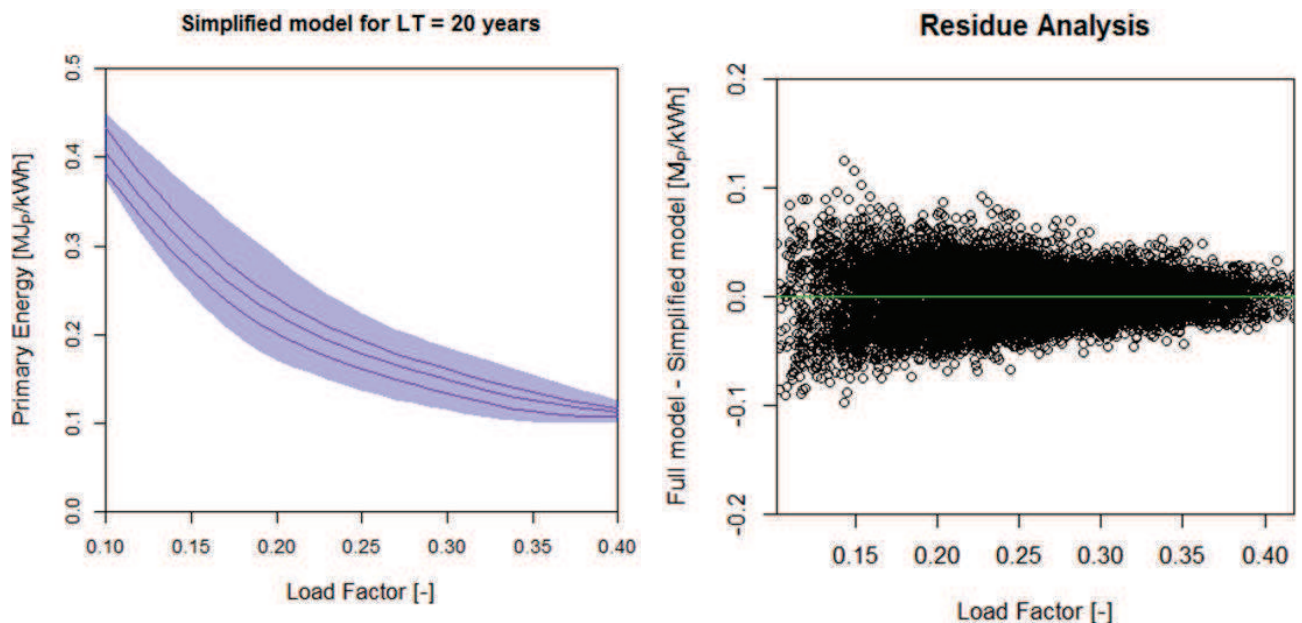


Figure 37 Modèle simplifié et analyse des résidus pour une durée de vie des systèmes de 20 ans

Avec les mêmes deux paramètres il est possible d’estimer les performances carbone et la consommation en énergie primaire non renouvelable des systèmes éoliens terrestres avec boîte de vitesse en Europe. L’analyse des résidus et le coefficient de détermination confirment une bonne adéquation des résultats du modèle simplifié avec ceux du modèle de référence.

Synthèse et discussion sur le cas d'application de l'éolien terrestre

L'application du cadre méthodologique défini dans ce travail de recherche a permis de définir effectivement un modèle simplifié de calcul des performances carbone de l'éolien terrestre en Europe. Il a été également possible de définir un modèle pour estimer les performances environnementales liées à la consommation en énergie primaire non renouvelable de la filière éolienne terrestre en Europe. Dans le cas de cette filière, les deux modèles simplifiés ont été construits à partir des mêmes paramètres clefs.

Ces modèles simplifiés permettent donc d'accéder plus rapidement à l'information environnementale d'une filière et plus spécifiquement à celui des systèmes qui la composent. Exprimés en fonction des paramètres clefs, les résultats d'ACV présentent des intervalles de performances environnementales restreints, les rendant plus conclusifs que l'utilisation des résultats d'une revue de littérature. Par rapport à une méta-ACV, le modèle simplifié couvre une large palette de configurations. Il ne se restreint également pas à une configuration donnée mais est ajustable à de multiples configurations, connaissant uniquement les deux paramètres clefs.

Finalement, par rapport aux modèles paramétrés, ils sont plus simples d'utilisation car nécessitant une connaissance moins approfondie des systèmes (pour l'utilisateur du modèle simplifié), et permettent de considérer un ensemble de systèmes constituant tout ou partie d'une filière tout en fournissant un profil général de distribution des performances environnementales de la filière étudiée.

Toutefois, l'application du cadre méthodologique a permis d'identifier des points sensibles relatifs à la mise en place du modèle de référence et l'identification des paramètres clefs qu'il faut mentionner. Ceux-ci seront étudiés plus en détails dans le chapitre quatre de ce document.

- Mise en place du modèle de référence

- 1- *Indépendance des paramètres* : le modèle de référence implique la définition d'un modèle explicite de cycle de vie et d'un modèle de calcul des impacts environnementaux qui permettent ensuite de calculer les impacts sur un large échantillon de systèmes (à partir d'une matrice de scénarii). Ceci sera ensuite utilisé pour calculer les indices de Sobol et identifier les paramètres clefs. Toutefois, cette décomposition de la variance nécessite de garantir l'indépendance des paramètres, pour pouvoir appointer correctement la variance totale aux paramètres. Dans l'étape 2 du cadre méthodologique, il est donc nécessaire d'identifier les dépendances possibles et, le cas échéant, d'exprimer explicitement ces dépendances comme cela a été le cas entre la puissance nominale et la masse des composants des éoliennes.
- 2- *Accès aux données* : les paramètres du modèle de référence doivent être caractérisés selon les objectifs fixés dans l'étape 1 du cadre méthodologique. Cette caractérisation nécessite l'accès à une grande quantité de données qui sont difficiles à obtenir. L'application du cadre méthodologique n'est donc possible que grâce à une étroite collaboration entre professionnels du secteur étudié, industriels et éventuellement politiques.

- Identification des paramètres clefs

3- Choix des paramètres clefs : dans le cas de l'éolien terrestre, deux paramètres ont été identifiés comme clefs. Ceux-ci expliquent, en ordre 1, plus de 70% de la variance des performances environnementales. Il a été décidé que le critère de sélection des paramètres clefs ne devait pas être fixé arbitrairement dans la méthodologie, afin de laisser le choix du niveau de simplification aux personnes appliquant la méthodologie. En effet, il aurait été possible de ne sélectionner qu'un seul paramètre clef, le facteur de charge, le modèle simplifié aurait donc été certes encore plus simple car nécessitant un paramètre de moins. Cependant, pour une valeur de facteur de charge donné, l'intervalle du minimum au maximum tel que présenté dans la Figure 35 et la Figure 37 aurait été plus important car incluant la variabilité liée à la durée de vie, le coefficient de détermination de la régression, R^2 aurait également été plus petit. Cette discussion sera illustrée plus en détail dans le chapitre 4. Toutefois, il apparaît clairement que :

⇒ **Le choix des paramètres clefs revient donc à faire un choix entre la simplicité et la précision.**

4- Paramètres clefs et catégories d'impacts : Dans le cas de l'éolien terrestre en Europe, les deux mêmes paramètres ont été identifiés comme clefs pour les deux catégories d'impacts environnementaux. Cependant, il serait théoriquement possible d'identifier des paramètres clefs différents, dans ce cas, la mise en place d'une approche multicritère est donc plus complexe. Ce constat reste le même dans le cas d'une ACV détaillée, qui conclut parfois à des contributions des paramètres en fonction des catégories d'impact. Des travaux scientifiques concernant les corrélations des catégories d'impacts ont été publiés (Lasvaux, 2010). Ne faisant pas partie des objectifs de ce travail, nous n'étudierons donc pas cet aspect.

3.2 -Application aux systèmes photovoltaïques résidentiels

3.2.1 But du cas d'étude

La méthodologie a été appliquée, dans un premier temps, à la filière de l'éolien terrestre en Europe. Ce cas d'étude avait pour but d'illustrer l'applicabilité du cadre méthodologique. La simplification a été réalisée à partir d'un modèle de référence comportant 9 paramètres indépendants.

Le cas d'étude relatif à la filière photovoltaïque permettra donc de discuter l'applicabilité de la méthodologie à un modèle de référence plus complexe, c'est à dire prenant en compte plus de paramètres, permettant ainsi une modélisation plus détaillée des systèmes. Dans ce cas d'application, nous allons en effet prendre en compte les origines de fabrication des différentes étapes amenant à la production des modules PV. Ces origines induisent notamment une influence sur le bouquet électrique employé pour la fabrication des modules ainsi que sur la distance de transport. Par ailleurs, les quatre différentes classes de modules PV, silicium mono cristallin, silicium poly cristallin, et les technologies couches minces telles que le CdTe (Tellure de Cadmium) et le CIS (Cuivre Indium Sélénium) seront étudiées. Ces quatre technologies de modules représentent la plus grande part du marché PV mondiale, les technologies couches minces faisant parties des nouvelles technologies prometteuses car moins nécessitant moins d'étapes de fabrication et consommant moins d'énergie.

Finalement, l'application à ce deuxième cas d'étude PV permettra de discuter les avantages et limites de l'approche proposée, dans le chapitre suivant.

3.2.2 Introduction

Les installations photovoltaïques résidentielles ($\leq 3\text{kWc}$) ont connu une forte croissance au cours des dernières années, en particulier grâce à la mise en place d'incitations fiscales telles que les crédits d'impôts (en France) et des tarifs de rachat pour l'électricité produite.

L'IPCC a publié une revue de littérature des contenus carbone des diverses filières de production d'électricité. Le graphique de Figure 38 présente les résultats de cette revue de littérature, sous forme de diagramme à moustache pour la filière PV:

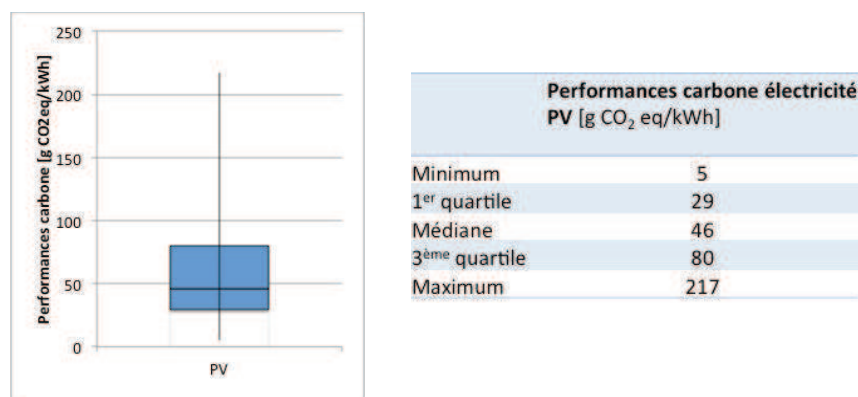


Figure 38 Variabilité des contenus carbone de l'électricité PV (source : IPCC 2011)

Le contenu carbone de la littérature varie ainsi de 5 à 217 g CO₂eq/kWh, la médiane se situant à 46 g CO₂eq/kWh. Cette variabilité des résultats s'explique par une variabilité méthodologique (des choix de modélisation, inhérents à la pratique de l'ACV bases de données, méthode de calcul des impacts...), mais aussi par une variabilité géographique (inhérent au système

PV lui-même, qui est probablement dépendant notamment de son lieu d'installation) et finalement par une variabilité technologique (inhérent aux types de modules, rendements...).

3.2.3 Etape 1 - Définition des objectifs et du cadre de l'étude

L'objectif de cette étude est de fournir un modèle simplifié permettant d'estimer les contenus carbone des systèmes composant la filière PV résidentielle. Le secteur résidentiel correspond à des systèmes d'une puissance inférieure ou égale à 3kW crête. Dans un premier temps, les différentes technologies, silicium mono cristallin, silicium poly cristallin, CdTe (Tellure de Cadmium) et CIS (Cuivre Indium Sélénium) seront étudiées séparément.

Les filières considérées sont maintenant caractérisées selon les 4 critères fixés dans la méthodologie :

- Technologique : Nous nous intéressons aux quatre technologies existantes de modules, aux systèmes résidentiels actuels, installés en toiture. Les pertes réseaux sont exclues du cadre de l'étude,
- Géographique : L'étude est focalisée sur des systèmes installés en France,
- Temporelle : Les systèmes étudiés correspondent aux technologies actuelles ou installées récemment. Aucune données prospectives ne sont considérées. Toutefois, dans le cas de l'étude sur la technologie couche mince CdTe, les installations résidentielles n'existent pas. Nous étudierons donc des systèmes fictifs utilisant ces modules,
- Méthodologique : le logiciel Simapro est utilisé, associé à la base de données ecoinvent V2.2 et aux facteurs de caractérisation de l'IPCC (2001 et 2007, 20, 100, 500 ans).

3.2.4 Etape 2 : Mise en place du modèle de référence

L'équation générale du modèle de référence permettant d'estimer les performances carbone des systèmes photovoltaïques a été définie comme suit :

$$\text{Performance carbone PV} = \frac{\text{Impact}_{\text{systeme}}}{\text{Production}_{\text{électrique}}} \text{ Eq. 29}$$

Les performances carbone sont exprimées en g CO₂ eq/kWh, les impacts du système en g CO₂ eq et la production électrique en kWh.

De manière simplifiée, la production électrique se calcule comme suit :

$$\text{Production}_{\text{électrique}} = \eta \cdot OR \cdot PR \cdot S \cdot Irr \cdot LT \cdot Pertes \text{ Eq. 30}$$

Où η est le rendement des panneaux PV, OR un facteur lié à l'orientation du système (inclinaison de la toiture et orientation par rapport au sud), PR est le ratio de performance (caractérisant le rendement total du système PV), S la superficie du module (dépendant de la puissance crête du système), Irr est l'irradiation sur site, LT la durée de vie et $Pertes$ un facteur tenant compte de la perte d'efficacité des modules en fonction de leur âge (ici constant dans le temps).

L'équation générale du modèle de référence a été introduite dans l'équation 29. A partir de cette équation, nous allons maintenant mettre en place le modèle de référence. Celui-ci correspond à la définition d'un modèle paramétré stochastique permettant de générer les performances

environnementales d'un grand nombre de systèmes PV en toiture composant la filière étudiée (tel que présenté dans la Figure 21).

Comme décrit formellement dans la méthodologie, ce modèle est décomposé en trois sous-ensembles, un **modèle explicite de cycle de vie** (décrivant les systèmes) associé à une base de données d'ICV (permettant de quantifier l'inventaire des émissions et extractions des systèmes), une caractérisation des paramètres (intervalles et distributions de probabilités) représentant la variabilité de la filière étudiée et un **modèle de calcul des impacts environnementaux** (permettant de calculer les performances environnementales des systèmes). Nous allons maintenant définir ces trois sous-ensembles.

Etude préliminaire : Identification des sources possibles de variabilité

Dans un premier temps, il est donc nécessaire de réaliser un repérage des sources de variabilité existantes pour l'électricité PV résidentielle. Pour ce faire, nous allons analyser les inventaires de la base de données ecoinvent V 2.2 avec les facteurs de caractérisation 2007 de l'IPCC pour un horizon de temps de 100 ans. Nous nous intéresserons aux systèmes PV cristallins (poly ou mono-Si), aux couches minces (CIS ou CdTe) et à deux types d'installation, surimposés et intégrés au bâti. Ces systèmes représentent aujourd'hui la plupart des installations résidentielles existantes.

La Figure 39 présente les résultats de performances carbone pour la base de données ecoinvent V2.2 :

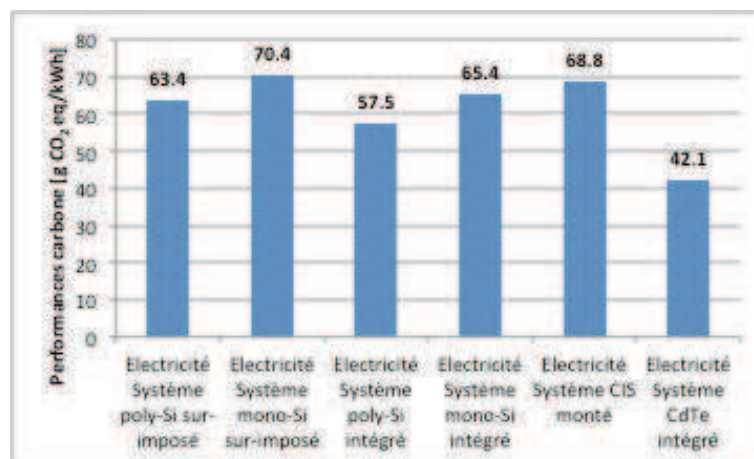


Figure 39 Performances carbone des inventaires ecoinvent V2.2 pour les systèmes résidentiels (3 kWc)

Pour des mêmes conditions d'installations, les 6 systèmes présentent un écart maximum de 40%. La technologie couche mince à base de CdTe a des impacts *a priori* notablement inférieurs à ceux des autres technologies. Hormis celle-ci, les écarts entre les technologies est d'au plus 17.5%. Ceux-ci sont dus aux différentes technologies utilisées puisque les paramètres géographiques et méthodologiques sont identiques pour les six systèmes.

Nous nous intéresserons ultérieurement plus en détail aux sources possibles de variabilité liées aux impacts de fabrication des systèmes PV, c'est-à-dire au numérateur de l'équation 29.

Dans un premier temps, nous allons étudier les sources de variabilité liées à la production électrique (équation 30). La base de données ecoinvent propose un inventaire avec des conditions moyennes pour la Suisse, fixées :

- PR = 83%
- LT= 30 ans
- Irradiation= 1117 kWh/m².a (horizontal)
- Rendement Poly-Si / Mono-Si / CIS / CdTe = 13,2% / 14% / 10,7 % / 9 %

En faisant varier chacun de ces paramètres séparément (« approche one-factor-at-a-time », OAT), nous obtenons les résultats de la Figure 40 :

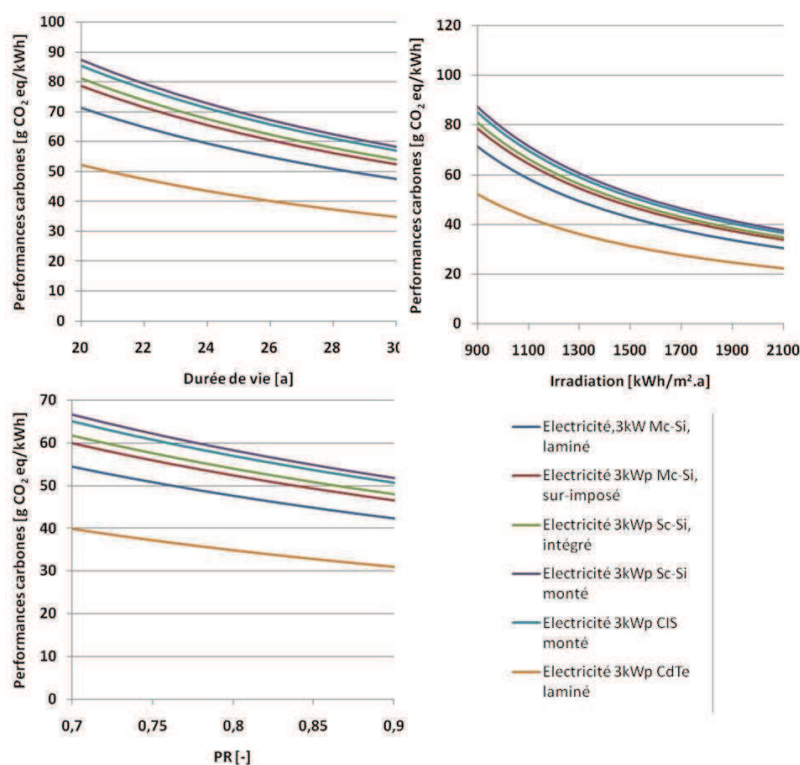


Figure 40 Variabilité des performances carbone liée à trois paramètres de la production électrique des systèmes PV

Les résultats varient fortement en fonction de l'irradiation, de la durée de vie et du ratio de performance. Les résultats peuvent ainsi varier d'un facteur 3 lorsque l'irradiation varie selon les bornes min/max observées en Europe. Cependant, les résultats de l'approche OAT ne permettent pas d'étudier l'influence conjointe des paramètres, ni de considérer quelles valeurs de paramètres sont les plus probables (distribution de probabilité des paramètres). Par ailleurs l'analyse réalisée à partir de la Figure 40 ne permet pas de quantifier quel paramètre induit le plus de variabilité, puisque chaque paramètre varie séparément.

La variabilité des paramètres influençant la production électrique devra donc être considérée dans le modèle de référence.

Pour la définition du modèle de référence, dans un second temps, il est nécessaire de considérer toutes les sources de variabilité pouvant influencer les impacts environnementaux de la fabrication

des systèmes PV. Le schéma de la chaîne de procédé permettant la fabrication des systèmes couches minces, est le suivant, Figure 41 :

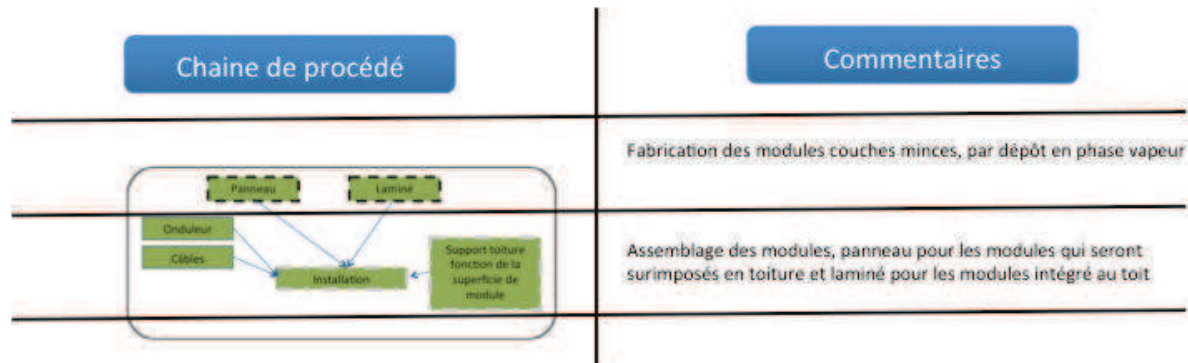


Figure 41 Processus de fabrication des systèmes photovoltaïques couche mince (d'après ecoinvent)

Le processus de fabrication des systèmes photovoltaïques à base de silicium cristallin est décrit dans le schéma de la Figure 42 :

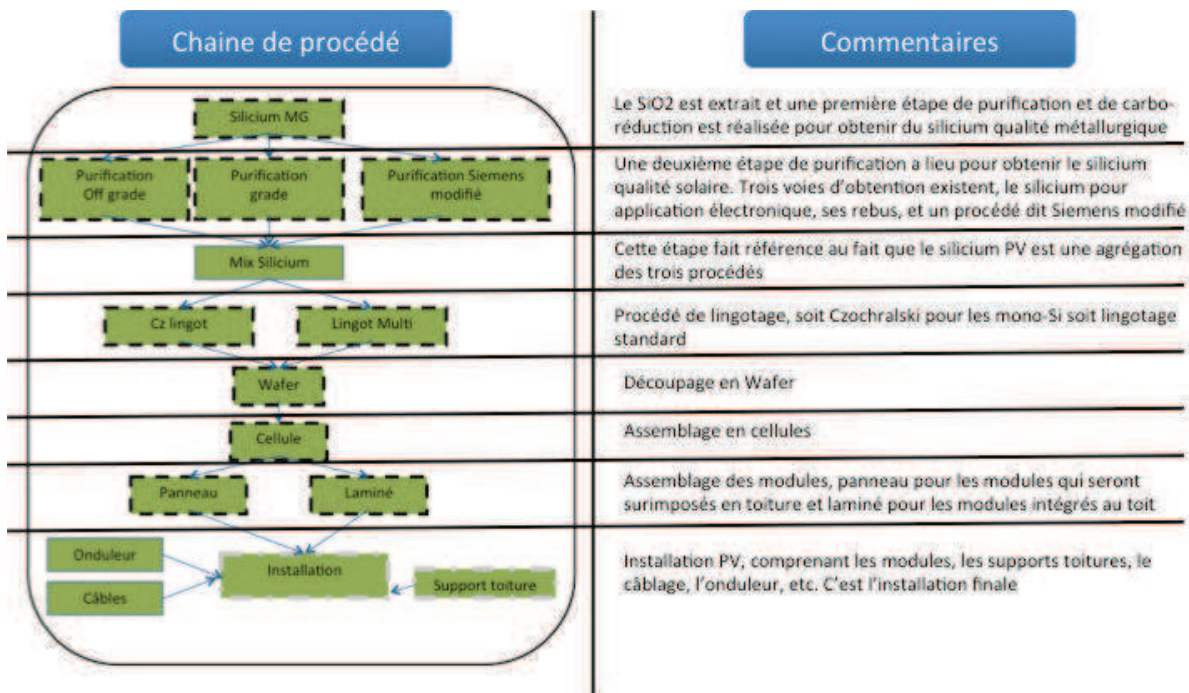


Figure 42 Processus de fabrication des systèmes photovoltaïques à base de Si cristallin (d'après ecoinvent)

Le processus de fabrication des systèmes utilisant des couches minces nécessite moins d'étapes car les modules sont directement construits par la déposition des matériaux semi-conducteurs, alors que les systèmes à base de silicium cristallins nécessitent des étapes de purification et de préparation des wafers.

Pour chaque étape de fabrication d'un système PV, nous allons donc étudier l'origine des impacts afin d'identifier quels sont les paramètres susceptibles d'induire la plus grande variabilité sur le contenu carbone des systèmes PV. Ces paramètres devront donc être considérés dans le modèle que nous allons développer dans le cadre de la méthodologie.

Les contributions aux impacts des composants des installations PV de 3kWc (support, onduleur, modules...), telles que décrites dans la base de données ecoinvent, sont présentées dans la Figure 43, les facteurs de caractérisation sont ceux de l'IPCC 2007 100ans :

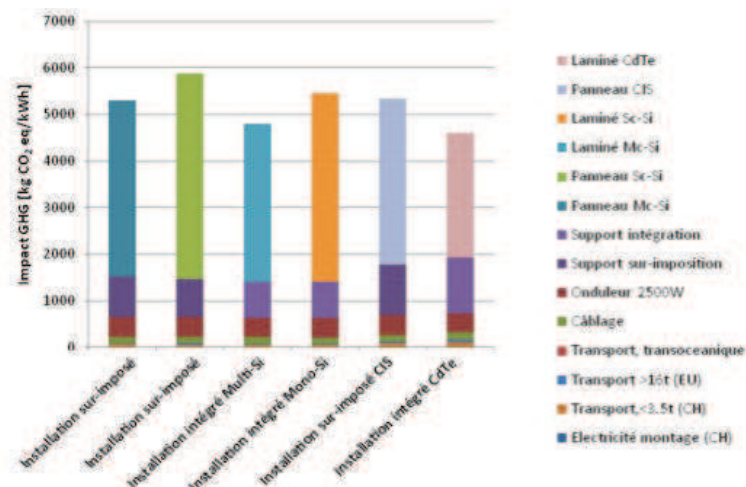


Figure 43 Contribution des composants des systèmes PV sur les Impacts sur le changement climatique, d'après ecoinvent

La majorité des impacts des systèmes PV provient des modules utilisés (entre 70 et 75% du total). Bien que certains processus bien qu'important puissent ne varier que faiblement, les variabilités liées aux matériaux utilisés, à la fabrication de ces modules ainsi qu'aux étapes en amont de la fabrication doivent donc être considérées.

La contribution aux impacts des composants des modules est présentée dans la Figure 44:

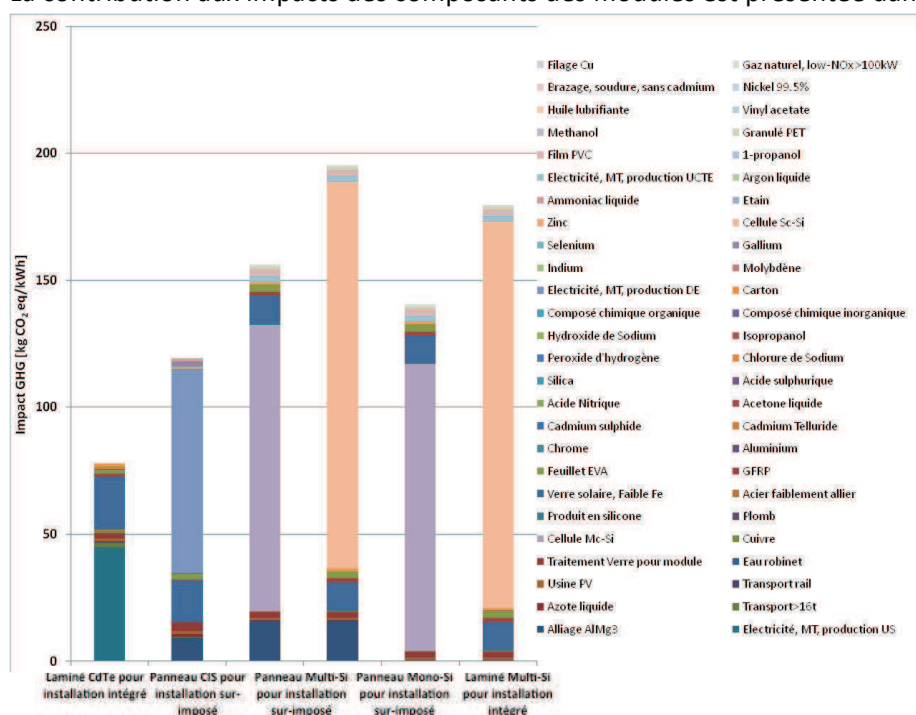


Figure 44 Origine des impacts des modules PV (pour 1m²), d'après ecoinvent

Dans le cas des systèmes couches minces, les impacts proviennent directement de l'électricité nécessaire à la fabrication des modules. En effet, la chaîne de fabrication de ce type de module est plus courte et nécessite moins d'étapes intermédiaires que pour le cas du silicium

cristallin. Dans le cadre de notre modèle, nous considérerons donc la variabilité liée à l'électricité de fabrication.

Dans le cas des systèmes cristallins, les impacts proviennent en grande partie de la fabrication des cellules PV (70 à 75% des impacts). Le verre (pour les laminés et les panneaux) et l'alliage d'aluminium (uniquement dans le cas des panneaux) utilisés pour la fabrication sont les second et troisième principaux contributeurs (7 et 10% respectivement). Dans le cadre de notre modèle, nous considérerons donc la variabilité liée à la production des cellules. La variabilité sur l'électricité utilisée (bouquet employé) sera également considérée, car bien que n'étant pas dans les premiers contributeurs, l'information a été mise à disposition.

À la différence des systèmes couches minces, pour les systèmes cristallins, il est nécessaire de remonter plus en amont dans la chaîne de fabrication en analysant la répartition des impacts CO₂ des cellules (poly et mono-Si) par sous-processus. Les résultats sont présentés dans la Figure 45:

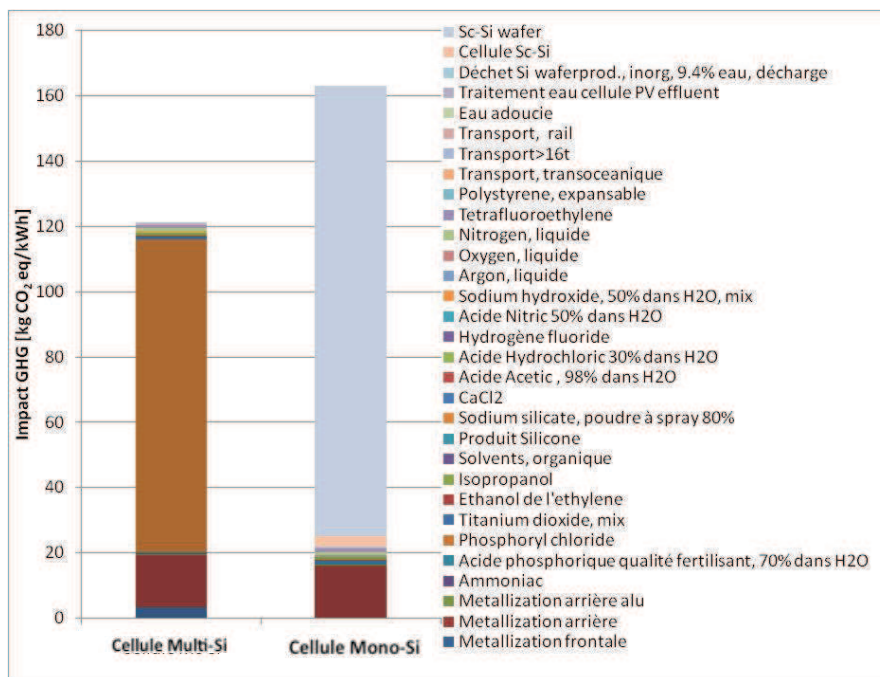


Figure 45 Origine des impacts des cellules PV (pour 1m²), d'après ecoinvent

La majorité des impacts provient de la fabrication des wafers de silicium, le second poste d'impact étant l'électricité employée pour cette étape du cycle de vie des modules PV. Dans le cadre du modèle, nous allons donc considérer les impacts de la fabrication des cellules ainsi que du mix électrique employé dans cette étape.

La répartition des impacts CO₂ des wafers (poly et mono-Si) par sous-processus est présentée dans la Figure 46:

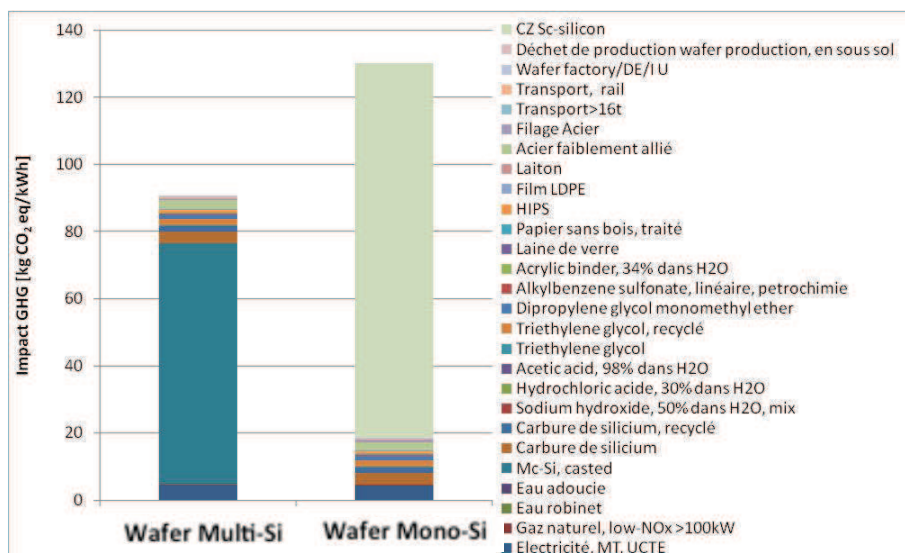


Figure 46 Répartition des impacts de la fabrication de wafer, d'après ecoinvent

Entre 79 et 86% des impacts proviennent de la fabrication des lingots de silicium (poly et mono-Si). L'électricité liée à cette étape est la 2^{ème} source des impacts, représentant 3 à 5% des émissions équivalents CO₂. Ces deux processus seront donc considérés lors de la mise en place du modèle de référence.

La répartition de l'origine des impacts CO₂ pour la fabrication des lingots de silicium est présentée dans la Figure 47:

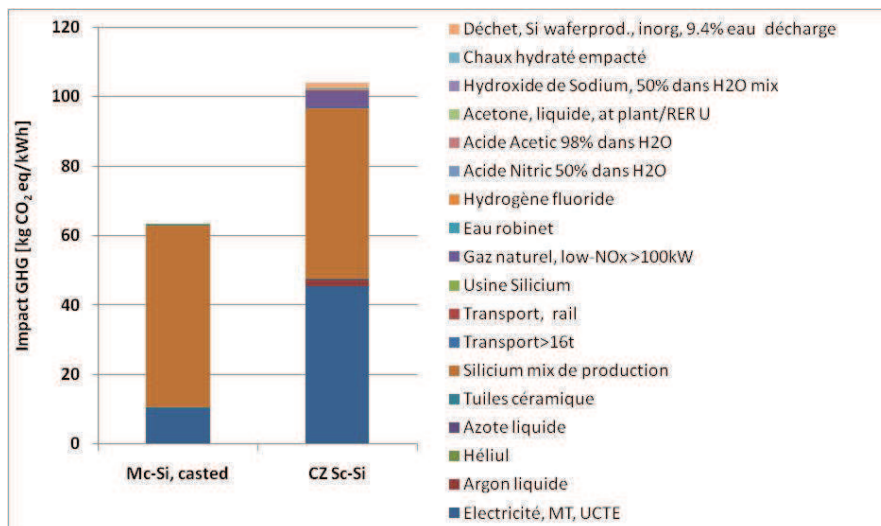


Figure 47 Répartition des impacts pour la fabrication des lingots de Si (poly ou mono), d'après ecoinvent

Pour le poly et le mono-Si, les impacts proviennent en majorité du silicium qualité solaire employé dans la fabrication des lingots (et du mix des moyens de production employé pour obtenir le silicium de qualité solaire). Encore une fois, l'électricité employée dans cette étape est la seconde source d'impact. Ces deux éléments sont donc à considérer dans le modèle de référence.

L'origine des impacts liés à la fabrication de silicium de qualité solaire est présentée dans la Figure 48 pour les trois procédés existants :

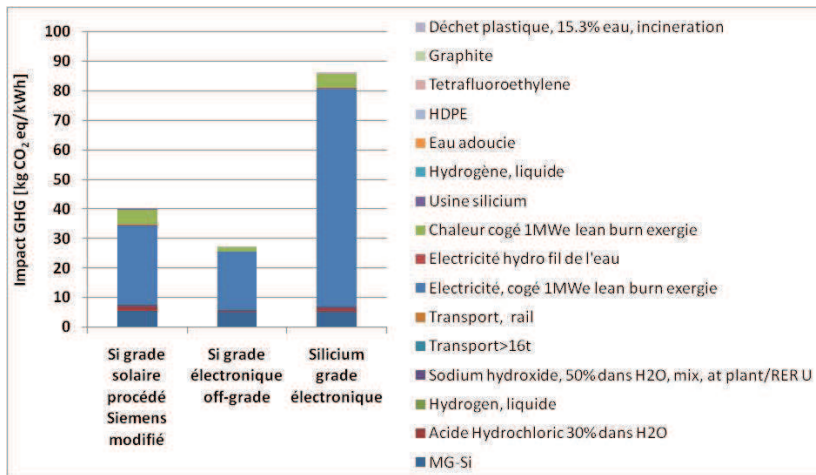


Figure 48 Purification du silicium qualité solaire, d'après ecoinvent

Les impacts environnementaux du silicium qualité solaire proviennent essentiellement de l'énergie employée pour les 3 procédés de fabrication existants (procédés de purification Siemens modifiés, rebut de l'industrie électronique ou silicium issu de cette même industrie). L'énergie consommée est modélisée majoritairement par cogénération (mais aussi par hydro-électricité au fil de l'eau) dans ecoinvent. Cette hypothèse n'est pas vérifiée pour toute la filière de production de silicium cristallin, aussi, la variabilité associée à l'utilisation de différents mix électriques sera étudiée dans le modèle de référence. Finalement, le silicium qualité métallurgique utilisé représente également une part significative (6 à 19%) des impacts sur le changement climatique. Ainsi, la variabilité liée à l'origine de l'énergie utilisée dans les processus de purification du silicium métallurgique ainsi que ce dernier seront à considérer dans la modélisation de référence.

Les impacts de la fabrication de silicium qualité métallurgique est présentée dans la Figure 49:

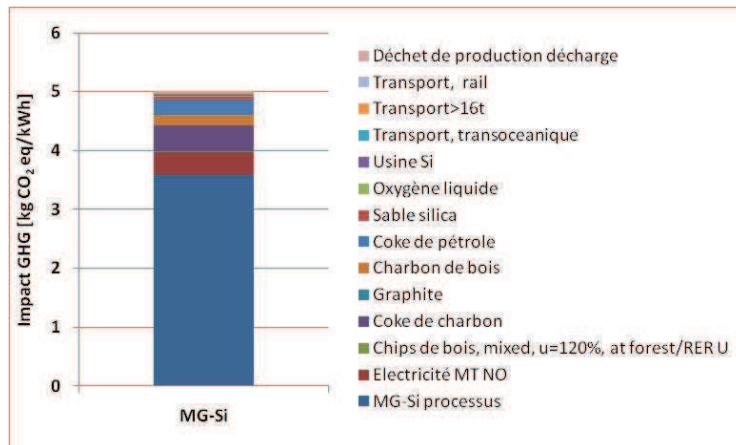


Figure 49 Origine des impacts pour la production de silicium qualité métallurgique, d'après ecoinvent

La majorité des impacts liés à la fabrication du silicium de qualité métallurgique provient du processus de purification du SiO₂ en Si appelé réduction carbo-thermique. Le CO₂ ainsi émis est défini par l'équation chimique de réduction et le rendement du réacteur. L'électricité associée à cette étape représente une faible part des impacts totaux, toutefois, l'influence de sa variabilité devra être considérée, puisque dans le cas de ecoinvent, c'est uniquement le mix norvégien (à majorité constitué d'hydro-électricité) qui est employé.

Etape 2 - Mise en place du modèle explicite de cycle de vie

L'étude de l'origine des impacts des systèmes PV a mis en évidence le besoin de considérer, dans le modèle de référence, les paramètres suivants, Tableau 6 :

	Nom du paramètre
Paramètres induisant de la variabilité sur les performances environnementales	La puissance des systèmes
	L'origine de l'électricité pour chaque processus de fabrication
	La quantité d'électricité pour chaque processus de fabrication
	Le rendement
	La surface de module
	Le ratio de performance
	Le facteur d'orientation
	L'irradiation
	La durée de vie
	La quantité de semi-conducteur (en particulier pour la technologie silicium)
	Le mix d'approvisionnement silicium (procédé Siemens rebut de l'industrie électronique ou issu directement de cette même industrie)
	La quantité de verre et de métal pour les modules
	Le type d'installation (intégré ou sur-imposé)
	Le facteur de pertes de production et transport (non présenté ci-avant mais identifié comme étant à considérer avec conseils d'experts (Versavel 2012))
Les facteurs de caractérisation permettant le calcul des impacts environnementaux sont en outre à considérer	
Le transport (non présentés ci-avant mais identifiés comme étant à considérer selon les conseils d'experts (E Sandre 2012))	

Tableau 6 Liste des paramètres identifiés comme induisant de la variabilité sur les performances environnementales de la filière PV

La quantité de données à collecter pour pouvoir mettre en place le modèle de référence du photovoltaïque est donc très importante et difficilement accessible. Aussi, au vu des informations accessibles concernant les paramètres, ceux-ci ont été classés en trois catégories, Tableau 7 :

Paramètres à caractériser et données accessibles
Paramètres à caractériser, mais données non disponibles (dans le cadre de l'étude)
Paramètres dépendants

Tableau 7 Classification des paramètres du modèle de référence PV

La classification adoptée met donc en évidence les dépendances des paramètres, qui devront être prises en compte dans la définition du modèle de référence.

En effet, le modèle de référence doit être composé de paramètres indépendants, afin de pouvoir quantifier les parts de variance dues à chaque paramètre et leurs combinaisons. L'analyse des différents systèmes permet d'identifier que la surface de l'installation est dépendante du rendement des modules et de la puissance crête de l'installation. De même, l'irradiation reçue par le module est fonction du facteur d'orientation, caractérisant son inclinaison par rapport à l'horizontale et son orientation par rapport au sud. Finalement, le bouquet énergétique pour la fabrication des sous-

processus et les distances de transport sont fonction du lieu de fabrication de chaque étape de la chaîne de procédés, aussi, les distances seront exprimées en fonction de ceux-ci.

Comme précisé ci-dessus, certains paramètres ont été identifiés comme induisant une probable variabilité, mais du fait du manque de données, nous n'avons pas pu les caractériser, de fait, ceux-ci seront maintenus à une valeur constante, qui pourra être modifiée avec l'accès à de nouvelles informations. Le caractère itératif du modèle de référence sera discuté ultérieurement dans ce manuscrit (chapitre 4).

La classification des paramètres induisant une variabilité des performances environnementales de la filière photovoltaïque est présentée dans le Tableau 8. Les modèles de références, eux, sont présentés dans la Figure 50 pour les filières à base de silicium cristallin et Figure 51 pour les filières couches minces.

	Silicium (16 paramètres)	Couche mince (9 paramètres)
Sélection de la technologie	Puissance	Puissance
	Panneau / laminé	Panneau / laminé
Paramètres de fabrication	Origine du Silicium MG	Origine du module (panneau ou laminé)
	Mix d'approvisionnement silicium	
	Origine du silicium qualité PV produit avec le procédé Siemens	
	Origine du lingot (mono cristallin issu du procédé Czochralski ou poly cristallin)	
	Epaisseur du wafer (quantité de silicium)	
	Origine du wafer	
	Distance de Transport	
	Mix électrique pour la fabrication	Distance de Transport
	Origine des cellules	Mix électrique pour la fabrication
	Origine du module (panneau ou laminé)	Quantité de verre et de métal pour les modules
	Quantité de verre et de métal pour les modules	
Quantité d'électricité pour chaque étape de fabrication	Quantité d'électricité pour chaque étape de fabrication	
Production électrique	Rendement des modules	Rendement des modules
	Localisation	Localisation
	Surface de module	Surface de module
	Irradiation	Irradiation
	Ratio de performance	Ratio de performance
	Durée de vie	Durée de vie
	Facteurs d'orientation et d'inclinaison	Facteurs d'orientation et d'inclinaison
Pertes	Pertes	
Méthode ACV	Choix des facteurs de caractérisation	Choix des facteurs de caractérisation

Tableau 8 Classification des paramètres retenus et à caractériser dans le cadre de la mise en place du modèle de référence (Technologie silicium et technologie couche mince)

Modèles simplifiés d'Analyse de Cycle de Vie : cadre méthodologique et applications aux filières de conversion d'énergie

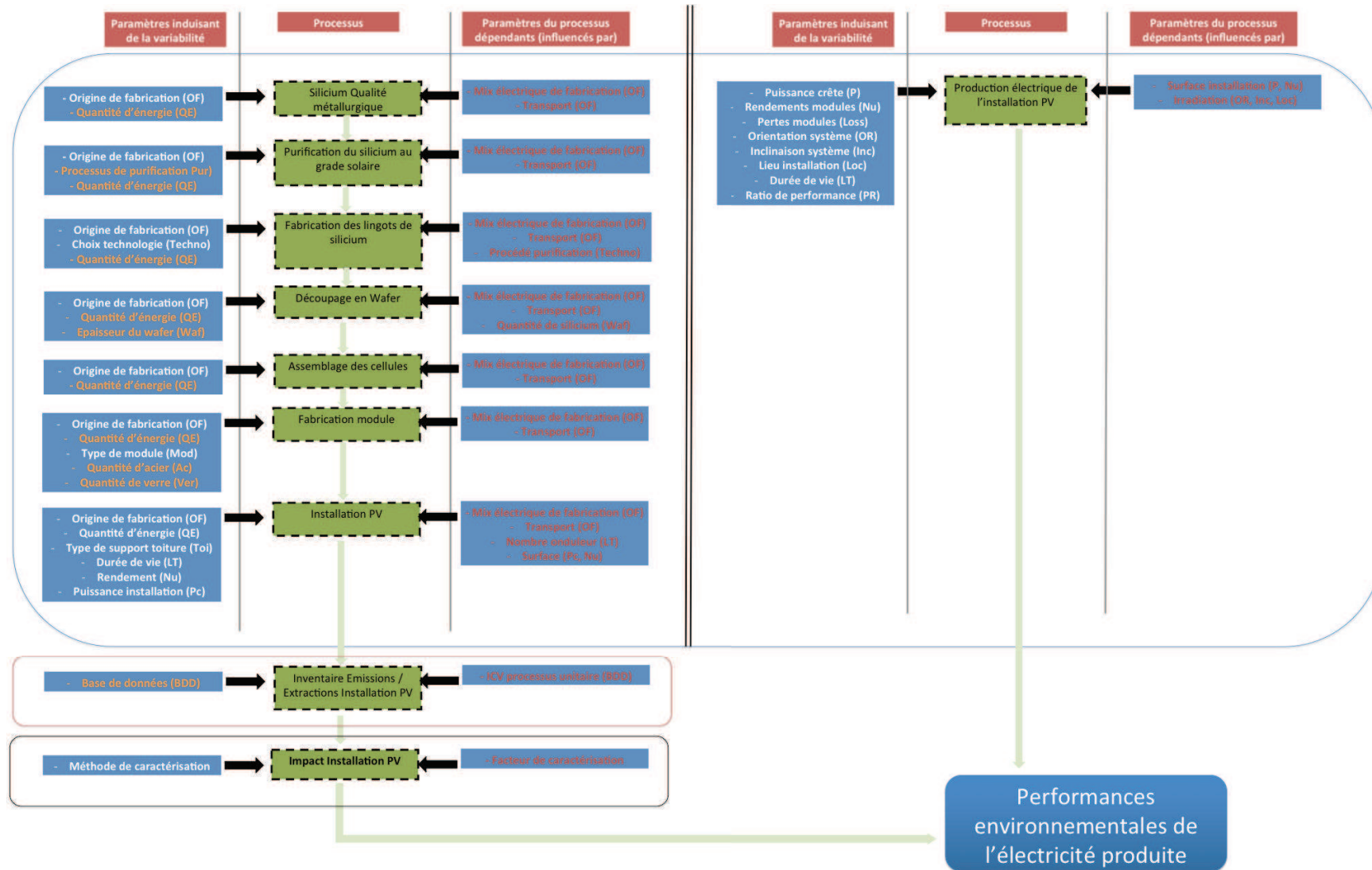


Figure 50 Modèle de référence pour les systèmes PV à base de silicium cristallin, la légende est spécifiée dans la Figure 51

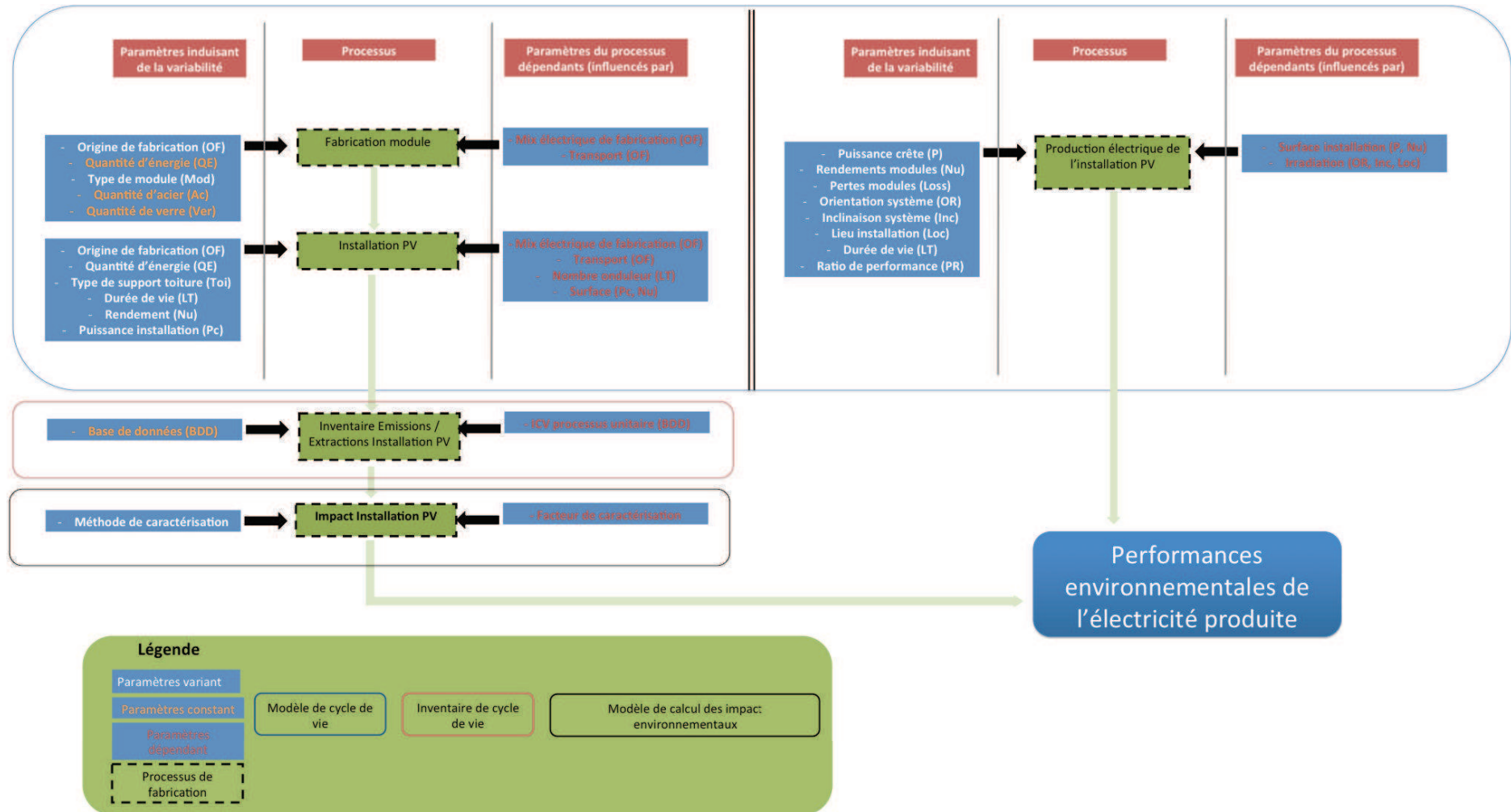


Figure 51 Modèle de référence pour les systèmes PV couches minces

Caractérisation des paramètres en fonction des objectifs de l'étape 1

Pour finaliser la mise en place du modèle de référence, la caractérisation des paramètres est effectuée en fonction des objectifs fixés dans la 1^{ère} étape de la méthodologie.

Les paramètres suivants ont été caractérisés à l'aide de discussion avec les experts EDF du photovoltaïque :

- **Pertes** (de productible): comprises entre 0,5 et 1 % par an suivant une loi uniforme (Sandre, 2012; Versavel, 2012)
- **Durée de vie** : entre 20 et 30 ans, suivant une loi triangulaire ayant pour maximum 25 ans (Sandre, 2012; Versavel, 2012)
 - o La durée de vie va également influencer le nombre d'onduleurs nécessaire sur le cycle de vie de l'installation. La durée de vie de l'onduleur est de 10 ans, donc, en fonction de celle de l'installation, le nombre d'onduleurs nécessaire sera ajusté.
- **Panneaux ou laminés (pour installation en sur-imposition toiture ou intégration au toit)** : par défaut équiprobabilité par manque de données (Sandre, 2012; Versavel, 2012)

Les origines de différentes phases de fabrication des modules ont été caractérisées comme suit, Figure 52 :

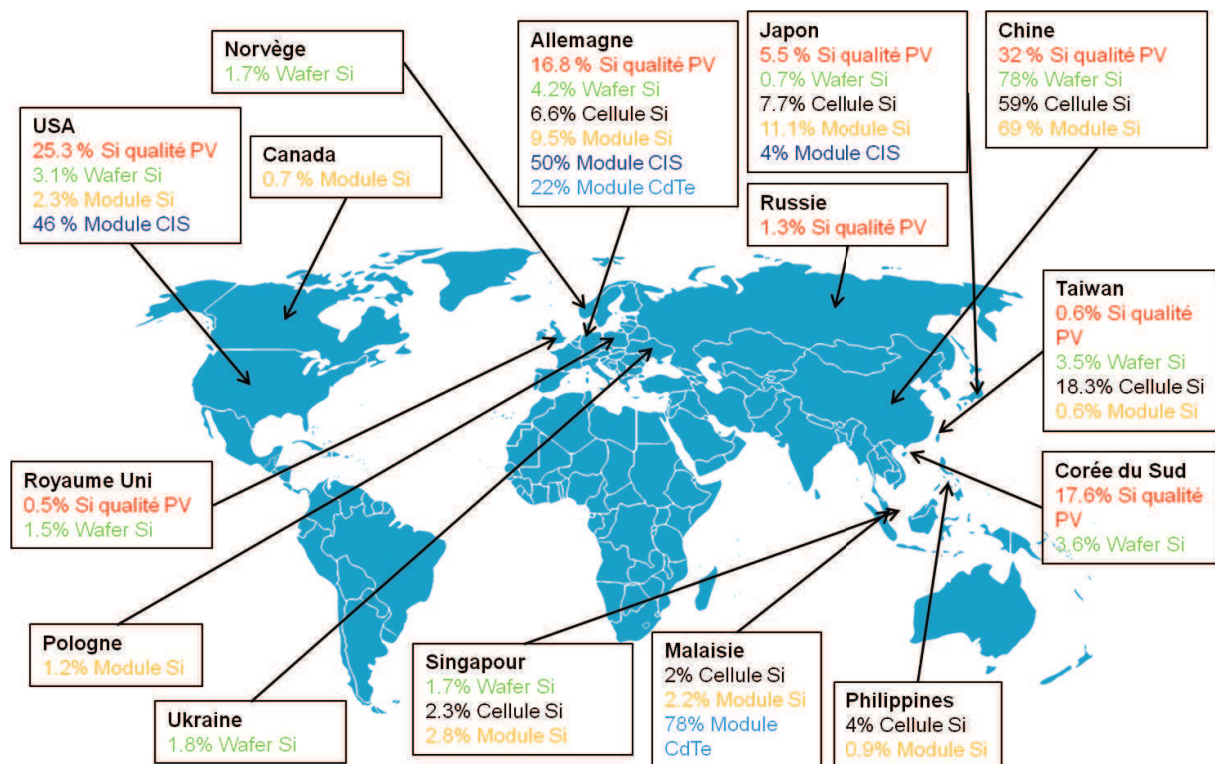


Figure 52 Caractérisation (au niveau mondial) des origines de fabrication des procédés de fabrication des modules (Dominguez-Ramos et al., 2010; Sandre, 2012)

La Figure 52 représente donc la répartition des origines de fabrication pour chaque processus permettant la production de modules PV (des 4 technologies considérées). Ainsi, par exemple le silicium qualité solaire est produit à 32 % en Chine, 16,8% en Allemagne, etc. L'ensemble des origines par sous-processus représente donc la distribution de probabilité permettant de caractériser ce paramètre dans le modèle de référence. C'est à partir de ces distributions que les simulations Monte

Carlo seront réalisées permettant la création des matrices de scénarii représentant les échantillons de systèmes pour les installations PV résidentielles, poly-Si, mono-Si, CdTe et CIS. Cette caractérisation est différente de celle employée dans la base de données d'ICV ecoinvent qui elle, dans sa version 2.2 ne considère qu'une seule origine de fabrication par sous-processus.

Pour les technologies à base de silicium cristallin, il n'a pas été possible d'obtenir des données plus détaillées que celles présentées dans la Figure 52. De fait nous avons fait l'hypothèse que les distributions de probabilités des origines des étapes de purification et de lingotages (par processus Czochralski pour le mono-Si ou par processus standard pour le poly-Si) suivaient la même caractérisation, ci-avant qualifiée de « silicium qualité PV ».

Dans le modèle de référence, et en accord avec l'expertise PV de EDF R&D (Sandre, 2012), il va être considéré que l'étape de purification du silicium qualité métallurgique en silicium de qualité solaire sera uniquement réalisée par le biais du procédé Siemens modifié et non des deux autres filières d'approvisionnement utilisées dans la base de donnée ecoinvent (E.Sandre, 2012).

Comme précédemment identifié, les origines de fabrication de chaque sous étape vont définir les distances de transport associées ainsi que les mix électriques employés (et donc par extension leurs impacts). Ainsi, pour chaque pays, le Tableau 9 présente les mix électriques employés pour les étapes de fabrications (IEA, 2013).

Pays	Charbon	Fioul	Gaz	Biomasse	Déchet	Hydro	Géoth.	PV	Eolien	Nucléaire
Canada	15,19%	1,38%	6,22%	1,09%	0,03%	60,33%	0,00%	0,02%	0,76%	14,99%
Chine	78,82%	0,45%	1,37%	0,06%	0,00%	16,66%	0,00%	0,01%	0,73%	1,90%
Allemagne	43,40%	1,63%	13,31%	4,38%	1,63%	4,17%	0,00%	1,11%	6,52%	22,77%
Japon	26,67%	8,74%	27,19%	1,34%	0,71%	7,84%	0,28%	0,26%	0,28%	26,70%
Malaisie	30,92%	2,00%	60,73%	0,00%	0,00%	6,35%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Norvège	0,07%	0,02%	3,19%	0,13%	0,08%	95,70%	0,00%	0,00%	0,74%	0,00%
Philippines	26,61%	8,69%	32,12%	0,00%	0,00%	15,81%	16,67%	0,00%	0,10%	0,00%
Pologne	88,78%	1,79%	3,16%	3,45%	0,16%	1,96%	0,00%	0,00%	0,71%	0,00%
Russie	16,54%	1,62%	47,28%	0,00%	0,26%	17,75%	0,05%	0,00%	0,00%	16,49%
Singapour	0,00%	18,80%	81,00%	0,00%	0,20%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Corée du Sud	45,95%	4,36%	15,46%	0,11%	0,04%	1,24%	0,00%	0,12%	0,15%	32,51%
Taiwan	53,87%	3,78%	19,35%	0,22%	1,26%	3,07%	0,00%	0,00%	0,34%	18,10%
Ukraine	36,53%	0,53%	8,10%	0,00%	0,00%	6,90%	0,00%	0,00%	0,02%	47,92%
Royaume Uni	28,22%	1,16%	44,05%	2,43%	0,88%	2,38%	0,00%	0,01%	2,48%	18,39%
USA	45,19%	1,20%	22,68%	1,19%	0,54%	7,12%	0,41%	0,04%	1,77%	19,82%

Tableau 9 Bouquet électrique par pays de fabrication (source IEA, 2013)

Lorsque la base de données ecoinvent possédait des inventaires correspondant aux centrales des pays à considérer, celles-ci ont été utilisées, dans le cas contraire, des moyennes des différentes centrales ont été utilisées. Les processus de fabrication des modules utilisent de l'électricité moyenne tension. Les pertes entre la production et la moyenne tension ont été caractérisées par le biais de la base de données de la Banque Mondiale (World Bank, 2013).

Les distances de transport maritime d'un pays à l'autre pour les différentes étapes de fabrication, ont été estimées à l'aide du calculateur de distance maritime PortWorld (PortWorld, 2013). Par hypothèse, des distances de transport, du port au centre du pays ont été estimées afin de prendre en compte une contribution du transport terrestre. Ces distances ont été réparties entre 80% de fret ferroviaire et 20% de transport en camion.

Le ratio de performance a été caractérisé à l'aide des statistiques publiées par (Leloux et al., 2012) pour la France. La distribution de ce paramètre est approximée par une distribution normale, centrée sur 0,78 avec un écart type de 0,07).

L'irradiation est un paramètre qui dépend de l'inclinaison des modules par rapport à l'horizontale, de son orientation par rapport au sud et de son lieu d'installation. Ces trois paramètres on pu être caractérisés à l'aide des informations d'une base de données collaborative BDPV en ligne, recensant plus de 11'000 installations sur le territoire (BDPV, 2013). A partir des informations latitudes, longitudes, inclinaisons et orientations de ces installations et de la base de données d'irradiation SoDa de Mines ParisTech (Blanc et al., 2011; SoDa, 2013), il a été possible de caractériser ce paramètre dans le cas de la France, Figure 53:

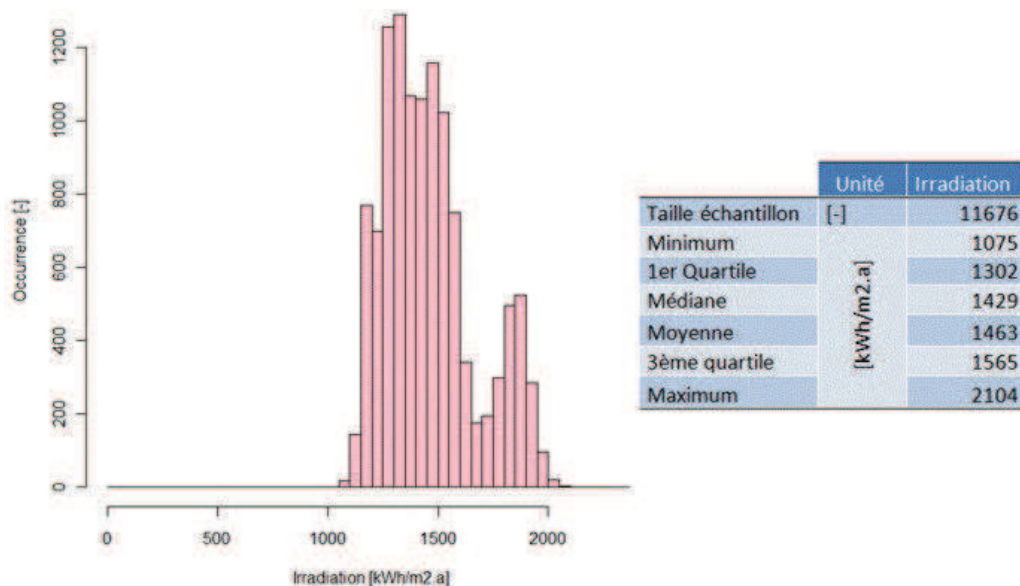


Figure 53 Caractérisation du paramètre irradiation pour le cas d'étude France, (BDPV, 2013)

De même, la puissance des installations a été caractérisée à l’aide de cette même base de données, Figure 54:

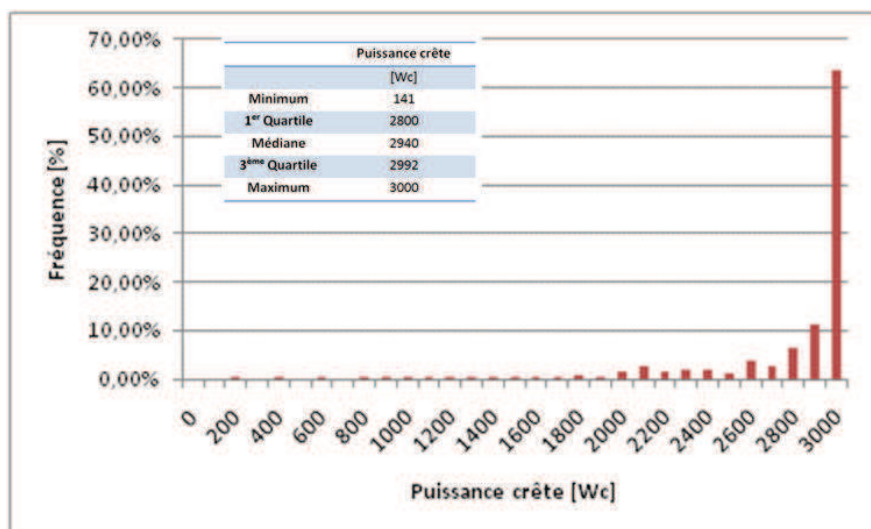


Figure 54 Caractérisation du paramètre puissance, (BDPV, 2013)

La caractérisation du rendement des technologies PV a été réalisée à l’aide de la base de données commerciale Possharp contenant plus de 12'000 rendements de modules, (Possharp, 2013), Tableau 10 et Figure 55 :

	Poly-Si	Mono-Si	CdTe	CIS
Minimum	7,10	7,19	8,68	8,00
1 ^{er} Quartile	12,24	12,32	9,03	9,30
Médiane	12,97	13,24	9,72	10,29
3 ^{ème} Quartile	13,67	13,97	12,28	11,35
Maximum	17,05	18,70	13,53	14,41

Tableau 10 Caractérisation du paramètre rendement (Possharp, 2013)

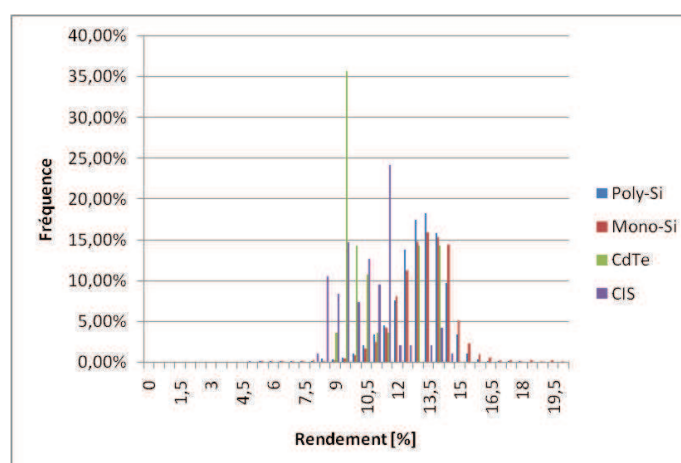


Figure 55 Distribution des rendements de modules PV en fonction de la technologie (Possharp, 2013)

Note : La puissance de l’installation et le rendement vont définir la surface de module nécessaire.

Finalement, la caractérisation de la variabilité des facteurs de caractérisation a été la même que celle employée dans le cas d'application sur l'éolien terrestre, équiprobabilité entre les deux dates de publication des facteurs de l'IPCC, 2001 (Houghton and Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group I., 2001) et 2007 (Bernstein et al., 2008), et pour trois horizons de temps différents : 20, 100, 500 ans (voir annexes de la publication ES&T, annexe 5).

Comme précisé dans le Tableau 7, les données de consommations énergétique pour chaque sous étape de fabrication des modules PV n'ont pas pu être caractérisées sous forme d'intervalles et de distributions de probabilité, par manque d'accès aux données constructeurs. De fait, par défaut, des données employées dans le modèle de référence vont être fixées à des valeurs constantes, issues de données ecoinvent ou de données EDF, Tableau 11:

Processus	Consommation	Unité	Source
Si MG	11,00	[kWh/kg]	ecoinvent
Si Siemens	165,00	[kWh/kg]	Avis d'expert EDF (E.Sandre, 2012)
Lingot Poly Si	30,00	[kWh/kg]	
Wafer Poly	31,60	[kWh/m ²]	
Cellule Poly Si	33,00	[kWh/m ²]	
Laminé Poly Si	9,00	[kWh/m ²]	
Panneau Poly Si	9,00	[kWh/m ²]	
Installation Poly	0,23	[kWh/installation]	ecoinvent
Cz Si	60,00	[kWh/kg]	Avis d'expert EDF (E.Sandre, 2012)
Wafer Mono Si	31,60	[kWh/m ²]	
Cell Mono Si	33,00	[kWh/m ²]	
Laminé Mono Si	9,00	[kWh/m ²]	
Panneau Mono Si	9,00	[kWh/m ²]	
Laminé CdTe	58,12	[kWh/m ²]	ecoinvent
Laminé CIS	122,4	[kWh/m ²]	
Installation Mono si	0,23	[kWh/installation]	

Tableau 11 Consommation électrique pour chaque sous étapes de fabrication des modules PV

Dans un premier temps et pour les mêmes raisons, la caractérisation de l'épaisseur des wafers pour les technologies cristallines n'a pas été possible. La valeur fixée par défaut est de 220 µm par wafer à laquelle il faut ajouter une épaisseur de découpe de 140 µm.

Le Tableau 12 synthétise la caractérisation des paramètres pour les technologies silicium et couches minces pour les paramètres variant décrits dans le Tableau 8 (paramètres en blanc) :

Nom du paramètre	Description	Unités	Caractérisation
Puissance crête	Mesure de la puissance nominale d'un système PV sous condition de laboratoire	[kWc]	Issu de la base de données BDPV, (BDPV, 2013)
Type d'installation	Choix du type d'installation, sur-imposé en toiture ou intégré	[-]	Discussion avec expert, 50 % sur-imposé, 50 % intégré, d'après (Sandre, 2012; Versavel, 2012)
Irradiation	Irradiation annuelle selon l'orientation et l'inclinaison des modules	[kWh/m ² .a]	Issu de la base de données BDPV, (BDPV, 2013)
Ratio de performance	Ratio tenant compte des pertes de l'onduleur d'ombrage et de connexion	[%]	Basé sur l'étude statistique de la base de données BDPV, (Leloux, <i>et al.</i> 2012)
Rendement des modules	Le rendement des modules est le ratio entre d'énergie solaire reçu par le module et énergie électrique convertie par ce même module	[%]	Données de la base de données commerciale PoSharp, (Posharp, 2013)
Durée de vie	Période de production de l'installation PV	[a]	Discussion avec expert, loi normal tronquée entre 20 et 30 ans centrée sur 25 ans et avec un écart-type de 2 ans, d'après (Sandre, 2012; Versavel, 2012)
Perte de production des modules	Facteur considérant les pertes de rendement des modules durant leur phase de production	[%/a]	[0,5; 1] distribution uniforme, d'après (Sandre, 2012; Versavel, 2012)
Epaisseur des wafers	Epaisseur des wafer de silicium et de la perte liée à la découpe	[µm]	Valeurs constantes 220 µm + découpe 140 µm, d'après (Sandre, 2012; Versavel, 2012)
Quantité d'énergie fabrications	Quantité d'énergie nécessaire à la réalisation des sous étape de fabrication des systèmes PV	[kWh]	Valeurs constantes, (E.Sandre, 2012)
Lieu de fabrication	Lieu de fabrication des modules, conditionnant le transport et le mix électrique de l'étape de fabrication	[-]	Données issus de discussions avec expert pour les technologies Silicium cristallines et pour les couches minces, (E.Sandre, 2012)
Facteur de caractérisation	Facteur permettant de convertir les flux d'inventaire contribuant à un même impact sur l'environnement en un flux commun	[g CO ₂ eq/kg de substance]	Equiprobabilité entre les facteurs de caractérisation de l'IPCC pour les deux dates de publication (2001 et 2007) et les 3 horizons de temps des impacts (20, 100, 500 ans), voir annexe 5

Tableau 12 Synthèse de la caractérisation des paramètres pour la mise en place du modèle de référence

Profil de performance environnementale de la filière étudiée et comparaison des résultats avec la littérature

La mise en place du modèle de référence permet de définir par simulations Monte Carlo une matrice de scénarii représentatifs de l'échantillon des systèmes correspondant à l'objectif (étape 1).

La matrice de scénarii, appliquée permet donc ensuite de simuler le profil de performances environnementales de la production électrique à partir des différentes technologies PV. L'échantillon étudié est constitué d'une combinaison de 20'000 scénarios par technologie. Dans la Figure 56, pour étudier la cohérence du modèle de référence, les résultats obtenus sont confrontés à ceux de revues de littérature ((Hsu et al., 2012a) pour le Si cristallin et (Kim et al., 2012) pour les couches minces):

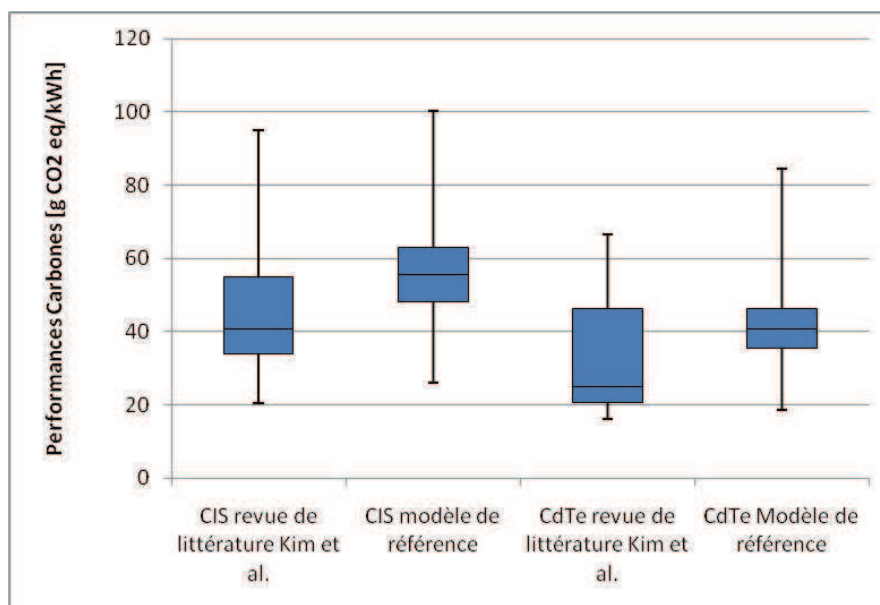


Figure 56 Etude de la cohérence du modèle de référence par rapport à la littérature pour les technologies couches minces

	CIS littérature	CIS modèle de référence	CdTe littérature	CdTe Modèle de référence
Minimum	20,5	26,2	16	18,7
1^{er} Quartile	33,9	48,1	20,6	35,5
Médiane	40,8	55,5	25	40,8
3^{ème} Quartile	55,1	62,9	46,3	46,2
Maximum	95	100,2	66,5	84,4

Tableau 13 Etude de la cohérence du modèle de référence par rapport à la littérature pour les technologies couches minces

Les résultats du modèle de référence sont cohérents avec ceux de la littérature (Tableau 11). Toutefois, ceux du modèle de référence présentent un écart interquartile plus petit (14,8 g CO₂ eq/kWh pour le CIS et 10,7 g CO₂ eq/kWh pour le CdTe), du fait de la caractérisation des paramètres adoptés. En effet, la littérature considère essentiellement une durée de vie de 30 ans alors que le profil adopté dans le modèle de référence est centré sur 25 ans.

De plus, notre modèle considère des étapes de fabrication dans des pays où le mix électrique est fortement carboné, cette hypothèse induit des performances carbone supérieures à la littérature, qui ne considère que peu cette hypothèse d'origine de fabrication.

Tout comme dans le cas de l'éolien terrestre, la comparaison entre le modèle de référence et les résultats de la littérature permet d'identifier la cohérence des résultats. Les caractérisations des paramètres et choix de modélisation étant différents, il n'est pas possible de parler d'étude de représentativité.

La Figure 57 permet d'étudier la cohérence des résultats du modèle cristallin avec la littérature:

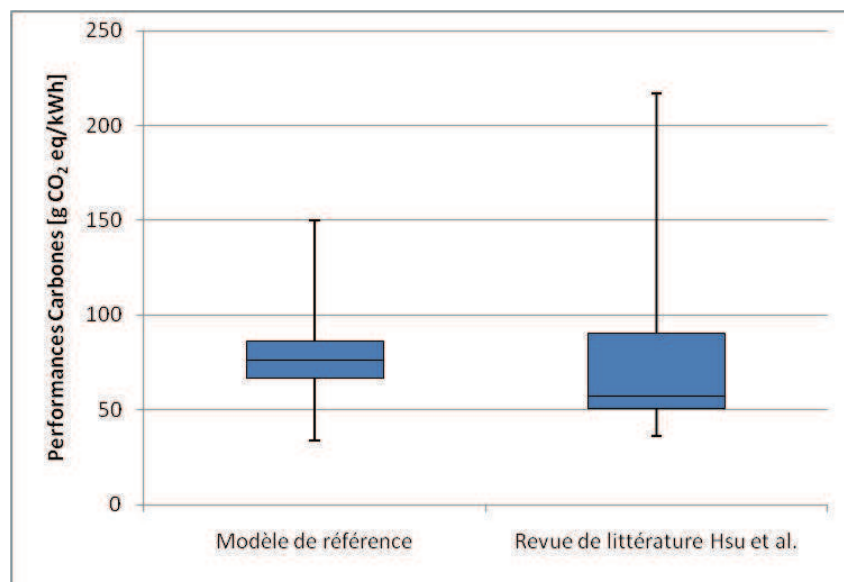


Figure 57 Etude de la cohérence du modèle de référence par rapport à la littérature pour les technologies cristallines

	Modèle de référence avec caractérisation propre	Revue de littérature Hsu et al.
Minimum	31,0	36
1^{er} Quartile	62,8	51
Médiane	72,3	57
3^{ème} Quartile	82,4	91
Maximum	150,1	217

Tableau 14 Etude de la cohérence du modèle de référence par rapport à la littérature pour les technologies cristallines

Pour les mêmes raisons que les couches minces, l'écart interquartile du modèle de référence est inférieur à celui de la revue littérature, toutefois, les résultats sont cohérents.

Le modèle de référence permet donc de définir le profil des performances environnementales des filières PV résidentielles considérées, Figure 58 :

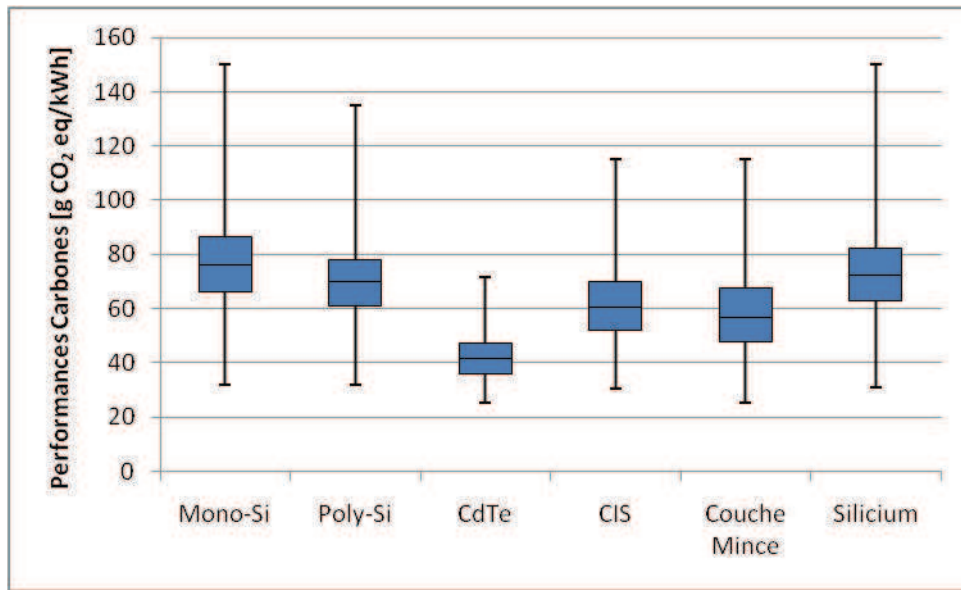


Figure 58 Résultats détaillés du modèle de référence PV

	CdTe	CIS	Mono Si	Poly Si	Silicium Cristallin	Couches Minces
Minimum	18,7	26,2	32,0	31,0	31,0	18,7
1 ^{er} Quartile	35,5	48,1	66,0	61,0	62,8	39,6
Médiane	40,8	55,5	75,9	70,0	72,3	47,1
3 ^{ème} Quartile	46,2	62,9	86,3	78,0	82,4	56,4
Maximum	84,4	100,2	150,1	135,0	150,1	100,2

Tableau 15 Résultats détaillés du modèle de référence PV

Les résultats des performances carbone des différentes technologies varient fortement. Il apparaît que les performances des technologies couches minces et en particulier de la technologie CdTe sont inférieures à celles des technologies à base de silicium cristallin.

Il est nécessaire d'étudier plus en détail le profil de variabilité des différentes technologies. En effet, les résultats présentés sous forme de *boxplots*, qui caractérisent les profils de performances environnementales selon 5 composantes, ne permettent pas une étude suffisamment fine des résultats. Les diagrammes de fréquences cumulées, permettent une représentation plus fine des profils, Figure 59 :

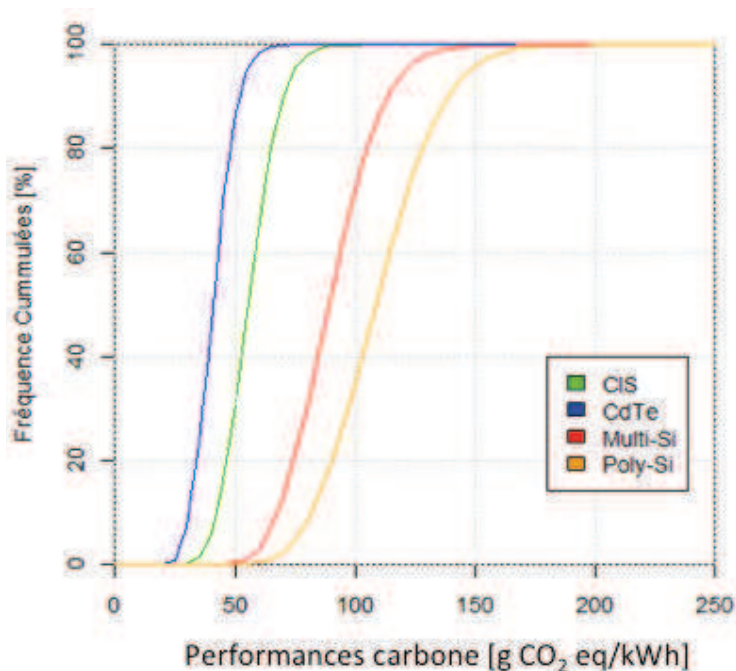


Figure 59 Fréquence cumulée pour les performances PV des installations PV en France

Les diagrammes cumulés montrent les mêmes informations que ceux des diagrammes à moustache. Toutefois, ils mettent en évidence, que les valeurs extrêmes des performances carbone des différentes technologies, bien que pouvant effectivement apparaître dans un large échantillon de systèmes composant une filière, ont une probabilité d'occurrence très faible. Ainsi, par exemple, dans le cas de la technologie silicium mono-cristalline, seul 0,01% des installations ont des performances supérieures à 145g CO₂ eq/kWh.

La représentation des résultats de performances environnementales des filières de production d'électricité est donc une question complexe. Elle doit éviter les mauvaises interprétations, aussi bien positive (minimisant les impacts de la filière) que négative (les maximisant). L'utilisation de diagramme à moustache pour caractériser les performances environnementales des filières est une première avancée par rapport à l'utilisation d'une valeur unique d'impact. Toutefois, elle ne semble encore par suffisante pour l'interprétation des résultats dans le cadre de la comparaison des filières entre elles. En effet, les intervalles min/max caractérisant le champ des possibles des performances carbone sont larges. De fait, ceux-ci ont de fortes probabilités de se recouper, ne permettant pas de définir une conclusion claire quant à l'intérêt d'une filière par rapport à une autre. Toutefois, la distribution des performances environnementales des filières est un premier résultat du cadre méthodologique.

Dans un second temps, pour identifier les configurations minimisant effectivement les impacts des systèmes au sein de cette filière, il est indispensable d'identifier l'influence des différents paramètres du modèle sur les performances carbone du PV résidentiel en France permettant ensuite de définir le modèle simplifié.

De cette manière, l'information conjointe « *profil environnemental de la filière / modèle simplifié d'estimation des performances environnementales des systèmes* » fournira respectivement, une information inter-filière et intra-filière répondant aux objectifs scientifiques de ce travail de recherche.

3.2.5 Etape 3 – Identification des paramètres principaux et Etape 4 – Génération du modèle simplifié

Pour chaque technologie, les paramètres clefs des modèles de référence ont été identifiés par le calcul des indices de Sobol. Les équations des modèles simplifiés sont ensuite définies selon ces paramètres et leurs représentations graphiques sont proposées.

Technologie Poly-Si

Les résultats de la décomposition de la variance pour la technologie poly-Si sont les suivants, Figure 60 :

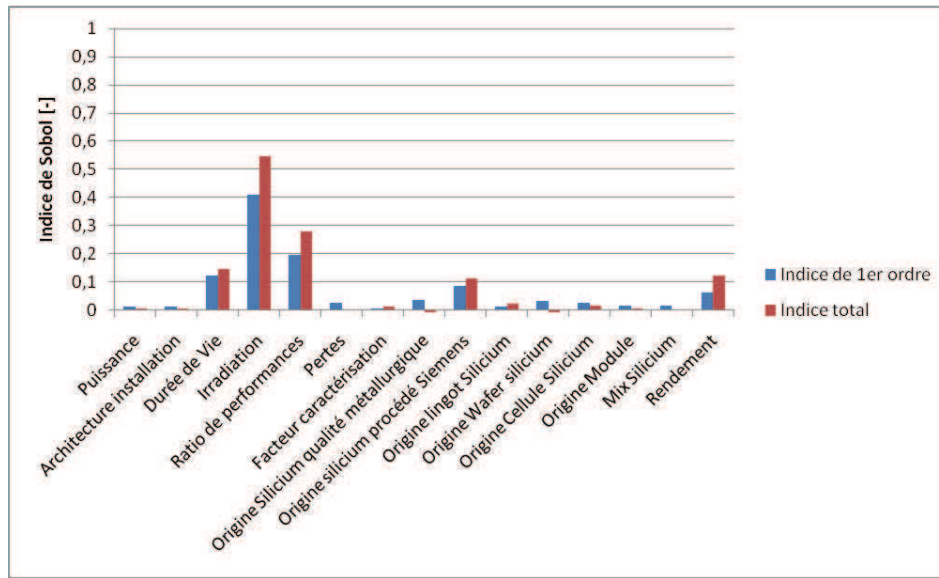


Figure 60 Identifications des paramètres clefs cas du poly-Silicium

Dans le cas de la filière poly-Si, le calcul des indices de Sobol permet d'identifier l'irradiation, le ratio de performance et la durée de vie comme étant les paramètres clefs du modèle. En effet, ces trois paramètres, en ordre 1, expliquent 72 % de la variance totale du modèle et des performances carbone associées.

L'origine de l'électricité pour les étapes de fabrication n'a que peu d'influence sur la variance totale des performances carbone, car la caractérisation de ces paramètres retranscrit une prédominance de la Chine comme lieu de fabrication des modules PV (Figure 52). De fait, l'utilisation du mix électrique chinois pour la fabrication des modules induit des impacts de l'électricité produite par ceux-ci élevés (de l'ordre de 80 g CO₂ eq/kWh en valeur médiane), mais la variabilité sur cette performance due au choix très restreint de l'origine de fabrication dans notre cas d'étude est faible, donc l'indice de Sobol est faible. Dans le prochain chapitre, nous étudierons l'influence d'autres types de caractérisation (plus contrastés) des paramètres d'origine afin de tester, par exemple, l'influence d'un changement drastique et pour le moment hypothétique du marché PV dans les années à venir (chapitre 5, perspectives).

Pour le cas du lieu de purification du silicium métallurgique en silicium qualité PV par le procédé Siemens modifié, l'indice de Sobol associé est plus élevé (de l'ordre de 6 % en ordre 1) que ceux liés aux autres processus de fabrication. Ceci provient de la plus grande hétérogénéité de pays possibles pour les étapes de fabrications amenant à l'obtention du silicium qualité PV couplée à la quantité d'énergie nécessaire au procédé (qui elle est constante). L'ensemble des autres paramètres

n'induit donc que des contributions mineures à la variance totale. Les paramètres clefs retenus sont donc l'irradiation, le ratio de performance et la durée de vie.

La définition du modèle paramétré simplifié requiert, dans un premier temps, de déterminer le format de l'équation. Encore une fois, celui-ci est conditionné par la forme du modèle de référence, équation 29. Dans le cas du PV, la durée de vie intervient au numérateur (pour déterminer le nombre d'onduleurs nécessaires sur le cycle de vie) et au dénominateur (pour déterminer la production électrique totale). L'irradiation et le ratio de performance interviennent uniquement au dénominateur. La forme de l'équation, comme pour l'éolien terrestre a été déterminée comme étant de la forme de celle présentée dans l'équation 29. Le calcul de régression permet donc de définir l'équation paramétrée du modèle simplifié de calcul des performances carbone de l'électricité PV en France, à partir de modules Poly-Si :

$$\text{Performances Carbone Poly – Si} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \frac{1609360 + 12544.LT}{\text{Irr.LT.PR}}, R^2 = 0,843 \text{ Eq. 31}$$

L'équation 31 permet donc d'estimer les performances carbone d'installations PV en France utilisant la technologie Poly-Si.

La Figure 61 représente graphiquement le profil du modèle simplifié et l'analyse des résidus. Nous avons choisi de représenter ce profil sur un graphique deux dimensions, de fait, les performances carbone sont représentés en fonction du produit des trois paramètres clefs.

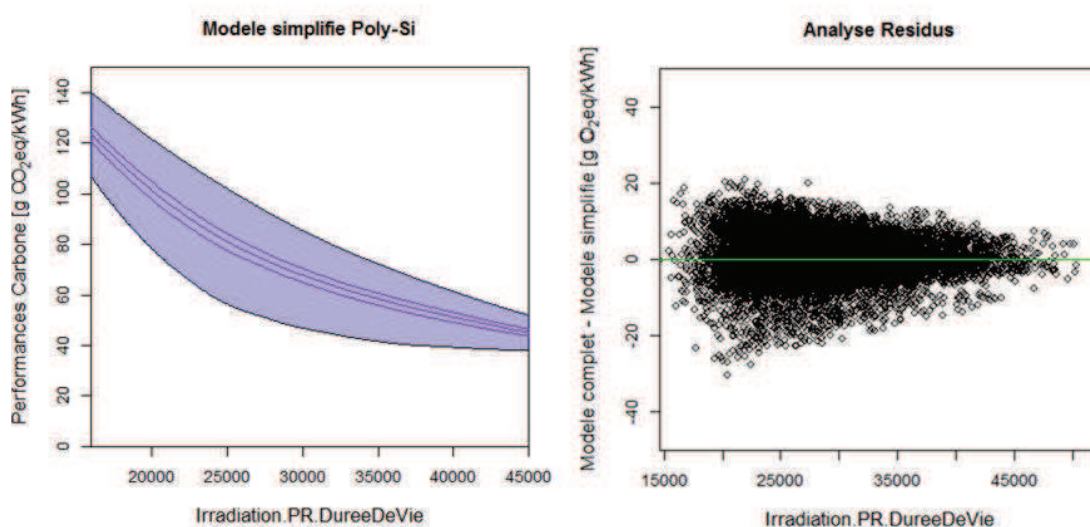


Figure 61 Modèle simplifié de performances carbone pour le poly Silicium et analyse des résidus (en g CO₂ eq/kWh)

L'analyse des résidus montre une bonne adéquation des résultats du modèle simplifié avec ceux du modèle de référence défini en étape 2. Cette bonne adéquation est confirmée par une valeur du coefficient de détermination de 0,843. De l'analyse des résidus, il apparaît que les écarts entre les résultats du modèle de référence et ceux du modèle simplifié sont plus importants, allant de 9 à 18 g CO₂eq/kWh pour des produits irradiation, durée de vie et ratio de performances faibles (entre 20'000 et 35'000 kWh/m²)².

Il apparaît donc que, dans un cas d'étude où les objectifs auraient amené à caractériser les paramètres du modèle de référence uniquement dans ces intervalles, d'autres paramètres aient eu

² Ces valeurs sont le produit entre l'irradiation [kWh/m².a], la durée de vie [a] et le ratio de performance [-], l'unité est donc le kWh/m²

une variance significative. De fait leurs indices de Sobol auraient pu prendre des valeurs supérieures à celles présentées dans la Figure 60.

Selon cette caractérisation fictive, restreinte et basée sur des objectifs différents, ce ou ces paramètres auraient donc pu être retenus comme clefs et pris en compte dans la définition du modèle simplifié. Toutefois, dans le cadre de la caractérisation utilisée retranscrivant les objectifs fixés dans ce cas d'étude, seuls les trois paramètres ci-dessus ont été retenus comme clefs.

Mono Silicium

Dans le cas de la technologie mono-cristalline, l'identification des paramètres clefs par décomposition de la variance fournit les mêmes résultats que pour le Poly-Si, Figure 62 :

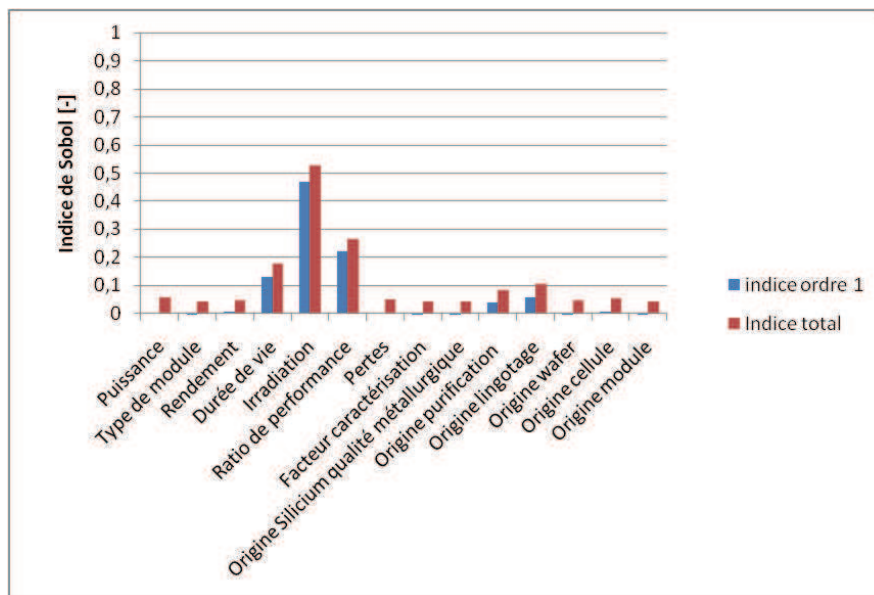


Figure 62 Identification des paramètres clefs cas du mono Silicium

La technologie mono-cristalline suit une caractérisation très similaire à celle de la technologie poly-cristalline, aussi, les résultats obtenus sont cohérents avec ce constat. À la différence de la technologie poly-Si, l'indice de Sobol lié à l'origine du processus de lingotage est du même ordre d'importance que celui lié à la purification du silicium de qualité métallurgique en qualité solaire. En effet, la consommation énergétique associée au procédé Czochralski, permettant d'obtenir un monocristal de silicium est deux fois plus importante que celle du procédé de fabrication du poly cristal. De fait, l'origine de fabrication de cette étape est donc plus sensible car elle peut augmenter plus fortement les impacts que dans le cas du silicium poly-cristallin.

Toutefois, les indices de Sobol liés à l'irradiation, le ratio de performance et la durée de vie expliquent en ordre premier 83% de la variance de l'échantillon, ils sont donc identifiés comme les paramètres principaux.

Ainsi, de la même manière que pour la technologie poly-cristalline, l'équation du modèle simplifié d'estimation des performances carbone est calculée :

$$\text{Performances Carbone Mono – Si} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \frac{1825243 + 11685 \cdot \text{LT}}{\text{Irr. LT. PR}}, R^2 = 0,854$$

Cette équation permet donc d'estimer les performances carbone uniquement à partir des trois paramètres clefs.

Le modèle simplifié est donc le suivant, Figure 63 :

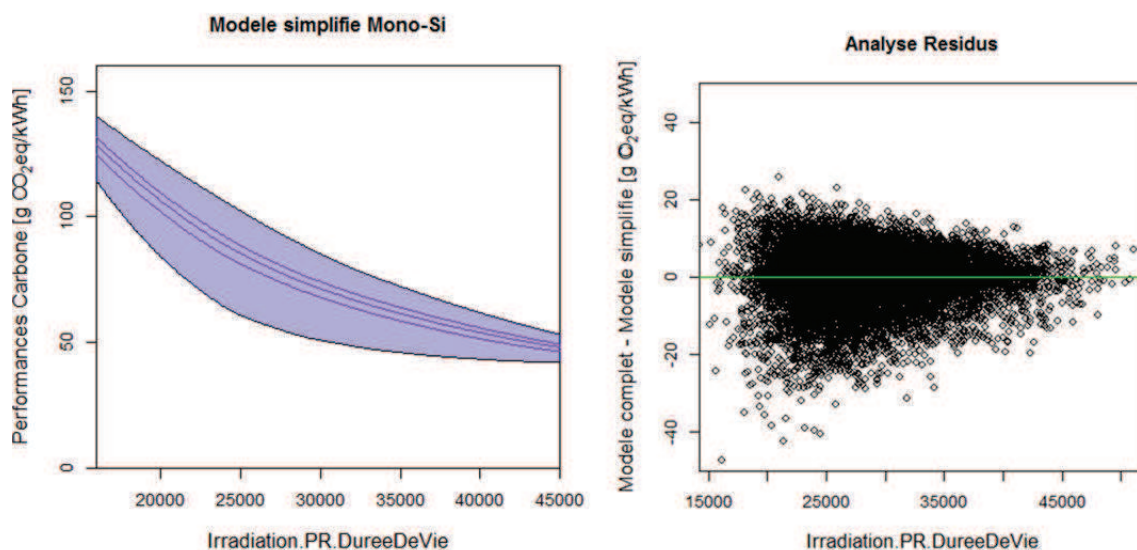


Figure 63 Modèle simplifié de performances carbone pour le mono Silicium et analyse des résidus (en g CO₂ eq/kWh)

Le coefficient de détermination et l'analyse des résidus confirment la bonne adéquation du modèle simplifié avec le modèle détaillé de référence.

L'analyse des résidus montre, tout comme dans le cas du poly-Si, que pour de faibles valeurs du produit Irr.PR.LT, le modèle simplifié aurait tendance à surestimer les valeurs du modèle de référence. Il est donc possible que pour ces intervalles de valeurs, d'autres paramètres non retenus comme clefs, aient une forte influence sur la réponse environnementale. Toutefois, comme précisé dans les objectifs de l'étude (étape 1), le modèle simplifié doit couvrir l'ensemble des valeurs possibles au sein des restrictions géographiques, temporelles, technologiques et méthodologiques fixées. Dans cet objectif, les seuls paramètres retenus sont bel et bien l'irradiation, le ratio de performance et la durée de vie car, sur l'ensemble de l'échantillon (et donc des plages de variation des paramètres), ce sont ceux qui induisent le plus de variance sur la réponse environnementale.

Couche Mince CIS

Les résultats de la décomposition de la variance pour la technologie couche mince CIS sont les suivants, Figure 64 :

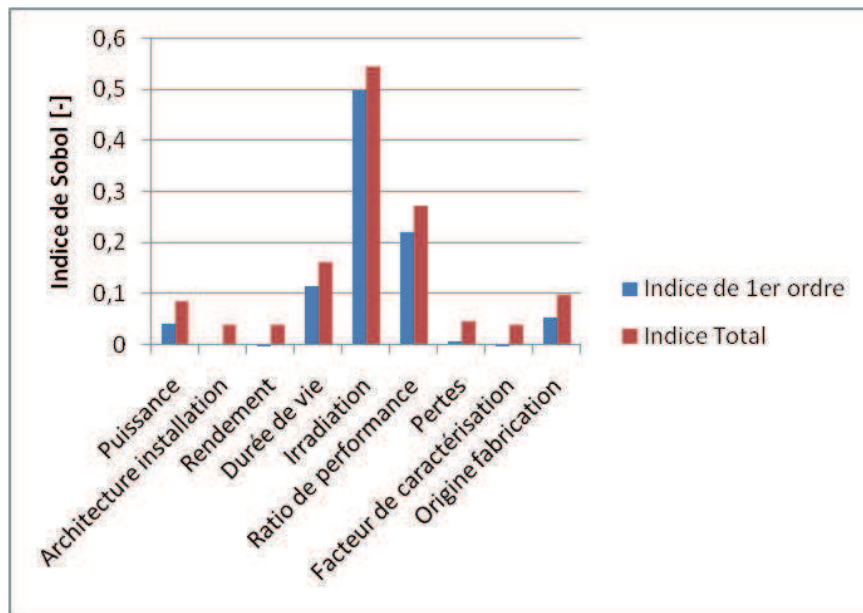


Figure 64 Identifications des paramètres clefs cas du CIS

De même que pour les technologies cristallines, les systèmes utilisant des panneaux CIS ont pour paramètres clefs, ceux essentiellement liés à la production électrique, c'est-à-dire, l'irradiation, le ratio de performance et la durée de vie. Ces trois paramètres expliquent, en ordre 1, 83% de la variance. L'origine de fabrication, le 4^{ème} paramètre en ordre d'importance explique pour sa part 6% de la variance en ordre 1.

Le modèle de référence pour le cas des systèmes CIS comporte moins de paramètres que les modèles pour le silicium cristallin, puisque dans le cas des couches minces, il n'y a qu'une étape de fabrication consistant en un dépôt du semi conducteur en phase vapeur. De fait, la part de variance expliquée par l'origine de fabrication est uniquement représentée par les indices de Sobol liés à la fabrication des modules. La fabrication se répartit seulement entre trois pays : l'Allemagne (50%), les USA (46%) et le Japon (4%). Bien que ceux-ci aient peu d'écart d'impacts, car leurs bouquets électriques sont assez proches (Tableau 9), le fait de n'avoir que trois pays comme origine induit bel et bien une part de variance significative. Toutefois, dans le cadre du modèle simplifié que nous définissons, nous ne retiendrons, encore une fois, que les trois premiers paramètres comme clefs car ils expliquent 83 % de la variance totale du modèle (une discussion sur le choix du nombre de paramètres sera présentée ultérieurement, chapitre 4).

L'équation du modèle simplifié calculant les performances carbone des systèmes CIS en France est calculée :

$$\text{Performances Carbone CIS} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \frac{1099208 + 11629,LT}{\text{Irr.LT.PR}}, R^2 = 0,84 \text{ Eq. 32}$$

La Figure 65 présente le profil du modèle paramétré simplifié ainsi que l'analyse des résidus :

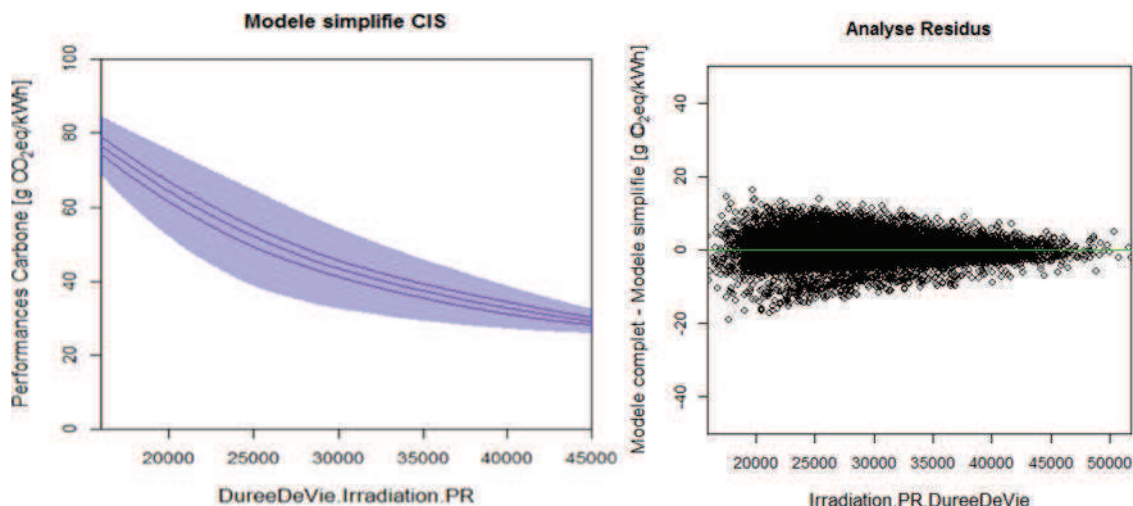


Figure 65 Modèle simplifié de performances carbone pour le CIS

L'intervalle min/max représenté dans la Figure 65 est moindre que ceux des technologies cristallines. En effet, dans le cas de la technologie CIS, les bouquets électriques utilisés pour la fabrication des modules présentent des impacts proches par kWh.

Finalement, l'analyse des résidus montre que, par rapport au modèle de référence, le modèle simplifié estime de manière satisfaisante les performances carbone de systèmes PV utilisant des modules CIS.

Couche Mince CdTe

De la même manière, la décomposition de la variance et le calcul des indices de Sobol ont été appliqués pour la technologie CdTe, Figure 66 :

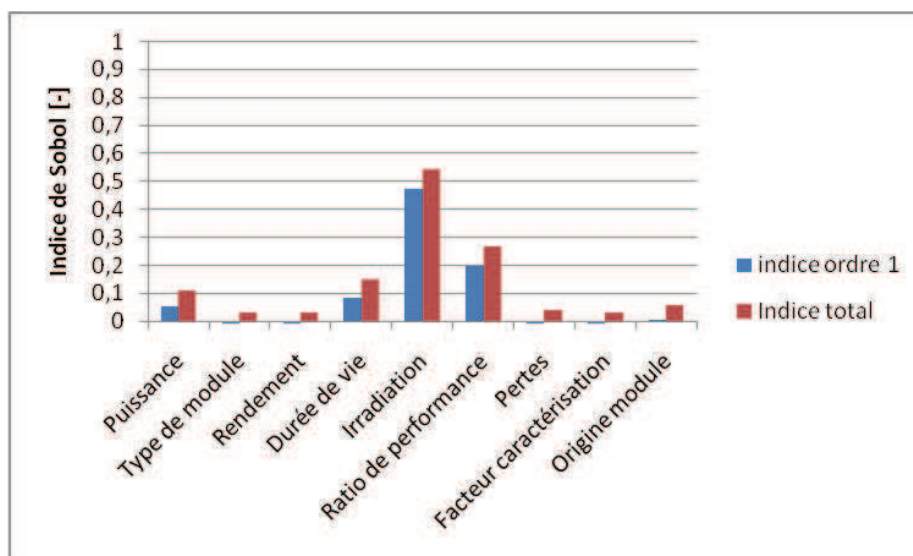


Figure 66 Identifications des paramètres clefs cas du CdTe

Tout comme pour la technologie CIS, les trois paramètres clefs sont l'irradiation, le ratio de performance et la durée de vie, ils représentent 84 % de la variance totale. À la différence de la technologie CIS, l'origine de fabrication n'est pas le quatrième paramètre en ordre d'importance. En effet, dans le cas du CdTe, la caractérisation employée tient compte du fait que la majorité des modules sont fabriqués en Malaisie (78%) ; de fait, la variance induite par ce paramètre est faible, par rapport à la caractérisation CIS.

L'équation paramétrique calculant les performances carbone des systèmes CdTe en France est définie comme suit :

$$\text{Performances Carbone CdTe} \left[\frac{\text{g CO}_2 \text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \frac{795067 + 9217 \cdot \text{LT}}{\text{Irr.LT.PR}}, R^2 = 0,85 \text{Eq. 33}$$

La Figure 67 présente le profil du modèle paramétré simplifié ainsi que l'analyse des résidus :

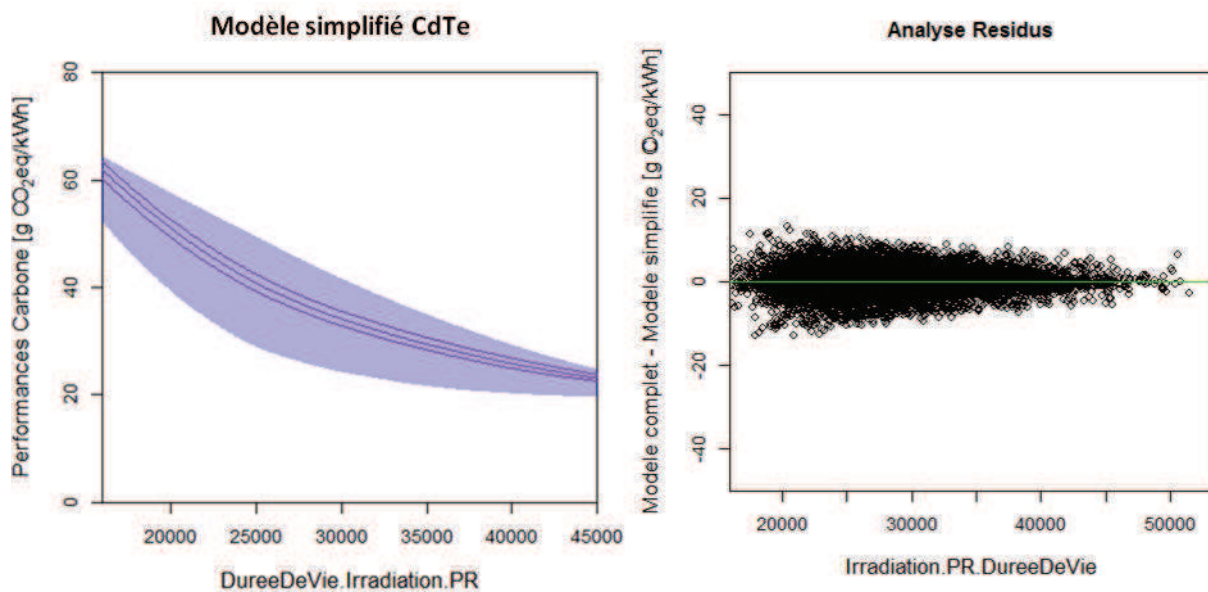


Figure 67 Modèle simplifié de performances carbone pour le CdTe et analyse des résidus (en g CO₂ eq/kWh)

Le modèle paramétré pour la technologie CdTe fournit une méthode pour quantifier les performances carbone des systèmes résidentiels utilisant cette technologie. Toutefois, ce type d'installation n'est encore pas disponible sur le marché. Il a été décidé dans un premier temps d'étudier cette alternative afin de fournir un modèle, permettant de quantifier les performances des systèmes avec cette technologie et de fournir donc un premier niveau d'information quand à l'intérêt de développer ce genre d'installation.

Note : La définition des modèles paramétrés simplifiés par technologie de module ne permet pas d'identifier si ce choix de technologie (entre couche mince et silicium cristallin) est un paramètre discriminant. Aussi, dans le chapitre suivant discutant plus en détail de l'applicabilité des étapes du cadre méthodologique, nous définirons un nouvel objectif de l'étude, plus large amenant à la définition d'un nouveau modèle de référence permettant de comparer les technologies entre elles. De cette manière, il sera possible d'identifier si le choix de la technologie contribue fortement à la variabilité des performances et donc permet effectivement de minimiser les impacts environnementaux.

3.2.6 Etape 5 – Caractérisation du domaine de validité du modèle par comparaison de ses résultats avec la littérature

Comparaison avec la littérature : technologie CdTe

La sélection des articles, destinés à positionner les résultats du modèle simplifié avec ceux de la littérature, a été faite à partir de la revue de littérature utilisée pour les méta-ACV des technologies PV couches minces (Kim et al., 2012).

Dans cette revue de littérature, les articles correspondant aux critères de sélections présentés dans le Tableau 1 et traitant des systèmes PV résidentiels ont été retenus, leurs caractéristiques principales sont listées ci-dessous ainsi que les résultats issus du modèle simplifié, Tableau 16 :

Référence	Performances Carbone littérature [g CO ₂ eq/kWh]	Irradiation [kWh/m ² .a]	Ratio de performance [-]	Durée de vie [a]	Résultats du modèle simplifié [g CO ₂ eq/kWh]
[A] (Kato et al., 2001)	51	1430	0,81	20	42
[B] (Kato et al., 2001)	42	1430	0,81	20	42
[C] (Kato et al., 2001)	33	1430	0,81	20	42
[D] (Fthenakis and Alsema, 2006)	21	1700	0,75	30	28
[E] (Fthenakis and Kim, 2007)	16	1700	0,75	30	28
[F] (Fthenakis and Kim, 2007)	22	1800	0,75	30	26
[G] (Fthenakis and Kim, 2007)	17	2280	0,75	30	21
[H] (Raugei et al., 2007)	48	1700	0,75	20	38

Tableau 16 Caractéristiques des articles retenus pour la comparaison des résultats du modèle simplifié CdTe

Les résultats de la littérature sont ensuite représentés dans l'intervalle min/max du modèle simplifié et un calcul des résidus est effectué, entre les résultats des articles de la littérature et ceux du modèle simplifié, Figure 68:

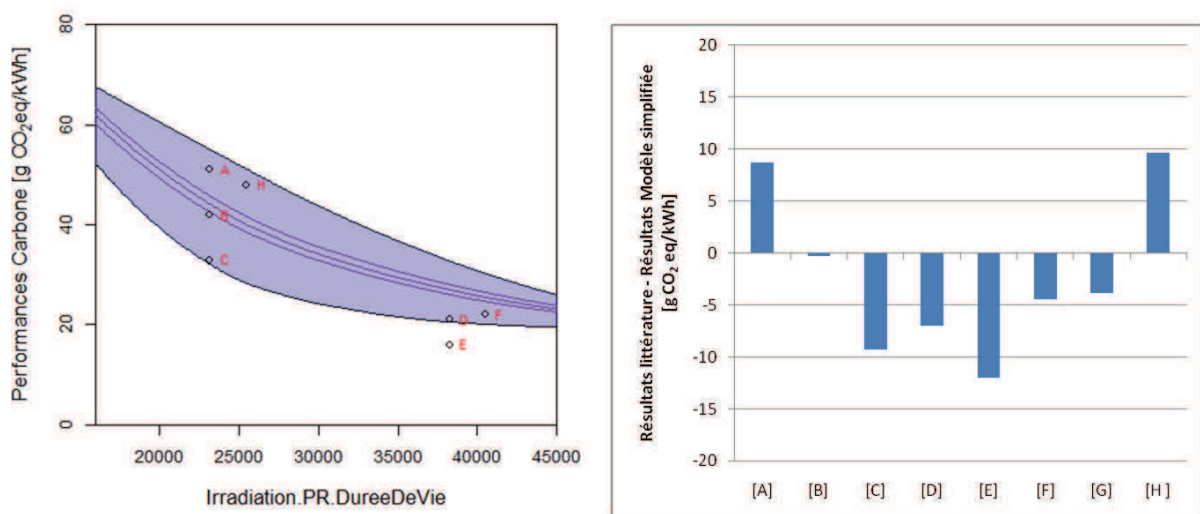


Figure 68 Positionnement des résultats de la littérature vis à vis du modèle simplifié CdTe (à gauche) et écarts entre les résultats de la littérature et ceux du modèle simplifié

Le modèle simplifié fournit des résultats dans l'ordre de grandeur de ceux de la littérature. La plupart des résultats sont dans un intervalle $\pm 25\%$. Les points représentant les performances de la littérature sont compris dans l'intervalle min/max du modèle, Figure 68.

Seul, deux des points de l'étude de Fthenakis *et al.* (2007) sortent de l'intervalle ([E] et [G]). La caractérisation du paramètre clef irradiation du point [G] se situe au-delà du champ des possibles de notre modèle ($2280\text{kWh/m}^2.\text{a}$), de fait, il n'appartient pas au domaine de validité de notre modèle simplifié.

Le point [E] lui, tient compte de l'utilisation d'un mix électrique européen moyen moins carboné pour la fabrication des modules que le mix Allemand et Malaisien adoptés dans la caractérisation du modèle de référence (17 et 40% inférieur respectivement). Par ailleurs, l'étude de Fthenakis *et al.* tient compte d'une énergie de fabrication de $1200 \text{ MJ}_{\text{primaire}}$ par mètre carré de module ce qui est bien inférieure à la caractérisation adoptée dans notre modèle. Notre étude n'a pas pu caractériser une variabilité liée à la quantité d'énergie nécessaire à la fabrication des modules (maintenue donc à une valeur constante supérieure à celle de l'étude de la littérature). Ces deux différences de caractérisation de paramètres, entre notre modèle de référence et le modèle de la littérature expliquent les écarts observés Figure 68.

Les résultats du modèle simplifié sont donc jugés valides et cohérents, avec les cas de la littérature qui ont été utilisés comme points de comparaison. Toutefois, la comparaison avec la littérature est complexe.

En effet, chaque étude de la littérature comporte ses propres spécificités. Les résultats de notre modèle, sont dépendants des résultats du modèle de référence qui, bien que détaillé, reste général, c'est-à-dire, ne comportant pas nécessairement le même niveau de détail que ceux de la littérature. Il serait possible de définir un modèle de référence plus élaboré c'est-à-dire intégrant un plus grand nombre de variables (exemples : épaisseurs des wafers, masse de verre pour le module, etc.), mais il serait alors nécessaire, d'une part d'accéder à une très large quantité d'informations, et d'autre part, il serait nécessaire de mettre en place des approches de calcul des indices de Sobol optimisées, afin de limiter le temps de calcul. Ces remarques seront discutées plus en détail dans le chapitre 4 discutant le cadre méthodologique.

Comparaison avec la littérature : technologie CIS

Selon la même approche, les résultats du modèle simplifié CIS sont comparés à ceux du même article de la littérature que pour le CdTe (Kim et al., 2012), Tableau 17 :

	Auteur	Performances Carbone littérature [g CO ₂ eq/kWh]	Irradiation [kWh/m ² .a]	Ratio de performance [-]	Durée de vie [a]	Résultats du modèle simplifié [g CO ₂ eq/kWh]
[A]	(Frankl, 2004)	43,4	1740	0,875	20	44
[B]	(Frankl, 2004)	38,6	2000	0,86	20	39
[C]	(Frankl, 2004)	62,3	1200	0,885	20	63
[D]	(Frankl, 2004)	36,9	1740	0,9	20	43
[E]	(Frankl, 2004)	32	1740	0,875	20	44
[F]	(Frankl, 2004)	20,5	1740	0,875	20	44
[G]	(Raugei et al., 2007)	95	1700	0,75	20	52

Tableau 17 Caractéristiques des articles retenus pour la comparaison des résultats du modèle simplifié CIS

Les résultats de la littérature sont ensuite représentés dans l'intervalle min/max du modèle simplifié et un calcul des résidus est effectué, entre les résultats des articles de la littérature et ceux du modèle simplifié, Figure 69 :

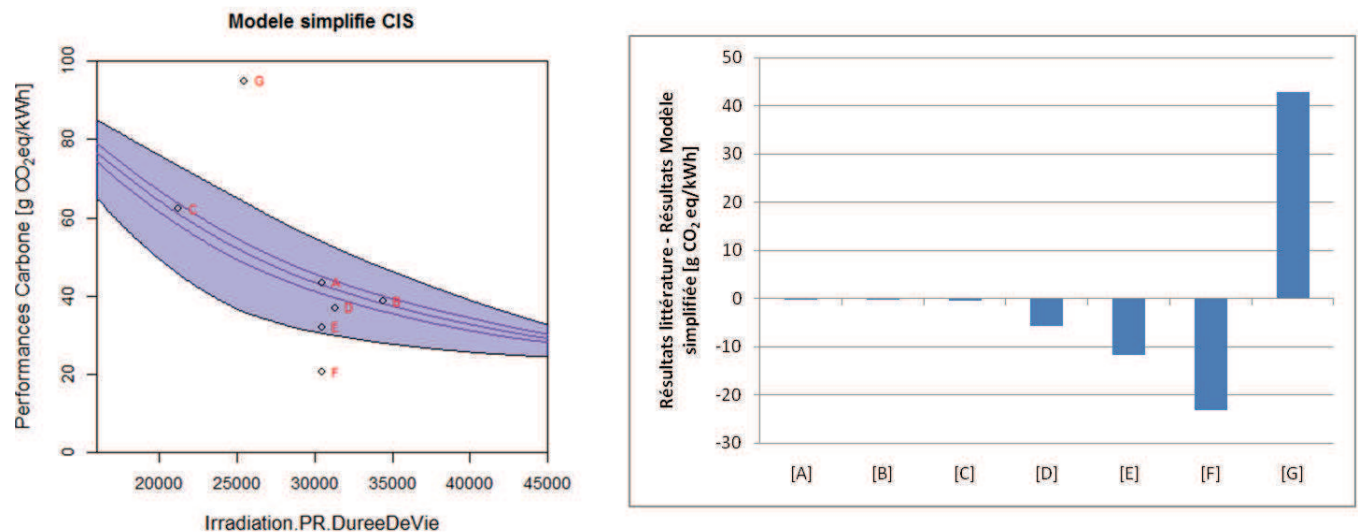


Figure 69 Positionnement des résultats de la littérature vis à vis du modèle simplifié CIS (à gauche) et écarts entre les résultats de la littérature et ceux du modèle simplifié

Dans le cas de cette technologie couche mince, les résultats de la comparaison entre la littérature et le modèle simplifié sont contrastés. En effet, pour certaines études de la littérature, le modèle simplifié donne des résultats très similaires alors que dans deux cas, les résultats sont fortement divergents.

Dans ces deux cas divergents (points [F] et [G]), l'origine de l'écart est la consommation énergétique nécessaire à la fabrication des modules et aux performances des systèmes. Ainsi, par exemple, dans le cas de l'étude de Raugei *et al.* (2007), il est fait mention du fait que l'installation

étudiée est issue d'une chaîne de fabrication de petites séries et pilotes. De fait, ce modèle de la littérature utilise des données, en particulier des consommations d'énergie pour des procédés pilotes (non industriels), qui sont supérieures aux données utilisées dans le modèle de référence, qui, elles, sont issues de procédés industriels bien établis.

Les études utilisées pour la validation prennent donc en compte des données théoriques ou non industrielles. En excluant ces cas particuliers, le modèle simplifié permet donc globalement une estimation des performances carbone satisfaisante.

Comparaison avec la littérature : technologie poly-Si

Les résultats du modèle simplifié traitant de la technologie poly-Si ont également été comparés aux résultats des études retenues (à partir des critères du tableau 1) dans l'article traitant de la méta-ACV des systèmes PV cristallins (Hsu et al., 2012a), Tableau 18 :

	Auteur	Performances Carbone littérature [g CO ₂ eq/kWh]	Irradiation [kWh/m ² .a]	Ratio de performance [-]	Durée de vie [a]	Résultats du modèle simplifié [g CO ₂ eq/kWh]
[A]	(Frankl, 2004)	93	900	0,86	25	99,4
[B]	(Frankl, 2004)	50	1800	0,79	25	54,1
[C]	(Frankl, 2004)	88	900	0,92	25	92,9
[D]	(Frankl, 2004)	47	1800	0,86	25	49,7
[E]	(Frankl, 2004)	85	900	0,88	25	97,1
[F]	(Frankl, 2004)	46	1800	0,83	25	51,5
[G]	(Fthenakis and Alsema, 2006)	36	1700	0,75	30	51,9
[H]	(Hondo, 2005)	53	1314	0,77	30	65,4
[I]	(Hondo, 2005)	44	1314	0,77	30	65,4
[J]	(Dones et al., 2007)	57	1117	0,75	30	79,0
[K]	(Dones et al., 2007)	62	1117	0,75	30	79,0
[L]	(Pacca et al., 2007)	72	1359	0,95	30	51,3
[M]	(Pehnt et al., 2003)	102	950	0,85	25	95,3
[N]	(Pehnt et al., 2003)	57	1700	0,85	25	53,2
[O]	(Pehnt, 2006)	104	1100	0,85	25	82,3
[P]	(Tripanagnostopoulos et al., 2006)	55	1644	0,85	30	47,4
[Q]	(Tripanagnostopoulos et al., 2006)	51	1644	0,85	30	47,4
[R]	(Tripanagnostopoulos et al., 2006)	62	1644	0,85	30	47,4

Tableau 18 Caractéristiques des articles retenus pour la comparaison des résultats du modèle simplifié poly-Si

Les résultats de la littérature sont ensuite représentés dans l'intervalle min/max du modèle simplifié et un calcul des résidus est effectué, entre les résultats des articles de la littérature et ceux du modèle simplifié, Figure 70 :

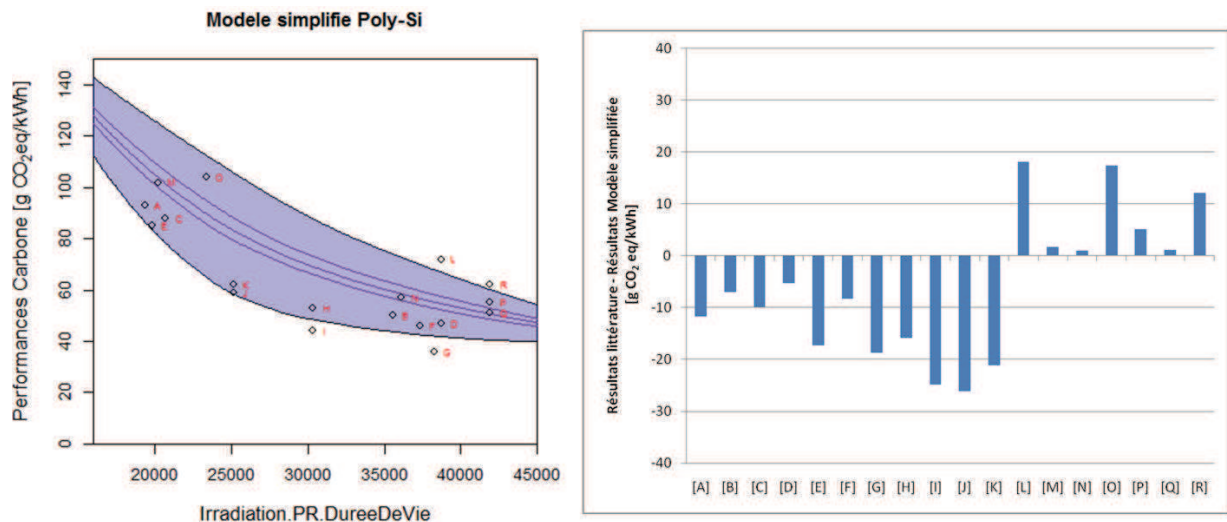


Figure 70 Positionnement des résultats de la littérature vis à vis du modèle simplifié poly-Si (à gauche) et écarts entre les résultats de la littérature et ceux du modèle simplifié

Les résultats du modèle simplifié, issus de l'équation paramétrique représentant la médiane des performances carbone, présentent un écart moyen par rapport à la littérature de $\pm 21\%$. Toutefois, la plupart des points sont inclus dans l'intervalle min/max qui intègre la contribution des paramètres qui n'ont pas été identifiés comme clefs dans la définition du modèle simplifié.

Pour les caractéristiques de quatre études, correspondant aux points [G], [I], [L] et [R] de la Figure 70 (Fthenakis and Alsema, 2006; Hondo, 2005; Pacca et al., 2007; Tripanagnostopoulos et al., 2006), le modèle simplifié fournit des résultats qui ne sont pas en adéquation avec ceux de la littérature :

- Cas de l'étude de Hondo (2005) :
 - o Dans cette étude, les performances carbone d'un système datant de 2005 et d'un système futur (année non spécifiée) sont étudiées. Le point en dehors de l'intervalle de notre modèle correspond à ce système « futur ». Ce système du futur considère une réduction des impacts par un effet de taille, les nouveaux modules étant produits à partir d'usine de plus forte capacité. Dans le modèle de référence, nous n'avons pas pris en compte d'effet de taille lié à la fabrication de modules, ce qui est une des raisons probables de l'écart entre notre modèle et le modèle de Hondo. Notre modèle ne prend pas en compte des procédés de fabrication prospectifs, ce point sort donc du cadre de ce cas d'étude. Une autre raison possible de divergence des résultats est l'utilisation d'une méthode de calcul des impacts basée sur les intensités énergétiques nécessaires à la fabrication des matériaux, qui sont converties ensuite en les multipliant par les facteurs d'émissions des pays (en kg CO₂ eq/MJ_{elec}). Cette approche pourrait être à l'origine de cet écart important entre les résultats.
- Cas de l'étude Fthenakis et Alsema (2006) :
 - o Ces travaux sont la base des inventaires de la base de données ecoinvent utilisés dans ce travail. Les résultats communiqués dans l'article de la méta-ACV sont cependant largement inférieurs à ceux de notre étude. En regardant plus en détail, il

est apparu que les auteurs de la méta-ACV avaient fait référence aux données ecoinvent relative à la version V2.0, utilisant les données d'un projet sur l'ACV du PV nommé CrystalClear (2005). Dans ce projet et donc dans la base de données ecoinvent, l'électricité utilisée pour les étapes de fabrication des modules PV est essentiellement un mix européen moyen, certaines étapes, comme la purification en silicium qualité solaire étant réalisée à partir d'électricité hydraulique (type d'électricité très peu impactant d'un point de vue de la catégorie d'impact changement climatique). Or, la caractérisation utilisée dans le modèle de référence tient compte des répartitions des origines de fabrication fournies par EDF R&D (prédominance des étapes de fabrication en Chine) jugées plus représentatives que les données ecoinvent (voir Figure 52). Comme discuté dans l'étape 4 de la méthodologie appliquée au PV, la caractérisation adoptée dans le modèle de référence concernant l'origine des sous-étapes de fabrications des modules PV ne sont pas des paramètres discriminants car ils ne varient que peu, donc au sens des indices, ils ne sont pas retenus comme clefs. Toutefois, bien qu'induisant peu de variance, cette caractérisation fixe un seuil de performances carbone plus élevé que dans ecoinvent. De fait, les différences trop marquées de caractérisation de ces paramètres rendent complexe la comparaison des deux études. Cette complexité sera abordée ultérieurement dans ce document.

- Cas d'étude de Pacca *et al.* (2007) :

- En regardant en détail la publication, il est apparu que le système considéré était d'une puissance de 33 kW, mais que son onduleur lui, était limité à une puissance de 30 kW. De fait, la superficie de module fournit une puissance supérieure à celle que gère l'onduleur et il y a donc un écrêtement de la puissance lorsque les modules produisent pour une puissance supérieure à 30 kW. Il y a donc une surcapacité de 10 % de puissance et donc les impacts liés à la fabrication du système sont supérieurs à ceux d'un système qui serait dimensionné de manière optimale. De plus, la publication utilise la base de données IDEMAT, alors que le modèle de référence défini dans notre cas d'étude utilise ecoinvent. Ces deux raisons expliquent l'écart entre les résultats de la littérature et ceux du modèle simplifié. Finalement, cette publication traite, certes d'un système toiture, mais d'une puissance crête qui ne fait pas partie du champs de l'étude, nous avons toutefois souhaité l'inclure dans cette étude du domaine de validité pour présenter quelles peuvent être les sources de divergences entre les résultats de notre modèle de référence et la littérature.

- Cas d'étude de Tripanagnostopoulos *et al.* (2006) :

- Dans cette étude, une estimation des performances carbone d'un système PV est supérieure au résultat du modèle simplifié et en dehors de ses bornes min/max. Le système en question est installé en toiture et il est considéré qu'il est complètement isolé thermiquement sur la partie arrière des modules, l'empêchant de se refroidir. De fait, le rendement électrique des modules est fortement dégradé par leurs échauffements. Cet effet de la température n'a pas été pris en compte dans le modèle de référence. Il nécessiterait de définir un modèle de calcul du productible plus complexe que celui adopté. Dans ce cas d'application, il a été choisi de garder un modèle de référence relativement simple, mais qui pourra être complexifié en fonction de l'accès à de nouvelles informations

Comparaison avec la littérature : technologie mono-Si

Finalement, les résultats du modèle simplifié traitant de la technologie mono-Si ont également été comparés aux résultats des études retenues (à partir des critères du tableau 1) dans l'article traitant de la méta-ACV des systèmes PV cristallins, Tableau 19:

Auteur	Performances Carbone littérature [g CO ₂ eq/kWh]	Irradiation [kWh/m ² .a]	Ratio de performance [-]	Durée de vie [a]	Résultats du modèle simplifié [g CO ₂ eq/kWh]
[A] (Alsema and de Wild-Scholten, 2006)	45	1700	0,75	30	56,9
[B] (Frankl, 2004)	68	900	0,93	25	101,2
[C] (Frankl, 2004)	36	1800	0,87	25	54,1
[D] (Frankl, 2004)	76	900	0,86	25	109,4
[E] (Frankl, 2004)	41	1800	0,79	25	59,6
[F] (Frankl, 2004)	73	900	0,92	25	102,3
[G] (Frankl, 2004)	39	1800	0,96	25	49,0
[H] (Dones et al., 2007)	64	1117	0,75	30	86,6
[I] (Dones et al., 2007)	69	1117	0,75	30	86,6

Tableau 19 Caractéristiques des articles retenus pour la comparaison des résultats du modèle simplifié mono-Si

Les résultats de la littérature sont ensuite représentés dans l'intervalle min/max du modèle simplifié et un calcul des résidus est effectué, Figure 71 :

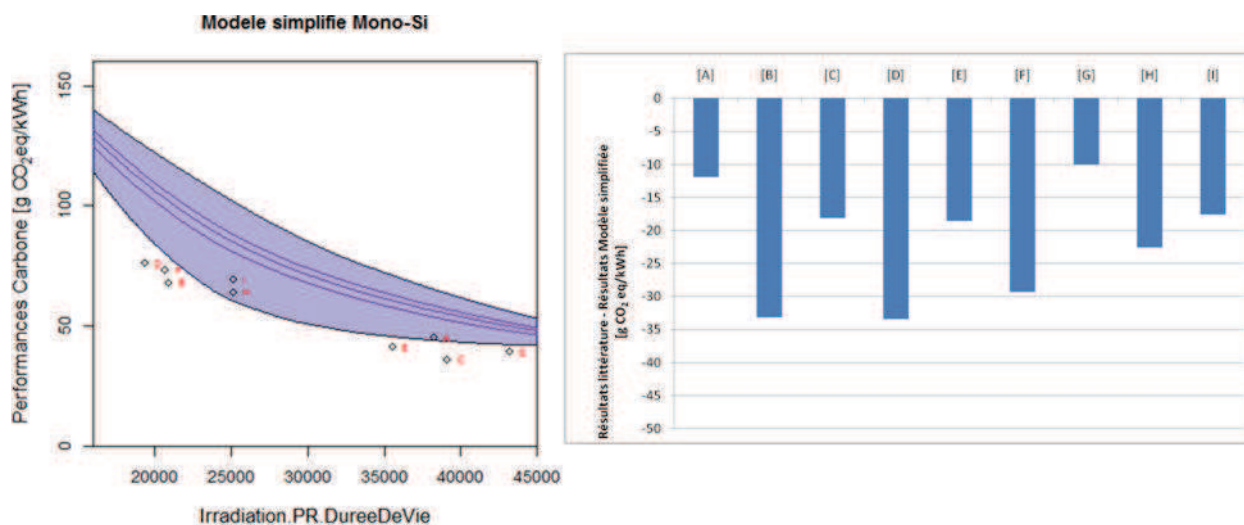


Figure 71 Positionnement des résultats de la littérature vis à vis du modèle simplifié mono-Si (à gauche) et écart entre les résultats de la littérature et ceux du modèle simplifié

Les résultats du modèle simplifié du mono-Si surestiment les performances carbone des systèmes PV de la littérature. L'écart moyen observé entre la littérature et le modèle est de 46%. Le modèle de référence et donc le modèle simplifié ont été caractérisés à partir des données techniques et du marché PV actuel.

Dans le marché actuel, les modules PV utilisant la technologie cristalline sont en majorité fabriqués en Chine. Cette situation est très peu étudiée et donc peu retranscrite dans la littérature. Par ailleurs, beaucoup d'études s'appuient sur la base de données ecoinvent ou le projet CrystalClear

qui utilise des processus de fabrication de modules en Europe, utilisant par exemple de l'hydro-électricité pour les sous-processus de fabrication. Cette configuration de fabrication ne reflète pas la situation actuelle du marché du PV et minimise donc les impacts environnementaux liés à la fabrication des systèmes. En effet, la production à partir d'électricité Chinoise c'est-à-dire à base de charbon tend à augmenter significativement les émissions de gaz à effet de serre des sous-étapes de fabrication.

Comme expliqué dans la partie relative à l'identification des paramètres clés, bien que l'origine de fabrication implique des impacts pour la fabrication des systèmes élevés, ceux-ci sont essentiellement fabriqués dans le même pays, de fait, l'indice de Sobol, qui mesure la part de variance, est donc faible.

Dans le cas de la fabrication des modules mono-Si, l'écart avec la littérature est plus marqué que dans le cas du poly-Si. Ceci s'explique par le fait que le mono-Si nécessite plus d'énergie pour son processus de solidification et de lingotage par méthode Czochralski que pour le processus de lingotage pour le poly-Si. De fait, l'écart entre les résultats du modèle de référence, puis par extension du modèle simplifié sont plus élevés que ceux de la littérature.

Finalement, une autre source d'écart provient du paramètre épaisseur du wafer, qui apparaît régulièrement comme plus faible dans la littérature puisque les pertes matières liées à la découpe ne sont parfois pas prises en compte. Encore une fois, ce constat est également valable pour les modules poly-Si. Toutefois, dans le cas du mono-Si, l'épaisseur du wafer, qui influence la quantité de silicium et donc la quantité de lingotage associée, est plus importante que pour le poly-Si, du fait de la quantité importante d'énergie dudit processus de solidification.

Le positionnement des résultats du modèle simplifié par rapport aux résultats de la littérature pour le cas du mono-Si met en avant la problématique de la cohérence entre le modèle de référence et les modèles publiés. Ce point sera discuté dans la quatrième partie de ce document, nous présentons toutefois ici une liste des différences de modélisation possibles entre la littérature et le modèle de référence actuellement mis en place, Tableau 20. Celles-ci sont classifiées selon les quatre critères utilisés pour caractériser la filière étudiée (étape 1 de la méthodologie). En fonction de l'accès aux données, une itération du modèle de référence pourrait être envisagée, en prenant en compte ces sources (pour autant qu'il soit possible de les caractériser).

Classification	Sources possibles d'écarts littérature/modèle de référence	Exemples / commentaires
Technologique	Puissance crête	Effet de taille possible des installations si des puissances supérieures à 3kwc sont considérées
	Origine de fabrication	Utilisation par exemple du mix européen moyen (hypothèse issue de ecoinvent V2 et suivante), ceci ne reflète plus la configuration actuelle du marché PV
	Utilisation d'énergie renouvelable pour la fabrication	Utilisation d'une source d'électricité de fabrication à base d'énergie renouvelable (hydro-électricité dans ecoinvent par exemple, mais d'autres études non utilisée ici mentionnent la possibilité d'utiliser de l'électricité PV pour produire des modules PV
	Quantité d'énergie	Les procédés de fabrication de modules anciens ou très récents. Ceux-ci ont en effet ont fortement évolué au cours des 10 dernières années, les quantités d'énergie varient beaucoup, ici, par manque de données nous l'avons fixé à des valeurs constantes
	Pertes de découpe pour les modules Si cristallin	Les pertes de découpes liées pour beaucoup à l'étape de fabrication des wafers ne sont parfois pas prises en compte mais elles peuvent influencer fortement la quantité de silicium nécessaire à la fabrication de module
	Quantité de verre et d'acier	Modules plus fins, autres types d'acier, etc.
	Design de l'installation	D'autres alternatives de design des installations impliqueraient une variabilité importante des résultats.
Géographique	Lieu d'installation	Dans le modèle de référence, l'inclinaison, l'orientation et la localisation sont valides pour des données françaises, induisant une distribution spécifique des données d'irradiation. Une autre aire géographique induirait une autre distribution
Méthodologique et Technologique	Modèle de calcul du productible électrique	Le modèle de référence utilise une approche simple de calcul de productible, ne prenant par exemple pas les effets de la température et se basant sur une irradiation annuelle moyenne. Il est envisageable d'utiliser des modèles plus détaillés, mais alors le nombre de paramètres pourrait augmenter sensiblement
	Base de données d'ICV	Des ICV différents par processus utilisés pourraient impliquer une variabilité importante des résultats
Méthodologique	Modèle de calcul des impacts	Autres modèles de calcul des impacts, basés par exemple sur l'intensité énergétique
Temporelle	Etude prospective	Etude du futur considérant des procédés moins énergivores, des rendements de conversion plus élevés, etc.
	Données issues d'installations pilotes	Etudes pilotes, procédés industriels non matures, etc. pouvant avoir des caractéristiques techniques d'excellentes qualités ou au contraire très pénalisantes car non optimisées

Tableau 20 Sources potentielles de différences entre les modèles de la littérature et le modèle de référence adopté dans le cas d'étude

Synthèse et discussion sur le cas d'application au PV résidentiel en France

L'objectif de cette étude était de fournir un modèle paramétré simplifié permettant d'estimer les performances carbone des systèmes composant la filière PV résidentielle telle qu'actuellement installée en France.

La méthodologie de génération du modèle simplifié a pu être appliquée à la filière PV, traitant d'un modèle de référence plus complexe que celui du premier cas d'application étudiant la filière éolienne terrestre en Europe. Les modèles de référence développés pour l'étude de la filière PV comprenaient ainsi plus de paramètres.

Le cas d'application à la filière PV de l'éolien a confirmé que l'accès à suffisamment de données pour pouvoir réaliser le modèle de référence et donc définir par extension le modèle simplifié était complexe. Il est apparu en effet très difficile de caractériser en détails l'ensemble des paramètres identifiés comme induisant potentiellement de la variabilité (quantité d'énergie pour les sous-étapes de fabrication, épaisseurs des wafers, etc...). Certains paramètres ont donc été fixés constants.

La définition des modèles de référence apparaît donc comme un processus itératif. En effet, ceux-ci pourront être enrichis, à fur et à mesure que de nouvelles données seront accessibles. La mise en place d'une collecte de données étendue à un maximum d'acteurs du domaine PV permettrait d'améliorer de manière significative la représentativité du modèle de référence et donc au final celle des modèles simplifiés.

Toutefois, en première approximation, pour les technologies couches minces, et le poly-Si, les modèles simplifiés fournissent des résultats cohérents avec la littérature. Les paramètres clés identifiés sont liés à la production électrique essentiellement (irradiation, ratio de performances et durée de vie).

Dans le cas du mono-Si, les écarts constatés entre le modèle simplifié et la littérature révèlent que la caractérisation des origines de fabrication n'est pas celle reprise par la littérature. Ce paramètre ayant été défini avec peu de variations (puisque les modules PV sont essentiellement fabriqués en Asie) n'entraîne pas un indice de Sobol important et celui-ci est donc exclu du modèle simplifié.

Or, dans les études de la littérature, ces paramètres d'origine de fabrication ont de toutes autres caractérisations ne correspondant pas à l'objectif de notre étude.

Dans le cas où une nouvelle étude visant à fournir des modèles simplifiés d'estimation des performances carbone de la filière PV telle que caractérisée dans la littérature était mise en place, il faudrait donc revoir la caractérisation de ces paramètres et définir d'autres scénarios de référence. Toutefois, cette étude spécifique ne correspond pas aux objectifs fixés dans ce cas d'application.

Les discussions avec les experts PV d'EDF montrent que les hypothèses de la littérature et donc leurs résultats associés reflètent des situations obsolètes et/ou non conformes au marché actuel ou au contraire des situations prospectives très avantageuses pour la filière PV.

Synthèse sur les cas d'applications

Le cadre méthodologique proposé dans ce travail de recherche a été appliqué à deux filières de conversion d'énergie :

- 1- La filière éolienne terrestre en Europe
- 2- La filière photovoltaïque résidentielle en France

Le premier cas d'application avait pour but de tester l'applicabilité du cadre méthodologique. Des modèles simplifiés d'estimation des performances carbone et énergétiques ont été mis en place, confirmant de fait que le cadre méthodologique était effectivement applicable à différentes catégories d'impacts.

Cette application a également mis en évidence que :

- La mise en place du modèle de référence, basé sur des paramètres indépendants était l'un des points sensibles de la mise en place du cadre méthodologique,
- La sélection des paramètres clefs était complexe et reflétait le dilemme entre précision du modèle simplifié et simplicité.

Le second cas d'application avait pour but d'appliquer le cadre méthodologique à une filière abordée à partir d'un modèle de référence plus complexe, c'est-à-dire traitant de plus de sources de variabilité.

L'étude de la filière PV a permis de définir des modèles simplifiés pour les quatre types de technologies de modules existantes. Elle a en outre confirmé le caractère chronophage et complexe de la définition du modèle de référence.

Ainsi, il n'a pas été possible de caractériser complètement l'ensemble des paramètres des modèles de référence, certains étant fixés constants. Par ailleurs, la caractérisation du domaine de validité par comparaison avec la littérature a mis en évidence de multiples sources de variabilité qu'il serait idéalement nécessaire de prendre en compte dans le modèle de référence si celui-ci devait correspondre au contexte de la littérature.

De fait, la définition du modèle de référence apparaît clairement comme un processus itératif, celui-ci pourra être enrichi, par l'ajout de nouvelles variables ou par l'accès à de nouvelles données permettant une prise en compte plus fine des paramètres.

Le prochain chapitre va permettre de discuter plus en détail chacune des cinq étapes de la méthodologie et d'explorer ainsi les points sensibles identifiés dans ce chapitre d'application du cadre méthodologique.

Chapitre 4 – Discussions sur la méthodologie

Résumé

Dans cette partie, nous allons discuter plus en détail les points critiques relatifs aux modalités d'application de chacune des étapes de la méthodologie sur la nature du modèle simplifié obtenu et son domaine de validité. Cette discussion de la méthodologie sera basée sur les cas d'application du PV résidentiel en France. Nous aborderons les points suivants:

- **Influence du cadre de l'étude (étape 1)** : nous analyserons l'évolution des résultats du modèle simplifié avec un changement des objectifs et du cadre de l'étude, tout en traitant toujours la même filière de production d'électricité. Ce premier point sera abordé avec l'étude de la filière PV *dans son ensemble*, c'est-à-dire traitant des différentes technologies de modules dans un seul et même modèle de référence,
- **Influence du choix et de la définition du modèle de référence (étape 2)** : nous discuterons dans cette partie l'influence de la définition du modèle explicite de cycle de vie et de la caractérisation des paramètres. En effet, dans le cas d'application du PV, il a été identifié que d'une part il était difficile d'accéder à toutes les données nécessaires pour caractériser les paramètres et d'autre part que le modèle de référence pouvait être plus ou moins détaillé en fonction des objectifs de l'étude,
- **Influence du choix de la forme du modèle simplifié (étape 3)** : Nous étudierons l'influence du nombre de paramètres et du choix des paramètres clefs sur la simplicité et la précision du modèle simplifié. De cette manière, nous mettrons en évidence le lien entre le nombre de paramètres clefs, la forme de l'équation et la qualité de l'estimation des résultats du modèle simplifié par rapport à ceux du modèle de référence,
- **Impact de la forme de l'équation paramétrée sur la représentativité des résultats du modèle simplifié paramétré par rapport aux résultats du modèle de référence (étape 4)** : les modèles simplifiés proposés sont conditionnés par le modèle de référence. Nous discuterons donc l'intérêt de considérer d'autres formes de méta-modèles non contraints par le modèle de référence,
- **Positionnement du modèle simplifié par rapport aux résultats de la littérature (étape 5)** : nous discuterons des difficultés de cette confrontation avec les résultats de la littérature. En effet, le cas d'étude du PV a montré les limites de cette étape puisque les cadres des publications ne sont pas jamais strictement identiques au cadre du modèle de référence utilisé dans la méthodologie.

4.1 Influence du cadre de l'étude : Exemple de la généralisation du cadre de l'étude PV résidentielle

Les parties précédentes du cas d'étude du PV résidentiel en France, traitaient séparément des différentes technologies (CdTe, CIS, poly-Si ou mono-Si). Dans cette partie, il a été décidé d'étendre le cadre de l'étude préalablement défini et de proposer de mettre en place un modèle simplifié pour la filière PV globale, c'est-à-dire incluant le choix des modules comme un paramètre du modèle de référence. Cette étude correspondra donc à une généralisation plus importante de la filière puisque la filière PV résidentielle en France, dans son ensemble, est étudiée quelque soit la technologie.

Dans ce cas, le modèle de référence prenant en compte le paramètre « *choix technologique de module* » est le suivant, Figure 72 :

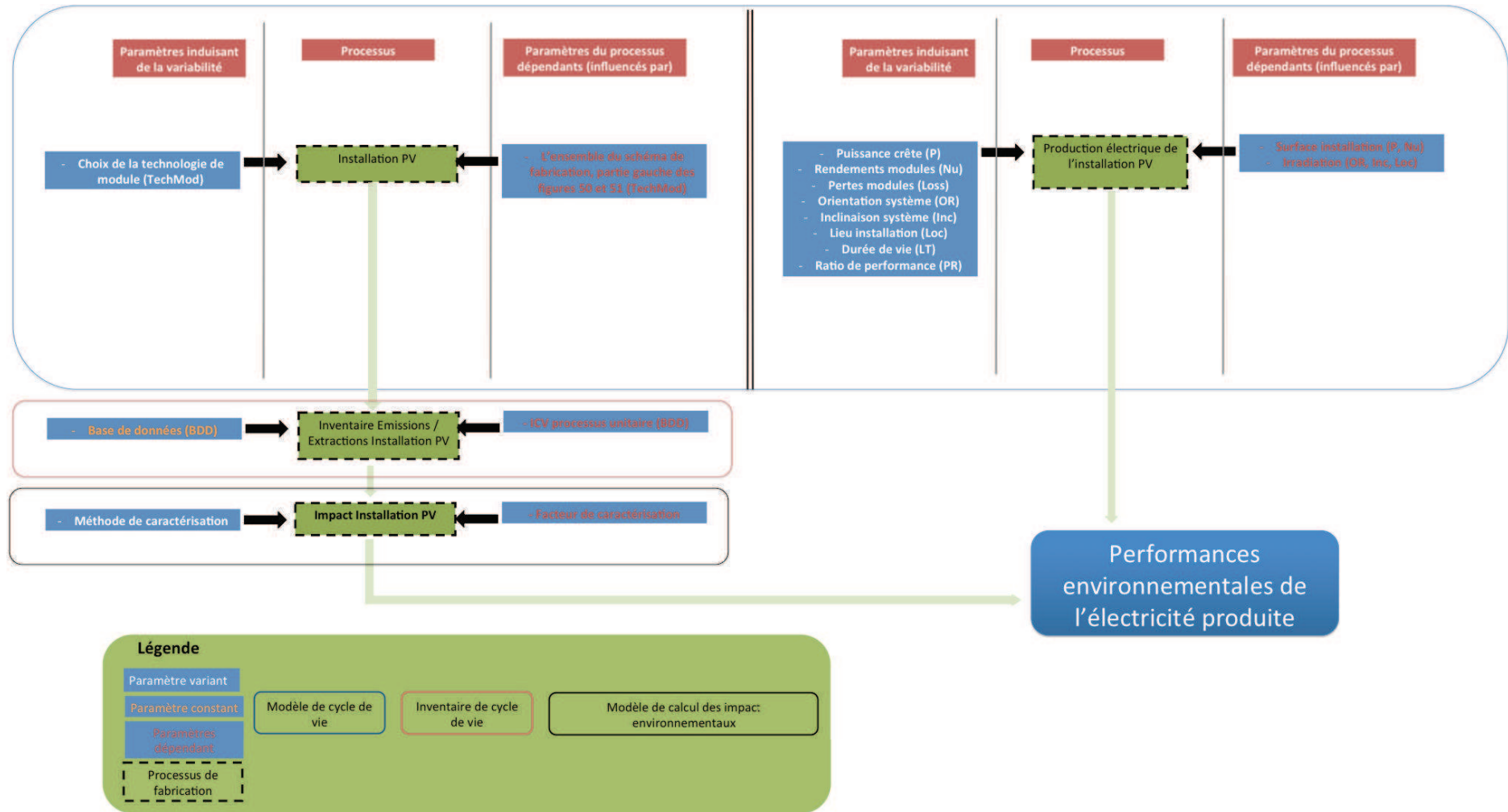


Figure 72 Modèle de référence pour l'étude générale (toutes technologies) du PV en France

Le modèle de référence adopté est donc plus général. De plus, le choix de la technologie est un paramètre essentiel, puisque le fait de choisir une technologie plutôt qu'une autre va directement influencer les pays de fabrication des modules, donc les mix électriques utilisés et les distances de transport. À la différence des modèles de référence précédents, dans le modèle de la Figure 72, les origines de fabrication deviennent dépendantes du choix du module. De fait, bien que variant suivant la même caractérisation que précédemment, les paramètres « *origines de fabrication* » n'apparaissent donc plus dans le calcul des indices de Sobol comme paramètres variant mais comme paramètres dépendants, car c'est le paramètre « *choix technologique de module* » qui conditionne l'origine de fabrication. Ce modèle, plus général, est donc défini avec moins de paramètres (ici seulement sept), mais ceux-ci induisent de nombreuses dépendances à d'autres paramètres, ceux des procédés de fabrication des modules.

Du fait que les procédés de fabrication sont différents entre les technologies, il est nécessaire d'appréhender le modèle de référence de cette manière. En effet, les technologies doivent être comparées sur une base commune, c'est-à-dire un même modèle de référence. Dans le cas contraire, par exemple, l'indice de Sobol lié à la purification du silicium, ne pourra pas être calculé pour les modules couches minces qui n'utilisent pas ce procédé. Ainsi, la comparaison entre les technologies de modules nécessite de définir un modèle de référence commun, permettant leur comparaison.

Il est ensuite nécessaire de caractériser ce paramètre, relatif à la technologie, c'est-à-dire de définir la répartition de technologie pour les installations PV. La caractérisation adoptée est celle de ecoinvent, pour la répartition des technologies en toitures inclinées en France, Tableau 21 :

Technologie de module	Répartition
Mono-Si	40,30%
Poly-Si	49,40%
CdTe	9,50%
CIS	0,80%

Tableau 21 Caractérisation du paramètre: " choix technologique de module", source : ecoinvent

Cette caractérisation est sujette à caution. En effet, la notice explicative de ecoinvent quant au mix français précise que les données terrain du pays ne sont pas disponibles et que de fait, les données employées sont extrapolées du cas Suisse. De plus, l'expertise EDF dans le domaine PV a fourni comme information qu'il n'existe pas de systèmes CdTe en toiture pour des applications résidentielles. Toutefois, cette hypothèse sera prise par défaut afin, d'une part, d'étudier l'influence de l'élargissement des objectifs de l'étude pour la méthodologie développée et d'autre part, pour quantifier si la pénétration de couches minces dans le marché PV français allait induire une évolution significative des performances carbone.

Les caractérisations des autres paramètres restent identiques. Les performances carbone des installations sont donc une agrégation des résultats présentés dans la Figure 58, pondérés par les proportions de modules ci-dessus, Figure 73 et Tableau 22 :

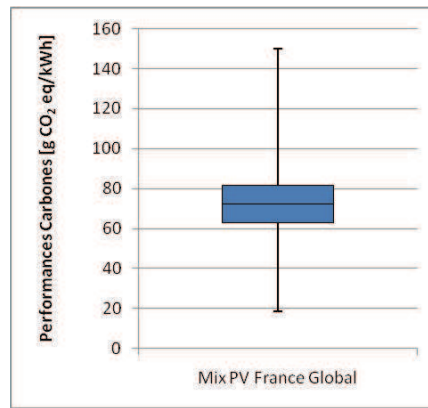


Figure 73 Performances carbone de la filière PV France dans son ensemble

Performances carbone PV dans son ensemble	
	[g CO ₂ eq/kWh]
Min	18,7
1er Quartile	63,1
Médiane	72,1
3ème Quartile	81,5
Max	150,1

Tableau 22 Performances carbone de la filière PV dans son ensemble

Les résultats des performances carbone de la filière PV dans son ensemble sont très proches des résultats des filières silicium puisque la répartition de la technologie des modules comporte essentiellement des modules à base de silicium cristallin, à près de 90 % (Tableau 21).

La décomposition de la variance en vue de l'identification des paramètres clefs pour ce nouveau modèle de référence est la suivante, Figure 74 :

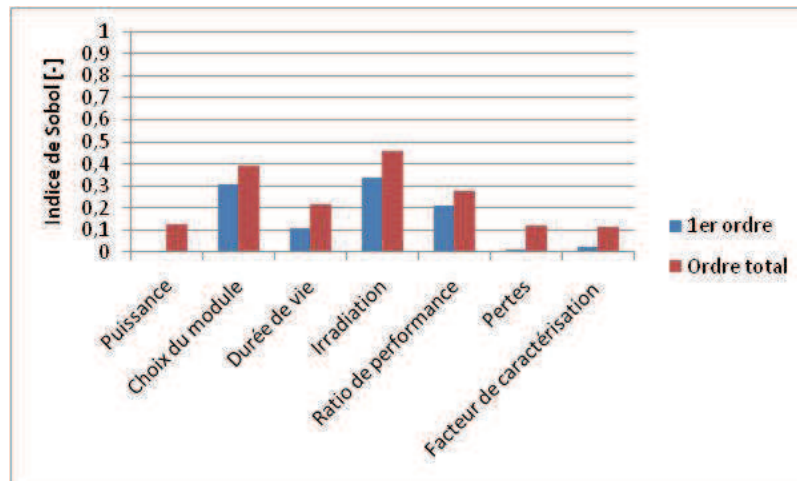


Figure 74 Identification des paramètres clefs pour le modèle de référence incluant l'ensemble des technologies

Le choix du type de module est le second paramètre en ordre d'importance. Il représente 30,9 % de la variance totale, en premier ordre. L'irradiation, demeure le paramètre le plus important, mais explique cette fois-ci 33,9 % de la variance globale de l'échantillon. Finalement, le ratio de performance explique 20 % de la variance et la durée de vie 10 %. Nous choisissons de retenir ces trois paramètres comme clefs, car ils expliquent 84,8 % de la variance totale de la réponse

environnementale. La durée de vie n'est plus retenue comme clef car sa contribution demeure mineure en comparaison des trois autres paramètres retenus.

Le type de technologie devient donc un paramètre important. Ceci s'explique par le fait que d'une part, ce paramètre conditionne l'ensemble des origines de fabrication et de transport et que d'autre part, il permet d'intégrer les technologies couches minces et silicium cristallines dans la génération aléatoire de l'échantillon représentatif des technologies en France. Or, il apparaît que même si la proportion de modules couches minces est faible (10 % au total), et qu'elle modifie assez peu le profil de distribution des impacts de la filière PV (Tableau 19) par rapport aux résultats des filières 100% cristallines (Tableau 13), l'écart observé entre les performances carbone des technologies (Figure 58) est suffisamment important pour induire la plus grande part de variance. Cette observation permet donc également de conclure que les modules couches minces présentent bel et bien un écart significatif avec les technologies cristallines.

Ainsi, lorsque la filière PV « générale » (toutes technologies confondues) est analysée, la technologie de module devient un paramètre discriminant. Nous retenons donc ce paramètre ainsi que l'irradiation et le ratio de performance comme paramètres clefs. Il est nécessaire de prendre en compte la contribution du choix de la technologie dans la mise en place du modèle simplifié. Ce paramètre est discret (choix entre 4 types de modules) et influence le numérateur (les impacts) du modèle de référence ; les contributions de l'irradiation et du ratio de performance influencent eux le dénominateur du modèle de référence. De fait, le modèle simplifié s'écrit comme une fonction par palier (fonction du choix de module) et est le suivant :

$$\text{Performances Carbones PV} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \begin{cases} \frac{39330}{\text{Irr.PR}} - 0.64 ; \text{ si CdTe} \\ \frac{55480}{\text{Irr.PR}} - 0.30 ; \text{ si CIS} \\ \frac{97470}{\text{Irr.PR}} - 0.75 ; \text{ si Mono - Si} \\ \frac{76632}{\text{Irr.PR}} - 0.58 ; \text{ si Poly - Si} \end{cases}, R^2 = 0.892, \text{ Eq. 34}$$

Tout comme le cas d'application du chapitre 3, ce modèle simplifié paramétré permet donc de quantifier les performances carbone des systèmes PV résidentiels en France. Toutefois, le modèle simplifié développé ici permet de prendre en compte la technologie de module en plus des autres paramètres principaux liés à la production électrique. La représentation du modèle simplifié est donc la suivante, Figure 75:

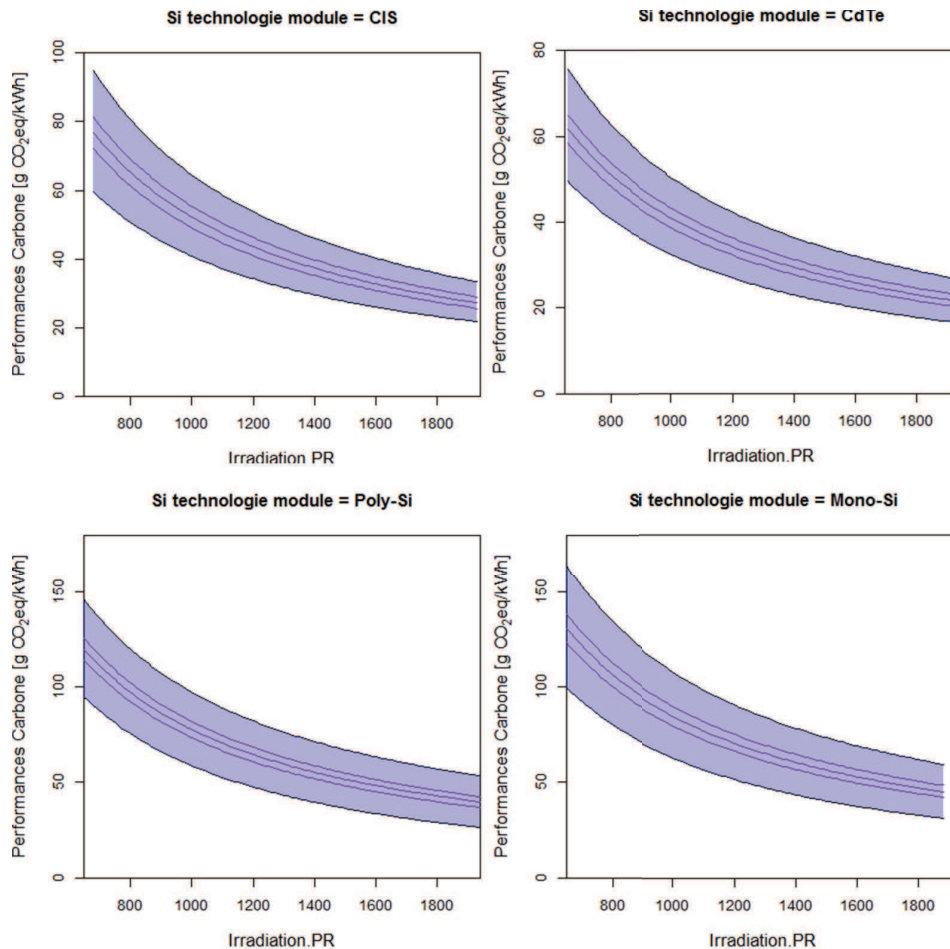


Figure 75 Modèle simplifié de performances carbone du cas d'étude France général

Dans le cas présent dit « général », il a donc été mis en évidence qu'effectivement, l'utilisation d'une technologie plutôt qu'une autre (en général l'utilisation des couches minces par rapport au silicium cristallin) permettrait de minimiser les performances carbone de l'électricité produite.

Toutefois, dans le cas où un paramètre lié à la fabrication des modules aurait été identifié comme un paramètre clef lors de l'étude d'une technologie de module séparé (chapitre 3), l'étude générale aurait seulement permis d'identifier que le choix de la technologie était un paramètre clef sans pouvoir identifier quelle étape de la fabrication des modules était également un paramètre significatif. Le fait de définir un cadre de l'étude plus général peut donc amener à une perte d'information significative.

Cette remarque est également valide lorsque les résultats du modèle simplifié par technologie (chapitre 3) et les résultats obtenus par le modèle ci-dessus sont comparés. En effet, dans le cas d'une technologie poly-Si ayant un ratio de performance de 0,80, installée dans une région avec une irradiation de 1400kWh/m².an et avec une durée de vie de 30 ans, le modèle développé dans le chapitre 3 donne pour résultat des performances carbone de 62,1 g CO₂ eq/kWh alors que le modèle ci-dessus fournit un résultat de 72,6 g CO₂ eq/kWh. Cet écart s'explique par le fait que la contribution de la durée de vie n'est plus considérée dans l'équation simplifiée du modèle ci-dessus car non reconnue comme clef lors de notre analyse des contributions à la variance par les indices de Sobol. De fait, la contribution de la durée de vie est implicitement incluse dans l'intervalle

min/max du modèle (Figure 75), la valeur médiane ainsi obtenue par le modèle simplifié peut donc être associée en quelque sorte à une valeur médiane de la durée de vie, c'est-à-dire 25 ans. Dans le cas où le modèle développé dans le chapitre 3 était utilisé pour une durée de vie de 25 ans, les performances carbone du système serait de 72,2 g CO₂ eq/kWh, ce qui, aux approximations de simulations et de calcul près, est similaire aux résultats du modèle général.

Ainsi, les deux modèles développés fournissent des résultats similaires. L'élargissement du cadre de l'étude présenté ci-dessus présente l'avantage de pouvoir étudier l'influence des couches minces dans le mix PV par rapport au silicium cristallin, mais il présente comme désavantage d'être très / trop général, puisqu'il ne permet plus d'étudier la contribution des origines de fabrication (incluses dans le paramètre « technologie »).

Ainsi, dans l'étape 1 de la méthodologie, il est nécessaire de fixer clairement les objectifs de l'étude qui définiront le degré de généralité et de détail auquel le modèle simplifié pourra/devra aboutir. Les objectifs retranscriront donc :

- Le choix des personnes souhaitant appliquer la méthodologie, choix entre étude détaillée et étude générale,
- Le choix des personnes souhaitant utiliser les modèles simplifiés au niveau décisionnel.

4.2 Influence du choix et de la définition du modèle de référence

Comme discuté dans les cas d'application, la définition du modèle de référence est un point clef de la méthodologie de mise en place de modèle paramétré. Celui-ci permet de prendre effectivement en compte les sources possibles de variabilité de la filière étudiée.

Le premier cas d'application de l'éolien terrestre en Europe utilisait un modèle explicite de cycle de vie simple, ne tenant compte que de 9 paramètres induisant de la variabilité sur les performances environnementales. Le cas d'étude du PV prenait en compte plus de paramètres, 16 pour les technologies à base de module cristallin. Toutefois, certains de ces paramètres n'ont pu être caractérisés par manque d'informations disponibles. Il serait nécessaire de mettre en place des modèles de référence plus détaillés, prenant en compte plus de sources de variabilité qui pourraient être caractérisées. Ce constat, bien qu'inhérent à la démarche ACV qui se heurte régulièrement au manque de données, est encore plus sensible dans le cas de l'approche ici développée.

En effet, la caractérisation des paramètres nécessite l'accès à un grand nombre de données provenant autant que possible de statistiques terrains, mais pas toujours accessible, par exemple la durée de vie des systèmes renouvelables, dont la caractérisation est à dire d'expert. Par ailleurs, dans notre méthodologie, l'accès aux données de fabrication est primordial et il faudrait pouvoir étudier un large panel de moyens de fabrication, issu d'un large échantillon de procédés industriels, le plus représentatif et exhaustif possible. L'accès aux données d'un industriel est complexe et, dans les bases de données par exemple, elles sont souvent considérées comme des données générales, moyennées voire extrapolées. Ainsi par exemple, dans le cas de l'éolien dans la base de données ecoinvent V 2.2, les données de fabrication de l'éolienne terrestre de 800 kW sont utilisées pour extrapoler les données de fabrication de l'éolienne en mer de 2 MW.

Dans le cas de notre méthode, il est essentiel d'accéder aux informations de fabrication du plus grand nombre d'industriels le plus représentatif des technologies actuellement mises sur le marché et ne pas se contenter de l'extrapolation d'une technologie particulière. Nous avons donc mis au point des méthodes d'approximations, comme le modèle de dimensionnement et les répartitions de matériaux caractéristiques pour l'éolien terrestre pour remédier à ce manque de données. Néanmoins ces approximations devraient être remplacées par des données spécifiques par exemple basées sur un modèle paramétré exhaustif, recensant une grande quantité de systèmes décrit par un ensemble détaillé de sous processus et permettant donc d'étendre l'échantillon de départ avec plus de paramètres.

D'une manière générale, la quantification des impacts environnementaux des filières de production d'électricité gagnerait à la mise en place de cadre incitatif de la part des collectivités et pouvoirs publics, favorisant l'accès à l'information. Il serait ainsi possible, en fonction de l'accès à de nouvelles informations ou avec un appui technique adéquat, de définir des modèles de référence beaucoup plus complexes et détaillés permettant une étude plus fine retranscrivant la variabilité des impacts environnementaux des filières étudiées.

Le projet « Référentiel d'évaluation des impacts environnementaux des systèmes photovoltaïques par la méthode d'analyse de cycle de vie » mis en place par l'ADEME (Payet et al., 2012) pourrait répondre à cet objectif dans le futur. Dans le cadre de ce travail de recherche, nous proposons ainsi de considérer l'élaboration du modèle de référence comme un processus itératif.

4.3 Influence du nombre de paramètres et du choix des paramètres clefs sur la simplicité et la précision du modèle simplifié

Le nombre de paramètres clefs retenus pour définir le modèle simplifié est un choix de la personne appliquant la méthodologie de simplification, et est fonction des objectifs fixés conjointement avec le décideur, futur utilisateur du modèle simplifié. Nous présentons ci-dessous, les graphiques Figure 76 et la définition du modèle simplifié pour un nombre croissant de paramètres clefs, pour la technologie poly-silicium :

- Modèle pour 1 paramètre clef (irradiation)

$$\text{Performances Carbone Poly} - \text{Si} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = 0,2 + \frac{99650}{\text{Irr}}, R^2 = 0,489 \text{ Eq. 35}$$

- Modèle pour 2 paramètres clefs (irradiation, ratio de performance)

$$\text{Performances Carbone Poly} - \text{Si} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \frac{76632}{\text{Irr.PR}} - 0,58, R^2 = 0,707 \text{ Eq. 36}$$

- Modèle pour 3 paramètres clefs (irradiation, ratio de performance, durée de vie)

$$\text{Performances Carbone Poly} - \text{Si} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \frac{1609360+12544.LT}{\text{Irr.LT.PR}}, R^2 = 0,843 \text{ Eq. 37}$$

- Modèle pour 4 paramètres clefs (irradiation, ratio de performance, durée de vie, origine du procédés de purification en qualité solaire Siemens)

$$\text{Performances Carbone Poly} - \text{Si} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \begin{cases} \frac{1599299+12594.LT}{\text{Irr.LT.PR}} ; \text{si Origine Siemens} = \text{USA} \\ \frac{1611663+11744.LT}{\text{Irr.LT.PR}} ; \text{si Origine Siemens} = \text{SK} \\ \frac{1634116+13038.LT}{\text{Irr.LT.PR}} ; \text{si Origine Siemens} = \text{CN} \\ \frac{158265+12544.LT}{\text{Irr.LT.PR}} ; \text{si Origine Siemens} = \text{JP} \\ \frac{1666847+9254.LT}{\text{Irr.LT.PR}} ; \text{si Origine Siemens} = \text{DE} \\ \frac{1499545+16581.LT}{\text{Irr.LT.PR}} ; \text{si Origine Siemens} = \text{TW} \\ \frac{1580505+12058.LT}{\text{Irr.LT.PR}} ; \text{si Origine Siemens} = \text{RU} \\ \frac{1732263+5972.LT}{\text{Irr.LT.PR}} ; \text{si Origine Siemens} = \text{UK} \end{cases} R^2 = 0,921 \text{ Eq. 38}$$

A titre d'exemple, nous présentons ici les graphiques des modèles simplifiés ainsi obtenus pour un et deux paramètres clefs sur la Figure 76. Le modèle simplifié à trois paramètres est celui présenté dans le chapitre 3 (Figure 61). Par soucis de clarté, nous ne présentons pas ici le modèle à quatre paramètres car celui-ci est composé de 8 graphiques (un par pays où a lieu le processus de purification en silicium qualité métallurgique en silicium qualité solaire).

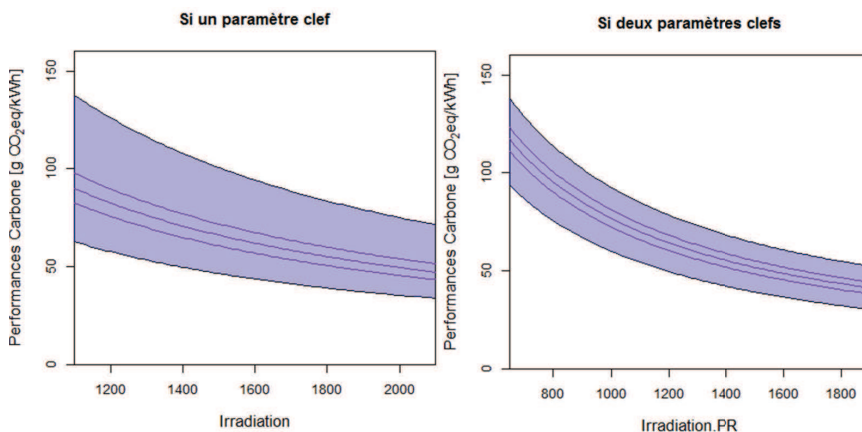


Figure 76 Profils des modèles simplifiés pour un et deux paramètres clefs

Les équations présentées ci-dessus montrent que plus le nombre de paramètres clefs retenus augmente, plus le coefficient de détermination de la régression, caractérisé par son R^2 est élevé, traduisant une meilleure estimation des performances carbone avec le modèle simplifié par rapport aux résultats générés par le modèle explicite de référence.

Les différents modèles sont ensuite appliqués à l'estimation des performances carbone d'un système PV quelconque, installé en France, pour une irradiation de 1100 kWh/m².a, un ratio de performance de 0,80, une durée de vie de 30 ans et une purification du silicium en Corée du Sud, Tableau 23:

	Unité	1 Paramètre	2 Paramètres	3 Paramètres	4 Paramètres
Irradiation	[kWh/m ² .a]	1100	1100	1100	1100
PR	[-]	-	0.8	0.8	0.8
LT	[a]	-	-	30	30
Origine	[pays]	-	-	-	SK
R² modèle simplifié	[-]	0.489	0.707	0.843	0.921
Minimum	[g CO ₂ eq/kWh]	70.1	67.5	56.5	59.5
1^{er} Quartile	[g CO ₂ eq/kWh]	83.2	82.4	70.2	69.5
Médiane	[g CO ₂ eq/kWh]	90.4	86.5	75.2	74.4
3^{ème} Quartile	[g CO ₂ eq/kWh]	97.9	93.3	76	75.5
Maximum	[g CO ₂ eq/kWh]	120.8	106.5	83.9	80.7
Variation médiane par rapport au modèle à 3 paramètres	[%]	20.2%	15.0%	0.0%	-1.1%
Intervalle min/max par rapport au modèle à 3 paramètres	[g CO ₂ eq/kWh]	50.7	39	27.4	21.2

Tableau 23 Exemple d'application des modèles simplifiés à un système au sein de la filière étudiée (SK = South Korea, Corée du Sud)

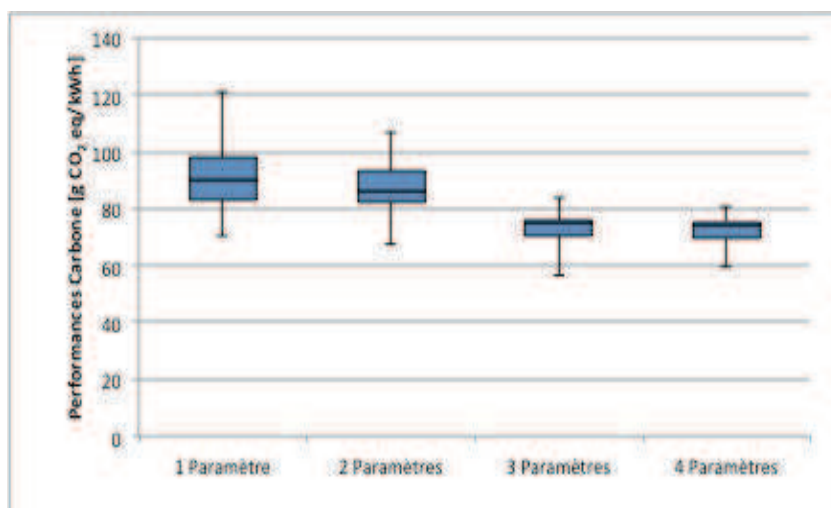


Figure 77 Intervalle de résultats des modèles simplifiés pour l'exemple d'application des modèles simplifiés à un système au sein de la filière étudiée

Dans la Figure 77, les résultats simplifiés des modèles à un, deux, trois et quatre paramètres sont présentés. Ils correspondent à une « vue en coupe » des Figure 61 et Figure 76 (la représentation graphique pour quatre paramètres n'est pas présentée dans ce document).

Bien que les profils environnementaux obtenus avec les quatre variantes de modèles réduits paramétrés se recoupent (les profils ne sont pas disjoints), leurs valeurs médianes sont sensiblement différentes (74,4 g CO₂ eq/kWh pour le modèle à 4 paramètres et 90,4 g CO₂ eq/kWh pour le modèle à un seul paramètre). Dans le cas à un paramètre, pour une irradiation donnée, les autres paramètres peuvent varier de leur valeur minimum à leur valeur maximum. Ces contributions des paramètres non clefs seront comprises dans l'intervalle min/max. En ajoutant un paramètre clef, le ratio de performance, celui-ci devient une variable explicative du modèle (une variable paramétrable du modèle simplifié) et sa contribution est « sortie » de l'intervalle min/max. De fait, cet intervalle se réduit (passant de 50,7 à 21.2 g CO₂ eq/kWh).

De plus, comme l'installation fictive étudiée possède un ratio de performance meilleur que le PR médian de sa distribution de probabilité (tel que caractérisé dans le modèle de référence), la valeur médiane de performance carbone associée au modèle à deux paramètres se situe dans la partie inférieure du diagramme à moustache du modèle à un paramètre. Et ainsi de suite en ajoutant des variables explicatives au modèle simplifié. De fait, l'ajout de paramètres permet de préciser l'estimation des performances carbone.

Ainsi, avec l'équation 35, il est nécessaire de ne renseigner et de ne connaître qu'un seul paramètre, l'irradiation. Cependant, bien que celui-ci soit le premier paramètre en ordre d'importance, la définition du modèle simplifié ne permet d'obtenir un coefficient de détermination de la régression, caractérisé par son R² de 0,46 seulement. Il traduit donc bien le fait que cette équation ne permet d'estimer que très approximativement les performances carbone des systèmes, voir le Tableau 23. La Figure 77 confirme ce constat : d'une part, la valeur estimée des performances carbone pour l'installation donnée est largement supérieure à celle estimée avec le modèle à trois paramètres défini dans le cas d'application (chapitre 3, retranscrit ici dans l'équation 37) et d'autre part, l'intervalle min/max associé au modèle à un seul paramètre, est très large.

A contrario, dans le cas où quatre paramètres clefs sont retenus, équation 38, l'équation paramétrique est plus complexe. Cependant, son R² est plus élevé, traduisant une meilleure adéquation entre les résultats du modèle simplifié et ceux du modèle détaillé de référence. Ceci est confirmé avec l'exemple de l'installation traitée dans le Tableau 23 et la Figure 77. Toutefois, du point de vue de l'utilisateur de ces modèles simplifiés, pour calculer les impacts avec l'équation 38, il est nécessaire d'accéder à l'information relative à ces quatre paramètres, ce qui peut être très complexe. En particulier connaître l'origine de l'étape de purification du silicium qualité métallurgique en silicium qualité solaire utilisé dans la fabrication des modules photovoltaïque n'est probablement pas une information aisée à se procurer pour un décideur.

À l'inverse du modèle à un et deux paramètres, l'intervalle min/max du modèle à 4 paramètres (représentant la contribution des autres paramètres qui n'ont pas été retenus comme clefs), pour un jeu de paramètres clefs, est réduit par rapport au modèle simplifié retenu dans l'application de la méthode au PV (3 paramètres clefs), Tableau 23. En effet, la contribution du paramètre d'origine de purification du silicium qualité métallurgique en silicium qualité solaire sera intégrée dans l'équation.

Ainsi, plus le modèle est simple, c'est-à-dire basé sur un nombre plus restreint de paramètres et donc nécessitant moins d'informations, moins il est précis et *vice et versa*. L'ajout de paramètres

permet donc d'ajuster la valeur médiane d'estimation des performances carbone tout en réduisant l'intervalle min/max. Tout dépendant des objectifs auquel le modèle simplifié doit répondre, c'est-à-dire tout dépendant des attentes des décideurs auquel il s'adresse, un modèle simpliste ne tenant compte que d'un seul paramètre et donnant une estimation assez grossière des performances environnementales peut être, dans certains cas, suffisant.

Par ailleurs, en fonction de l'accès à l'information, il est également possible de définir un modèle paramétré en excluant certains paramètres. Par exemple, dans le cas où il ne serait pas possible d'accéder à la donnée sur le ratio de performance, il est possible de définir un modèle uniquement en fonction de l'irradiation (le premier contributeur à la variance) et de la durée de vie (le troisième contributeur à la variance) :

$$\text{Performances Carbone Poly} - \text{Si} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \frac{2034466 + 17973 \cdot \text{LT}}{\text{LT} \cdot \text{Irr}}, R^2 = 0,63 \text{ Eq. 39}$$

Dans le cas de l'équation 39, le modèle simplifié défini a un coefficient de détermination de la régression R^2 moindre que dans le cas à deux paramètres présentés dans l'équation 36 puisqu'il considère la contribution de la durée de vie ayant un indice de Sobol plus faible que celui du ratio de performance. Toutefois, si cette information est accessible et non le ratio de performance, il sera plus précis d'utiliser l'équation 39 plutôt que l'équation 35 (avec un paramètre).

Lors de l'application de la méthodologie développée dans ce travail de recherche, la sélection du nombre de paramètres pour définir le modèle paramétré simplifié est effectuée au cas par cas, en fonction des objectifs, de la précision attendue et des informations disponibles de l'étude.

En effet, d'un point de vue de l'utilisation, c'est-à-dire de l'utilisateur non-expert exploitant ce modèle simplifié, le choix du nombre de paramètres clefs pourra être fonction de la disponibilité des données ou en fonction du degré de précision recherché pour les résultats.

***In fine*, le choix du nombre de paramètres clefs pour la définition du modèle simplifié est un optimum entre simplicité d'usage, représentativité par rapport au modèle de référence et accès/disponibilités aux données.**

4.4 Influence du choix de la forme du modèle paramétré

L'application de la méthodologie au cas éolien et au cas PV a permis d'identifier, pour l'essentiel, les paramètres liés à la production électrique comme des paramètres clefs. La forme générale du modèle de référence se définit comme le ratio entre l'impact des systèmes et leur production électrique respective (équation 29). De fait, les modèles simplifiés ont été définis selon la même forme mais en ne tenant compte que des paramètres clefs retenus. Le coefficient de détermination de la régression, caractérisé par son R^2 est ensuite calculé, permettant de mesurer l'adéquation du modèle simplifié ne tenant compte que des paramètres clefs avec les résultats du modèle de référence tenant compte lui de l'ensemble des paramètres.

Dans cette partie, d'autres formes de modèle simplifiés, non contraints dans leurs formes par le modèle de référence, ont été utilisés afin d'étudier l'influence du choix de la forme du modèle sur l'estimation des performances environnementales. Cette étude se base sur le cas des performances carbone du PV de technologie poly-Si.

Il existe de nombreuses approches pour la mise en place des modèles simplifiés que nous souhaitons définir, l'approche dite de surface de réponse, l'approche par krigage, l'approche MARS (*Multivariate Adaptive Regression Spline*) ou encore les approches basées sur des réseaux de neurones (Simpson et al., 2001). Nous proposons ici d'étudier l'utilisation de deux de ces approches : la méthode des surfaces de réponses et la méthode MARS.

Approche dite des surfaces de réponses

Les surfaces des réponses permettent d'exprimer la fonction d'un modèle par une somme de polynômes. Quatre types de modèles ont été testés :

1. Un modèle composé de monômes de degré un avec les trois variables suivantes: l'irradiation (Irr), la durée de vie (LT) et le ratio de performance (PR)

$$\text{Modèle simplifié (1)} = \alpha \cdot \text{Irr} + \beta \cdot \text{LT} + \gamma \cdot \text{PR} + \text{cte}$$

2. Un modèle avec quatre monômes basés sur les trois précédentes variables :

$$\text{Modèle simplifié (2)} = \alpha \cdot \text{Irr} + \beta \cdot \text{LT} + \gamma \cdot \text{PR} + \vartheta \cdot \text{Irr} \cdot \text{PR} + \text{cte}$$

3. Un modèle à huit monômes des trois variables clefs :

$$\text{Modèle simplifié (3)} = \alpha \cdot \text{Irr} + \beta \cdot \text{LT} + \gamma \cdot \text{PR} + \vartheta \cdot \text{Irr} \cdot \text{PR} + \mu \cdot \text{Irr} \cdot \text{LT} + \rho \cdot \text{PR} \cdot \text{LT} + \sigma \cdot \text{Irr} \cdot \text{LT} \cdot \text{PR} + \text{cte}$$

4. Un modèle à onze monômes du premier et second ordre des trois variables clefs :

$$\text{Modèle simplifié (4)} = \alpha \cdot \text{Irr} + \beta \cdot \text{LT} + \gamma \cdot \text{PR} + \vartheta \cdot \text{Irr} \cdot \text{PR} + \mu \cdot \text{Irr} \cdot \text{LT} + \rho \cdot \text{PR} \cdot \text{LT} + \sigma \cdot \text{Irr} \cdot \text{LT} \cdot \text{PR} + \alpha_2 \cdot \text{Irr}^2 + \beta_2 \cdot \text{LT}^2 + \gamma_2 \cdot \text{PR}^2 + \text{cte}$$

Il n'apparaît pas souhaitable d'augmenter encore l'ordre des modèles car ceux-ci pourraient alors devenir instables (Simpson et al., 2001).

Le calcul des coefficients des quatre modèles est effectué par approche des moindres carrés. Ceux-ci ainsi que les coefficients de régression des modèles sont présentés ci-dessous, Tableau 24:

	Modèle simplifié paramétré			
	1	2	3	4
R^2	0,818	0,822	0,827	0,843
Constante	2,63E+02	3,27E+02	5,02E+02	7,32E+02
Irradiation	-4,39E-02	-8,79E-02	-1,68E-01	-2,75E-01
Ratio de performance	-9,02E+01	-1,73E+02	-3,27E+02	-5,50E+02
Durée de vie	-2,34E+00	-2,34E+00	-9,29E+00	-1,56E+01
Irradiation. Ratio de performance	-	5,64E-02	1,11E-01	1,37E-01
Irradiation. Durée de vie	-	-	3,18E-03	4,00E-03
Ratio de performance. Durée de vie	-	-	6,10E+00	7,81E+00
Irradiation.Ratio de perf.Durée de vie	-	-	-2,16E-03	-3,21E-03
Irradiation²	-	-	-	2,83E-05
Ratio de performance²	-	-	-	1,16E+02

Tableau 24 Coefficients associés aux variables des 4 modèles simplifiés testés

Le calcul des intervalles de confiance des coefficients des équations paramétrés simplifiés montre que les bornes de ces derniers sont toujours du même signe. Dans le cas contraire cela aurait signifié que les contributions de ces composantes du modèle pourraient être négligées. Des tests de *student* ont été réalisés, confirmant les conclusions associées aux intervalles de confiance.

Les coefficients de régression des quatre modèles estiment donc correctement le modèle de référence à partir des paramètres sélectionné comme clefs et donc *in fine*, les performances carbone obtenues. De plus, ces coefficients, calculés pour chaque modèle, montrent des résultats très proches, variant, au maximum, de 3 %, Tableau 24.

De par ce faible écart et en s'appuyant sur le principe du rasoir d'Ockham : « *Les entités ne doivent pas être multipliées par delà ce qui est nécessaire* », le gain de précision (qui se traduit par une augmentation du R^2) associé à la complexification du modèle, ne justifie pas, à notre sens, la prise en compte des paramètres à leurs ordres 2 (modèle 4). Il aurait également été possible de réaliser un test statistique pour identifier si les résultats des différents modèles sont significativement différents, celui-ci n'a pas été réalisé dans ce présent travail.

Les modèles tenant compte ou non des interactions entre les paramètres (modèles 1, 2, 3) fournissent des résultats très proches du modèle défini dans le cas d'application du PV (équation 37). Le coefficient de détermination étant encore une fois proche mais cependant plus faible.

A partir des trois paramètres retenus comme clefs dans le cas d'application du PV résidentiel, il n'apparaît pas possible, avec l'approche des surfaces de réponses, d'obtenir une meilleure approximation (*i.e.* R^2 de l'ordre de 0,843) du modèle de référence et donc des performances carbone des systèmes PV Poly-Si que nous obtenons avec l'équation s'inspirant du modèle de référence. De plus nous perdons la représentativité physique du modèle avec cette approche de somme polynomiale.

Approche MARS

Cette approche est une approche de régression non paramétrique, à la différence des surfaces de réponses présentée ci-avant. Elle présente l'avantage de modéliser les interactions entre les paramètres et les non-linéarités sans présupposer de la forme paramétrique du modèle.

Les fonctions de base et leurs coefficients ont été calculés en utilisant la librairie de calcul « *earth* » du logiciel **R** :

$$\begin{aligned} \text{Performances Carbone Poly - Si} \left[\frac{\text{g CO}_2 \text{eq}}{\text{kWh}} \right] = & 74 - 1,9 \cdot \max(0, LT - 24) + 2,8 \cdot \max(0, 24 - LT) - \\ & 0,036 \cdot \max(0, Irr - 1489) + 0,049 \cdot \max(0, 1489 - Irr) - 75 \cdot \max(0, PR - 0,72) + \\ & 118 \cdot \max(0, 0,72 - PR) + 0,076 \cdot \max(0, LT - 29) \cdot \max(0, 1489 - Irr) \cdot \max(0, 0,86 - PR) + \\ & 0,032 \cdot \max(0, 29 - LT) \cdot \max(0, 1489 - Irr) \cdot \max(0, 0,86 - PR) , \mathbf{R^2 = 0.843} \text{ Eq. 40} \end{aligned}$$

Ainsi, à partir des trois paramètres clefs, il n'apparaît pas évident, avec MARS, d'obtenir une meilleure approximation (*i.e.* R^2 sensiblement meilleur que 0,843) des performances carbone des systèmes PV Poly-Si qu'avec l'équation présentée dans le chapitre 3.

La valeur du coefficient de régression de 0,843 semble être l'asymptote atteignable avec trois paramètres et donc traduire la meilleure approximation des résultats du modèle de référence avec les trois paramètres clefs sélectionnés. L'erreur résiduelle de 0,157 associée à la mise en place d'un modèle à trois paramètres nous apparaît comme incompressible sans l'ajout de nouveaux paramètres. Cette valeur représente en effet la variabilité liée à la contribution des paramètres non retenus comme clefs.

Pour améliorer l'estimation des performances carbone, il serait nécessaire de prendre en compte d'autres paramètres du modèle de référence et donc de les considérer comme des paramètres clefs pour le modèle réduit. Ceci rejoint la discussion de la partie précédente sur l'influence du choix et du nombre de paramètres clefs sur l'adéquation du modèle simplifié à représenter le modèle de référence.

Les modèles simplifiés que nous avons définis pour les différents cas d'application reprennent la forme du modèle de référence (impact rapporté à la production électrique). Ces modèles fournissent des coefficients de régression semblables mais légèrement plus grands à ceux des modèles issus de l'approche dite des surfaces de réponse et l'approche MARS. Ils ont également une forme plus simple et plus compacte. L'approche MARS présente l'avantage de ne pas présupposer de la forme du modèle, cependant, dans le cas présent, devant un gain de précision nul, nous avons souhaité garder une cohérence entre la forme du modèle de référence et celui du modèle simplifié.

Représentativité du modèle simplifié vis-à-vis d'un nouvel échantillon de système au sein de la filière étudiée

Nous avons procédé à une vérification supplémentaire de la robustesse du modèle simplifié en le confrontant à un nouvel échantillon.

En reprenant l'équation paramétrée du modèle simplifié et en l'appliquant à une nouvelle matrice de scénarii de 15'000 systèmes différents de ceux utilisés pour la définition dudit modèle, nous obtenons un coefficient de détermination de 0,843. Le résultat est donc similaire à celui obtenu pour la mise en place du modèle.

Il apparaît donc que le modèle paramétré simplifié que nous avons défini dans le chapitre 3 représente et estime correctement les performances carbone des systèmes PV résidentiel en France utilisant des modules poly-cristallins.

4.5 Caractérisation du domaine de validité du modèle par comparaison de ses résultats avec la littérature

La comparaison des résultats du modèle simplifié avec les résultats d'études comparables de la littérature peut s'avérer complexe. En effet, dans un premier temps dans cette étape, il est fait l'hypothèse que le modèle de référence couvre au maximum les différentes sources de variabilités et appréhende l'ensemble des alternatives technologiques, méthodologiques, géographiques et temporelles telles que la littérature les définit et les couvre.

Par la suite, les points sortant de l'intervalle min/max du modèle de référence sont analysés plus en détail afin d'identifier les raisons de cet écart. Cette approche permet ainsi de caractériser le domaine de validité du modèle simplifié et de définir quels seraient les paramètres à prendre en compte dans une nouvelle itération et définition du modèle de référence.

Ces comparaisons et analyses des différences montrent que le modèle de référence n'est pas totalement exhaustif de l'ensemble des modèles issus de littérature. En effet, il ne cherche pas à représenter la variabilité de la littérature mais celle de la filière telle que définie dans les objectifs de la méthodologie, les deux n'étant pas forcément les mêmes. Les cas d'applications ci-dessus ont montré que le manque d'accès aux données ainsi que la complexité des technologies induisaient la mise en place d'un modèle de référence d'ores et déjà simplifié.

Il serait, en principe, possible de définir un modèle de référence complètement exhaustif, mais dans ce cas, et comme discuté dans la partie de ce chapitre relatif à ce modèle, il nécessiterait alors l'accès à un grand nombre de données, qui ne sont, pour l'heure pas à disposition.

Par ailleurs, la comparaison des résultats du modèle simplifié avec ceux de la littérature pose également la question de la représentativité de la littérature. En effet, cette comparaison suppose que la littérature et l'étude réalisée portent sur les mêmes hypothèses. Il se trouve que la littérature peut ne pas être la plus représentative de l'état de l'art actuel de la fabrication des systèmes par exemple, et en particulier dans le cas des technologies PV dont le marché évolue très rapidement (cf discussions présentées dans le chapitre 1 quant aux limitations de l'usage des revues de littérature et méta-ACV).

En effet, dans le cas du PV, le marché actuel de la fabrication des modules se situe pour l'essentiel en Asie et plus spécifiquement en Chine. De fait, les étapes de fabrication devraient utiliser pour la plupart de l'électricité issue du réseau chinois, à base de charbon pour l'essentiel. Les impacts des modules seront alors plus importants que dans le cas d'une fabrication avec un mix américain ou avec un mix norvégien (à base d'hydro-électricité).

Toutefois, peu de littérature scientifique traitant de l'ACV du PV prend pour hypothèse une fabrication des modules (tout ou partie) en Chine. De fait, les impacts observés dans la littérature, bien que valides, peuvent ne pas forcément représenter, en proportion, les impacts des modules effectivement installés en pratique.

Ainsi, le modèle explicite de cycle de vie utilisé, et la caractérisation de ses paramètres peuvent être significativement différents des hypothèses de la littérature. Pour cette raison, lors de la validation du modèle de référence (étape 2), nous parlons uniquement de cohérence entre les résultats du modèle et de la littérature. La comparaison en étape 5 permet également de vérifier que l'ordre de grandeur des modèles simplifiés correspond à ceux de la littérature, pour un même jeu de paramètres clefs.

Il serait nécessaire de mettre en place un cadre méthodologique rigoureux, encadrant les ACV des systèmes et filières énergétiques, afin d'éviter, autant que possible, les biais mentionnés. Ce genre de travaux existe, comme le référentiel PV en France (Payet et al., 2012), fixant un guide de bonnes pratiques pour calculer les impacts des systèmes. Cependant ce genre de guides est encore très précurseur. D'autres versions plus détaillées de ces guides permettront, d'obtenir le niveau de précision suffisant pour la mise en place d'un modèle de référence exhaustif.

Synthèse sur la méthodologie

Dans cette partie, les modalités d'application de la méthodologie ont été discutées. Il a été mis en évidence que les objectifs du modèle paramétré étaient un point clef de la méthodologie puisque définissant de quelle manière vont varier les paramètres des systèmes (les intervalles, les distributions de probabilités). Les objectifs de l'étude fixent également le degré de généralisation du modèle de référence. L'exemple de l'étude générale de la filière PV (comprenant le choix de la technologie de module) a montré qu'il est possible d'intégrer la diversité technologique d'une filière au sein d'un modèle paramétré représentatif. Toutefois, dans ce cas-ci, le modèle paramétré de référence comportera des paramètres plus globaux, dont dépendent par exemple les paramètres de fabrication. De fait, la décomposition de la variance et le calcul des indices de Sobol porteront sur un nombre plus restreint de paramètres globaux, permettant ainsi une étude plus générale mais moins détaillée de la filière.

Il est également apparu que la deuxième étape de la méthodologie, comprenant la mise en place d'un modèle de référence et le calcul des performances environnementales d'un grand nombre de systèmes au sein de la filière étudiée, était complexe. Elle nécessite de définir un modèle prenant en compte un large éventail de sources de variabilité. Toutefois, les paramètres doivent ensuite être caractérisés selon les intervalles et distributions de probabilités, ce qui nécessite de grandes quantités d'informations qui ne sont pas toujours accessibles. Ainsi, dans les cas d'application de ce travail de recherche, certains paramètres ont été fixés à des valeurs constantes, du fait du manque d'information. La mise en place du modèle de référence est donc un processus itératif, évoluant en fonction de l'accès à de nouvelles informations. Les cas d'application proposés dans ce travail de recherche ont permis la mise en œuvre de la méthodologie de génération de modèles simplifiés. Toutefois, il apparaît que ces modèles pourront être affinés avec l'accès à de nouvelles données. Dans le cas particulier de la filière photovoltaïque, ces nouvelles données pourraient être accessibles par le biais de projets tels que le référentiel PV proposé par l'ADEME (Payet et al., 2012) qui fixe un cadre standard pour l'étude des systèmes de production d'électricité à partir de modules photovoltaïques. Il serait nécessaire toutefois d'enrichir cette approche par la création d'une base de données technique permettant de définir ensuite des statistiques sur les installations réelles (productibles, lieux d'implantation, etc.) et les modules (origines, masse de verre, etc.).

La sélection des paramètres clefs par décomposition de la variance totale en somme de variance induite par chaque paramètre et leurs combinaisons a également été discutée. La quantification des parts de variances permet effectivement de hiérarchiser les paramètres. Toutefois, le choix de retenir un paramètre comme clef, c'est-à-dire de le considérer comme induisant suffisamment de variance sur la variance de la réponse environnementale est complexe. Cette sélection relève de plusieurs critères. Il est ainsi possible de ne retenir qu'un nombre très restreint de paramètres clefs (par exemple un), dans ce cas le modèle simplifié sera très simple, et fournira une information environnementale des performances des systèmes rapidement et moyennant très peu d'investissement en collecte de données. Toutefois, les résultats obtenus le seront à partir d'un modèle étant peu représentatif du modèle de référence défini et utilisé en étape deux de la méthodologie. Ainsi, le coefficient de détermination de la régression, caractérisé par son R^2 représentant la bonne adéquation du modèle paramétré simplifié avec les résultats du modèle de référence sera faible. De plus, l'intervalle d'incertitude (minimum/maximum) des résultats du

modèle simplifié, sera important puisqu'englobant les contributions de nombreux paramètres qui n'ont pas été retenus comme clefs.

À l'inverse, la sélection d'un plus grand nombre de paramètres clefs permettra de définir un modèle simplifié plus précis et plus représentatif des résultats du modèle de référence (intervalle d'incertitude plus restreint et donc un coefficient de détermination de la régression R^2 élevé). Toutefois, ce modèle nécessitera, pour l'utilisateur final (le décideur), de collecter plus d'informations pour pouvoir l'utiliser, lesquelles peuvent être difficilement accessibles. De fait, la sélection du nombre de paramètres clefs est une recherche d'optimum entre simplicité du modèle (et donc de son utilisation) et précision des résultats escomptés. Il apparaît que cet optimum doit se définir au cas par cas, en fonction des objectifs de l'étude, de la disponibilité des données, mais également des attentes de l'utilisateur final, le décideur. En fonction des critères définis, le concepteur de l'étude (*i.e.* la personne réalisant le travail et appliquant le cadre méthodologique), sélectionnera le nombre de paramètres adéquat.

La forme des modèles simplifiés a été fixée initialement dans la méthodologie comme dépendante de la forme du modèle de référence, cependant, ceux-ci pourraient prendre d'autres formes d'équation. Les modèles simplifiés, dans le cas de l'analyse des filières PV et éolienne, ont montré qu'en gardant la forme générale du modèle de référence (défini comme le ratio entre les impacts des systèmes et leurs productions électriques), il est possible de définir un modèle de forme simple présentant un coefficient de détermination de la régression similaire aux modèles complexes obtenus par approches des surfaces de réponse ou approche *MARS*. Connaissant la forme du modèle de référence, il apparaît donc préférable, lors de la mise en place du modèle simplifié, de s'inspirer du modèle de référence, pour conserver un format compact représentatif de la filière étudiée et conserver un sens physique de l'équation.

Finalement, le positionnement des résultats du modèle simplifié par rapport à la littérature s'est avéré complexe. Les modèles de référence ne pouvaient pas forcément être comparés aux modèles de la littérature, car ils ne couvraient pas forcément les mêmes systèmes ou ne reposaient pas sur les mêmes hypothèses de modélisation. De fait, il est nécessaire d'une part, d'identifier les raisons de la différence des résultats issus des différents modèles et d'autre part, de définir s'il est nécessaire et possible, en fonction de la disponibilité de l'information, de modifier le modèle de référence pour correspondre à la variabilité de la littérature. Il apparaît toutefois plausible et logique, si l'objectif de l'étude n'est pas d'étudier et de comprendre la littérature, que les résultats obtenus par le modèle simplifié ne coïncident pas à ceux de la littérature.

Il est ainsi possible de synthétiser les caractéristiques du cadre méthodologique développé selon une approche d'analyse SWOT (*Strengths* - Forces, *Weaknesses* – Faiblesses, *Opportunities* - Opportunités, *Threats* – Menaces), Figure 78 :



Figure 78 Diagramme SWOT synthétisant les caractéristiques du cadre méthodologique développé

Le cadre méthodologique proposé a pour force d'étudier effectivement de manière globale une filière de conversion d'énergie, permettant de caractériser le profil de variation des performances environnementales associées tout en fournissant une estimation rapide et simple des performances des systèmes qui la composent. Ce cadre méthodologique permet en outre de quantifier le lien entre la variabilité des paramètres des systèmes composant la filière et la variabilité de la réponse environnementale. Finalement, le cadre méthodologique permet de répondre à l'objectif général de ce travail de recherche qui est la mise en place d'un outil d'information, simple d'utilisation, sur les impacts environnementaux des systèmes et filières. Nous verrons dans la partie perspectives, à suivre, de quelle manière pourrait être utilisé ce type de modèle simplifié dans une vision intégrée d'outil d'aide à la décision dans le cadre, par exemple, des réflexions sur la transition énergétique.

Comme discuté précédemment dans cette synthèse, les faiblesses du cadre méthodologique résident principalement en la définition du modèle de référence. Toutefois, l'approche itérative proposée permet de faire évoluer le modèle en fonction de l'accès à de nouvelles données et/ou en fonction des objectifs de l'étude. Il apparaît clairement que la mise en place de ce modèle de référence est l'élément chronophage de ce cadre méthodologique, ce qui pourrait être un frein au développement de cette approche à plus large échelle que ce travail de recherche.

Les opportunités associées à ce cadre méthodologique ont également été identifiées. Les outils simplifiés pourraient servir de support pour la planification stratégique, liée aux discussions sur les bouquets énergétiques du futur, en lien avec le débat sur la transition énergétique. Nous verrons, dans la partie relative aux perspectives de ce travail, qu'il est possible d'appliquer ce cadre à des études prospectives visant à considérer des évolutions dans les filières de conversion d'énergie. De cette manière, il serait possible de définir des schémas de développement des filières raisonnées, c'est à dire limitant au mieux les impacts environnementaux liés aux systèmes installés. Un exemple fictif de ce genre d'étude sera abordé dans la partie « perspectives » de ce travail. Finalement, la caractérisation environnementale de l'ensemble des filières de conversions d'énergie permettrait une étude plus fine des impacts environnementaux des bouquets énergétiques considérant la variabilité intrafilière et non uniquement la variabilité interfilière.

Des menaces associées à ce cadre méthodologique ont également été identifiées. Pour les cas d'application, les résultats obtenus par le modèle de référence et l'identification des paramètres clefs pouvaient varier fortement en fonction de la caractérisation des paramètres. Il serait donc possible d'ajuster les résultats en choisissant une caractérisation adéquate des paramètres. Nous identifions le même risque dans le cadre de la réalisation d'une ACV détaillée « standard ». Pour parer à cette éventualité, il apparaît primordial, comme pour toute étude ACV, de rester critique et objectif vis-à-vis des résultats obtenus. Par ailleurs, toute application de ce cadre nécessite une absolue transparence dans la réalisation de chacune des cinq étapes. Il a également été identifié que les résultats de l'application de ce cadre méthodologique pourraient être réduits à générer une valeur moyenne. Restreindre les résultats de ce travail à une valeur moyenne par filière apparaît comme très dommageable car les résultats ainsi obtenus ne reflèteraient plus la variabilité de la filière considérée.

Ce travail de recherche a mis clairement en évidence qu'il n'est pas possible de restreindre la caractérisation environnementale d'une filière en une valeur unique d'impact. Ainsi l'hétérogénéité

des systèmes, composant une filière, induit une large variabilité des impacts. Celle-ci pourrait être un frein à l'utilisation de l'ACV comme outil d'aide à la décision, car l'outil serait alors considéré comme non conclusif. La mise en place de ces modèles paramétrés réduits permet de tempérer fortement cette critique, car leur application permet de fournir une valeur d'impact avec un intervalle d'incertitude fortement réduit par rapport à l'intervalle global de la filière. De fait, il est nécessaire de présenter et d'utiliser conjointement la distribution des impacts globaux de la filière couplée avec le modèle simplifié afin d'éviter la « menace » que serait l'utilisation seule de cette large distribution, pouvant amener à l'idée fausse que l'ACV est non-conclusive.

L'analyse environnementale des filières de conversion d'énergie est un sujet complexe. Elle nécessite l'étude de l'ensemble des systèmes qui la composent. La méthodologie développée fournit un cadre général pour la mise en place de modèles simplifiés permettant l'étude paramétrée de ces filières.

Perspectives : Utilisation de la méthodologie pour les études de prospective énergétique et développements futurs du cadre méthodologique

Résumé

Cette partie va présenter les perspectives d'applications et de recherches ultérieures possibles, basées sur la méthodologie de thèse développée.

Dans un premier temps, nous allons montrer comment cette méthodologie peut être appliquée à des fins d'études prospectives. Ce type d'étude permettant d'identifier si une modification importante au sein de la filière telle qu'un changement majeur de l'origine de fabrication, induira un changement significatif des performances environnementales des systèmes. L'étude prospective ne concernera qu'une modification de la caractérisation des paramètres (*i.e.* les distributions de probabilités). Nous ne considérerons donc pas une rupture technologique, impliquant une remise en cause globale du modèle de référence. Le modèle simplifié ainsi défini permettra donc d'estimer les performances environnementales actuelles ainsi que celles de futurs systèmes PV.

Dans un second temps, nous discuterons des possibilités d'utilisation de ces modèles simplifiés pour la mise en place d'outils d'aide à la mise en place de politique de développement énergétique raisonnée (d'un point de vue environnemental). En effet, les modèles simplifiés obtenus répondent bien aux objectifs fixés dans le travail de doctorat qui visait à permettre d'estimer simplement et rapidement les performances environnementales de systèmes, tout en caractérisant également le profil environnemental de la filière de conversion d'énergie étudiée. Cependant, dans le cadre de la mise en place de politique énergétique, ces modèles simplifiés doivent encore être inclus dans un outil d'aide à la décision en permettant une vision globale des impacts d'une filière, notamment sur un territoire donné.

L'exploitation cartographique des modèles simplifiés est une piste prometteuse que nous avons commencé à initier. Nous explorerons donc la mise en place d'un outil d'aide à la décision basé sur un système d'information géographique (SIG) et utilisant les modèles simplifiés traitant de l'analyse prospective que nous aurons réalisée dans la première partie de ce chapitre. Ainsi, sur un territoire donné et pour les paramètres clefs des modèles simplifiés, il sera possible d'identifier les potentiels d'implantation des filières sous une perspective de minimisation des impacts environnementaux. Ce type d'outil identifiera donc les technologies et localisations les plus adaptées par territoire selon une perspective environnementale, permettant de quantifier le potentiel énergétique géo-localisé d'une filière et ainsi fournir les éléments d'aide à la décision nécessaires à la mise en place d'une politique raisonnée de développement de ces énergies sur un territoire donné.

Ce chapitre présentera également quelques perspectives de recherches visant à étoffer le cadre méthodologique développé dans ce travail de recherche, notamment en abordant les aspects multi-critère, la prise en compte des sources de variabilité méthodologique dans le modèle de référence et le développement de modèles d'optimisation du bouquet énergétique sous perspective environnementale.

5.1 Utilisation prospective de la méthodologie développée : Cas d'application à la filière PV utilisant des modules CdTe

L'application des modèles simplifiés à des fins prospectives va être illustrée à partir du cas photovoltaïque utilisant des couches minces CdTe (voir chapitre 3).

L'étude prospective d'une filière nécessite d'identifier comment celle-ci peut probablement évoluer dans l'avenir. *A priori*, dans l'étude que nous définissons ici comme prospective, nous considérons que, par rapport à l'étude d'un système existant, le modèle de référence, hors caractérisation des paramètres, reste identique. L'étude prospective ne concerne donc qu'une modification de la caractérisation des paramètres (*i.e.* les distributions de probabilités). Nous ne considérerons donc pas une rupture technologique, impliquant une remise en cause globale du modèle de référence.

Pour appliquer le cadre méthodologique à une étude prospective, nous proposons de définir une variable supplémentaire qui se caractérise selon deux (ou plusieurs) états, l'état actuel et l'/les état(s) futur(s).

L'exemple traité a pour ambition d'étudier si une modification majeure de l'origine de fabrication des modules CdTe serait un paramètre significatif. Le modèle simplifié devra donc tenir compte de cette modification et permettre d'estimer les performances carbone en fonction notamment de cette variable.

Le modèle de référence, est identique à celui présenté dans le chapitre 3 (Figure 51), à ceci près qu'au lieu d'avoir le paramètre « **origine** de fabrication », nous définissons un paramètre « **scénario** de fabrication » tenant compte d'une répartition d'origine de fabrication par pays dans le cas présent et d'une répartition pour un cas futur (fictif), Tableau 25. Ce paramètre « scénario de fabrication » définit donc la répartition des pays de fabrication à adopter pour le calcul des performances carbone des systèmes utilisant des modules CdTe.

Pays de fabrication	Cas présent (traité dans le chapitre 3)	Cas prospectif fictif
Allemagne	22%	0%
Malaisie	78%	0%
Norvège	0%	33.33%
Suisse	0%	33.33%
Espagne	0%	33.33%

Tableau 25 Caractérisation du paramètre "scénario de fabrication" dans le cadre de l'étude prospective des systèmes PV CdTe

Ainsi, ce paramètre « scénario de fabrication » reprend, pour le cas « *présent* », la répartition (caractérisation) de l'origine de fabrication représentée dans la Figure 52 et reproduit ci-dessus dans le Tableau 25.

La caractérisation de ce paramètre pour son état « *futur (ou prospectif)* » suppose ici, un cas fictif où les études prospectives du marché montrent que dans un horizon de temps (non défini ici), pour diverses raisons (économiques, politiques, environnementales, etc.), la production des modules CdTe soit intégralement rapatriée sur le continent européen, Tableau 25. Ces valeurs correspondant

au paramètre « scénario de fabrication » définis, il faut caractériser la distribution de probabilité entre les deux états. Ici, nous adoptons une sélection équiprobable.

Les caractérisations de l'ensemble des autres paramètres restent, elles, inchangées à celles présentées dans le Tableau 12. Le calcul des performances carbone pour ce nouveau modèle prospectif de référence fournit les résultats suivants (Figure 79):

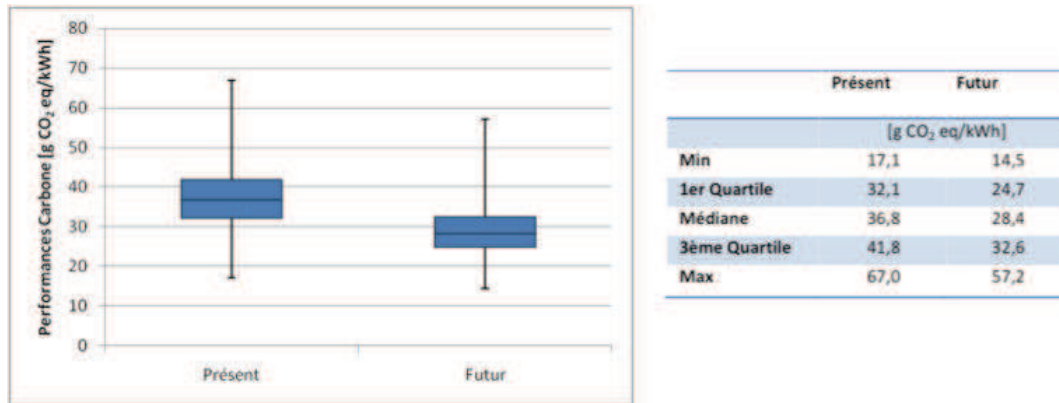


Figure 79 Performances carbone de l'électricité PV à partir de la technologie CdTe pour le cas présent et un cas futur hypothétique

Le futur scénario de fabrication des modules CdTe présente des performances carbone inférieures à celles obtenus avec le scénario actuel d'environ 25% (Figure 79), toutefois, les intervalles ne sont pas disjoints. Le cas « futur » (hypothétique) a pris en compte des pays ayant un faible contenu carbone de l'électricité de son réseau (Suisse, Norvège), de fait les valeurs des performances obtenues par ces systèmes semblent plus faibles que dans le cas actuel.

Ce paramètre de choix du scénario de fabrication semble donc important et la décomposition de la variance selon les indices de Sobol le confirme, Figure 80:

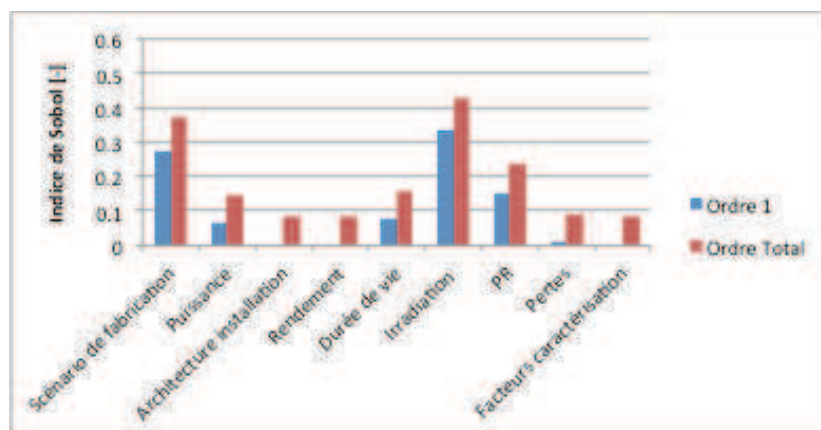


Figure 80 Identification des paramètres clés pour le cas d'étude prospectif du PV CdTe

Bien que l'irradiation demeure le paramètre induisant le plus de variance (indice de 0,33 en ordre 1) sur notre échantillon de systèmes, le scénario de fabrication s'avère également être un paramètre clef comme pressenti par l'étude des distributions de performances carbone (indice de 0,27 en ordre 1). Le ratio de performance apparaît ensuite comme le troisième paramètre clef et la durée de vie le quatrième.

Il est donc nécessaire de tenir compte du paramètre « scénario de fabrication » dans la définition du modèle simplifié. Ainsi, pour ce cas d'application, dans un premier temps, nous retenons les deux premiers paramètres comme clefs, l'irradiation et cette variable prospective. L'équation simplifiée est définie à partir de ceux-ci :

$$\text{Performances Carbone CdTe} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \begin{cases} 0.4 + \frac{52700}{\text{Irr}}, & \text{si systèmes actuels} \\ -0.6 + \frac{42498}{\text{Irr}}, & \text{si systèmes futurs} \end{cases}, R^2 = 0.695 \text{ Eq. 41}$$

La méthodologie proposée dans ce travail de recherche permet donc d'identifier qu'une modification majeure de caractérisation d'un paramètre (ici la répartition des origines de fabrication) induit une modification importante dans les impacts environnementaux de la filière étudiée et doit donc être prise en compte. Le modèle simplifié donne accès à une estimation rapide des performances carbone pour les différents scénarii de fabrication et permet de comparer les deux situations, présente et future.

L'utilisation de la méthodologie de génération de modèle simplifié à des fins prospectives peut donc contribuer à la mise en place de politique de développement énergétique raisonnée. Toutefois, il est nécessaire d'inclure les modèles simplifiés obtenus dans un outil d'aide à la décision permettant d'avoir accès à une information environnementale claire et synthétique.

En effet, le modèle simplifié défini dans l'équation 41 permet d'estimer les performances carbone à partir, dans un premier temps, de deux paramètres qui ont été retenus comme clefs, l'irradiation et le scénario de fabrication. A partir de modélisations prospectives des filières et de leurs paramètres techniques, il est envisageable de mettre en évidence les schémas de filière permettant effectivement de minimiser les impacts environnementaux. La création de paramètres testant différents états (présent / futur) permet en effet d'identifier, par le biais des indices de Sobol, si ces paramètres sont importants ou non.

Ensuite, en analysant les résultats obtenus par le modèle de référence et par extension ceux du modèle simplifié, il est possible d'identifier quelles sont les configurations ayant les impacts environnementaux les plus faibles.

Mais comment utiliser cette information pour l'aide à la décision concernant le développement énergétique de cette filière en France ?

En effet, les modèles simplifiés permettent effectivement de comparer les performances environnementales de plusieurs systèmes. Ils sont donc pratiques et utiles, notamment dans le cadre de projets d'installations de systèmes (par exemple un projet d'installation de systèmes PV) où différents lieux d'implantations ou différentes technologies sont envisageables. Les modèles simplifiés permettent de positionner aisément et de sélectionner le système minimisant le plus les performances environnementales.

Toutefois, dans un cas plus global, où, à l'échelle nationale, il serait nécessaire d'avoir une vision d'ensemble concernant les performances environnementales d'une filière afin de définir une politique territoriale de développement énergétique raisonnée, le modèle simplifié doit être intégré dans un outil d'aide à la décision permettant une caractérisation et panorama exhaustif des filières.

Nous avons synthétisé les utilisateurs potentiels, leurs besoins et l'adéquation du modèle simplifié avec ceux-ci, Figure 81 :

Utilisateur impliqué	Objectif identifié de l'utilisateur	Adéquation du modèle simplifié avec les objectifs	Besoin d'outil d'aide à la décision basé sur le modèle simplifié
Développeurs de projets, bureaux d'études	Comparaisons entre systèmes afin d'identifier quel projet minimise au mieux les impacts environnementaux	Utilisation du modèle simplifié en l'état possible	Non nécessaire
Institutions, politiques, etc.	Planification stratégique de développement d'une filière de conversion d'énergie	Utilisation du modèle simplifié en l'état difficile car il lui manque un caractère global et synthétique	Nécessaire, pour fournir une information globale et exhaustive

Figure 81 Adéquation du modèle simplifié avec les besoins des différents utilisateurs

Comme décrit précédemment, la comparaison des performances environnementales, au niveau de la conception de projet, est aisée avec le modèle simplifié et répond donc au besoin de ce type d'utilisateur (développeurs de projet, bureaux d'études).

Inversement, pour des niveaux stratégiques supérieurs, il est nécessaire d'aller une étape plus loin, en utilisant les modèles simplifiés dans un outil d'aide à la décision synthétique et permettant l'accès à une information environnementale globalisée, c'est-à-dire présentant les résultats du modèle simplifié pour l'ensemble des configurations pour lequel il a été défini.

L'utilisation d'une approche cartographique, qui va être présentée ci-dessous, nous apparaît une piste prometteuse d'utilisation des modèles simplifiés permettant de répondre à ce besoin d'exhaustivité et de globalité.

5.2 Proposition d'utilisation des modèles simplifiés pour la mise en place d'outils cartographiques d'aide à la décision

Dans cette seconde étape visant à proposer un outil d'aide à la décision concernant la planification énergétique, il est possible d'exploiter le modèle simplifié pour fournir un outil d'aide à la décision intégrant un maillage géographique et définir ainsi une cartographie des performances carbone des systèmes CdTe sur un territoire. Des approches similaires, mais basées sur des ACV détaillées ont été proposées concernant la technologie PV cristalline actuelle (Menard et al., 2012) et la filière éolienne en mer (Blanc et al., 2012). Nous proposons ici d'utiliser l'approche simplifiée, couplée avec une analyse prospective des impacts environnementaux pour illustrer l'intérêt de ces approches cartographiques.

Nous prenons comme exemple maintenant le cas de la France en considérant le modèle simplifié correspondant à l'étude prospective du CdTe (équation 41). Connaissant l'irradiation solaire en fonction de la latitude et de la longitude, les performances carbone issues du modèle simplifié sont représentées pour les 2 configurations de scénarii de fabrications (cas actuel et futur), Figure 82.

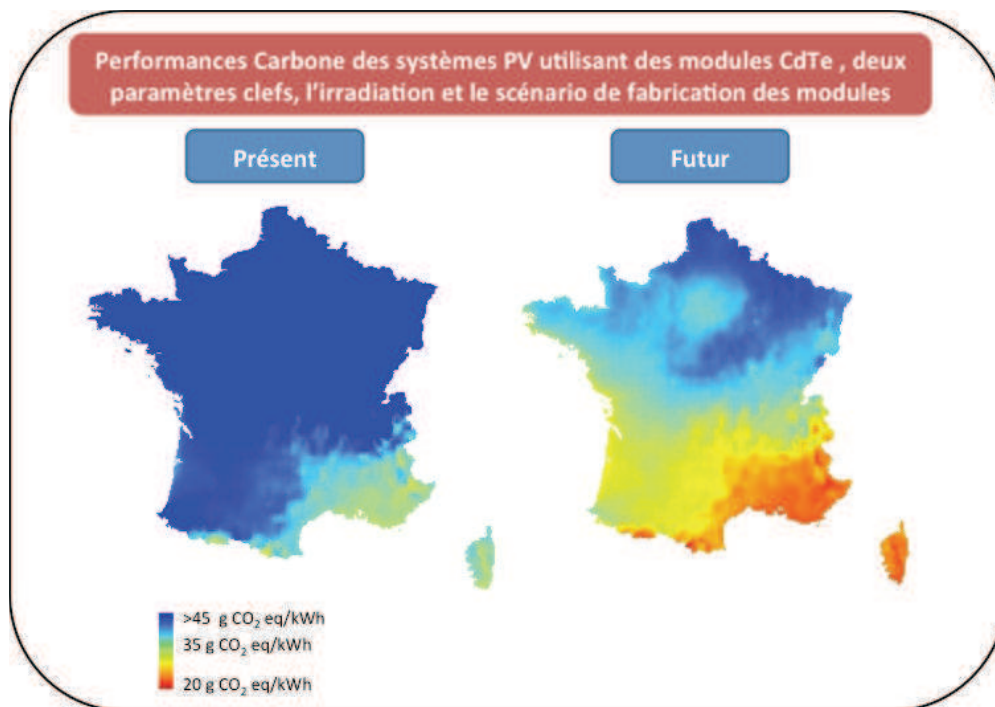


Figure 82 Performances carbone des systèmes CdTe en France issues du modèle simplifié à deux paramètres (équation 41) selon la caractérisation des paramètres présentés dans le Tableau 12 et le Tableau 25

L'information environnementale représentée dans la Figure 82 est valide pour le cadre de l'étude défini dans la première partie de ce chapitre et la caractérisation des paramètres présentés dans le Tableau 12. Ces performances environnementales sont calculées à partir de l'équation du modèle simplifié 41 avec un coefficient de la régression R^2 de 0,695. La contribution des paramètres non clés n'est pas représentée. Les cartographies fournissent donc une estimation d'une précision moyenne par rapport aux résultats issus du modèle de référence.

Toutefois, en première approximation, les deux cartes (Figure 82) permettent de représenter synthétiquement et exhaustivement l'information environnementale fournie par les résultats d'un modèle simplifié d'une étude prospective. Dans cet exemple, qui utilise des scénarios d'origine de

fabrication futur et fictif, il apparait clairement que le changement de bouquet énergétique pour la fabrication des modules selon le scénario décrit par le Tableau 25 induit bel et bien une réduction significative des performances carbone des systèmes PV utilisant des modules CdTe en France. En effet, les valeurs des performances carbone sur le territoire français sont nettement minimisées (de 30 à 40 %) dans le cas prospectif par rapport au cas présent, Figure 82. Les paramètres de l'équation simplifiée 41 sont liés à deux aspects, l'un temporel, l'autre géographique. L'application d'outil d'information géographique permet de géo-localiser les impacts et de présenter leurs évolutions dans le temps (une carte par horizon temporel). De fait, la représentation cartographique du modèle simplifié permet de présenter globalement et efficacement l'information environnementale de la filière CdTe aux décideurs pour identifier les lieux d'implantation PV à favoriser dans le cadre notamment d'une politique territoriale de développement énergétique.

Par exemple, un seuil maximum de performances carbone à ne pas dépasser sur le territoire français pourrait être fixé. Dans l'exemple suivant nous le fixerons arbitrairement, à 35g CO₂ eq/kWh. Avec cet objectif, en utilisant le modèle simplifié et l'outil cartographique, il est donc possible d'identifier les zones où les systèmes PV respectent ce critère aujourd'hui, mais également les zones dans le marché du futur qui permettraient une implantation raisonnée et minimisant efficacement les impacts environnementaux de l'électricité en France comme représenté sur la Figure 83:

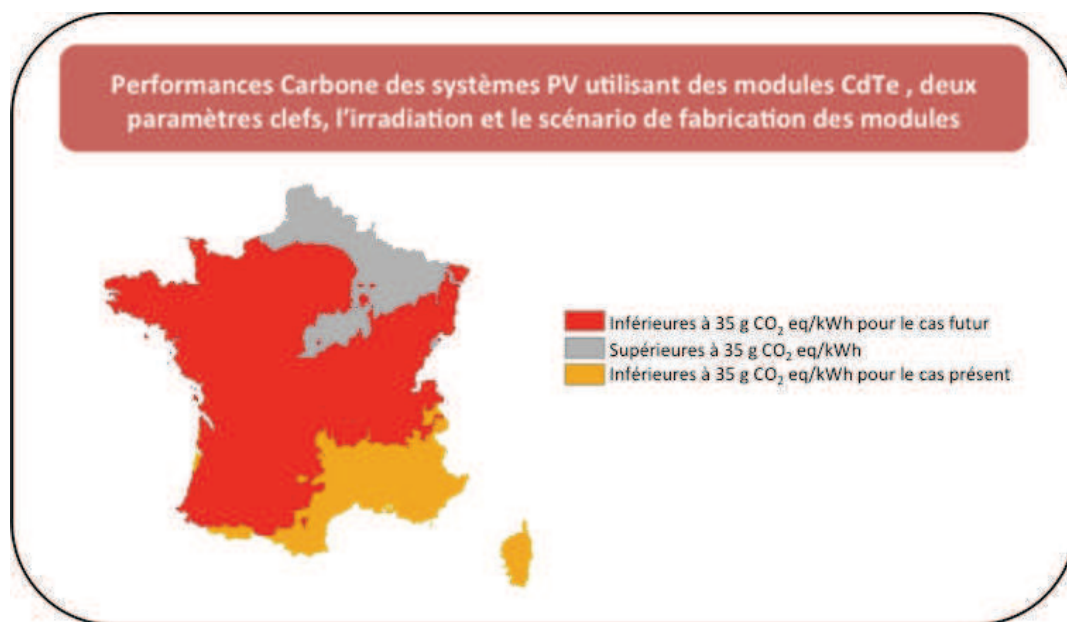


Figure 83 Identification des zones d'implantations de systèmes PV avec des performances carbone inférieures à 35 g CO₂ eq/kWh

Dans le cas des systèmes utilisant des modules CdTe, il apparait donc qu'il soit nécessaire, pour garantir un impact minimal de l'électricité produite, d'installer dans un 1^{er} temps des systèmes dans la partie méditerranéenne de la France, puis, dans le cas où le scénario de fabrication des modules évoluerait selon la caractérisation proposée ci-dessus, cette zone pourrait être étendue à la majorité du territoire. Il reste toutefois une zone ne respectant pas le critère environnemental fixé et où, probablement d'autres systèmes renouvelables (éolien, biomasse, etc.) pourraient être installés.

Le modèle simplifié, équation 41, présentait l'avantage d'être très simple car ne considérant que deux paramètres clefs. Sa représentation cartographique permettait d'avoir accès rapidement à une information globale sur les performances environnementales dans un territoire défini. Toutefois, sa précision par rapport au résultat du modèle de référence a été qualifiée de moyenne du fait de son coefficient de régression R^2 de 0,695. Il est possible d'augmenter la précision de l'estimation des performances carbone en sélectionnant d'autres paramètres clefs.

Nous définissons donc ici un nouveau modèle simplifié, basé sur le même modèle de référence mais où, quatre paramètres clefs sont retenus (irradiation, scénario de fabrication, ratio de performance et durée de vie). Le modèle simplifié est le suivant:

$$\text{Performances Carbones CdTe} \frac{\text{Présent}}{\text{Futur}} \left[\frac{\text{g CO}_2 \text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \begin{cases} \frac{793437 + 9296 \cdot \text{LT}}{\text{Irr. LT. PR}}, & \text{si Systèmes actuels} \\ \frac{566060 + 9233 \cdot \text{LT}}{\text{Irr. LT. PR}}, & \text{si Systèmes futurs} \end{cases}, R^2 = 0.851 \quad \text{Eq. 42}$$

Le modèle simplifié défini par l'équation 42 est donc plus précis que le modèle de l'équation 41 car il inclut deux variables explicatives supplémentaires.

Ainsi, à la différence du modèle de l'équation 41, pour un horizon de temps donné et une localisation donnée, c'est-à-dire pour une irradiation fixée et une configuration de scénario de fabrication fixée, les autres paramètres clef du modèle simplifié, le ratio de performance et la durée de vie, varient également.

Donc, à partir du modèle simplifié, équation 42, pour une localisation donnée et une situation (présente/future), il n'existe donc plus comme dans la Figure 82, une valeur unique de performance carbone, mais un intervalle (et une distribution) de performances possibles. La représentation succincte de l'information environnementale devient donc plus complexe. En effet, idéalement, il serait nécessaire de fournir une carte de performances carbone pour un scénario de fabrication, un ratio de performance et une durée de vie. De fait, cela démultiplie le nombre de cartographies limitant ainsi l'aspect synthétique et global de l'utilisation couplée modèle simplifié/SIG. Ceci peut donc être un frein à l'utilisation des résultats au niveau décisionnel et mise en place de stratégie énergétique qui nécessitent des informations claires et suffisamment générales.

L'objectif est de garder le plus possible un caractère simple, exhaustif et global à l'utilisation du modèle simplifié couplé au SIG à l'usage des décideurs. De fait, nous gardons le même format que la Figure 82 mais, au lieu de présenter une valeur de performance carbone pour une localisation et un scénario de fabrication donnés, nous définissons ici une probabilité de produire une électricité avec un contenu carbone inférieur à une valeur arbitrairement choisie, ici 35g CO₂ eq/kWh, Figure 84 :

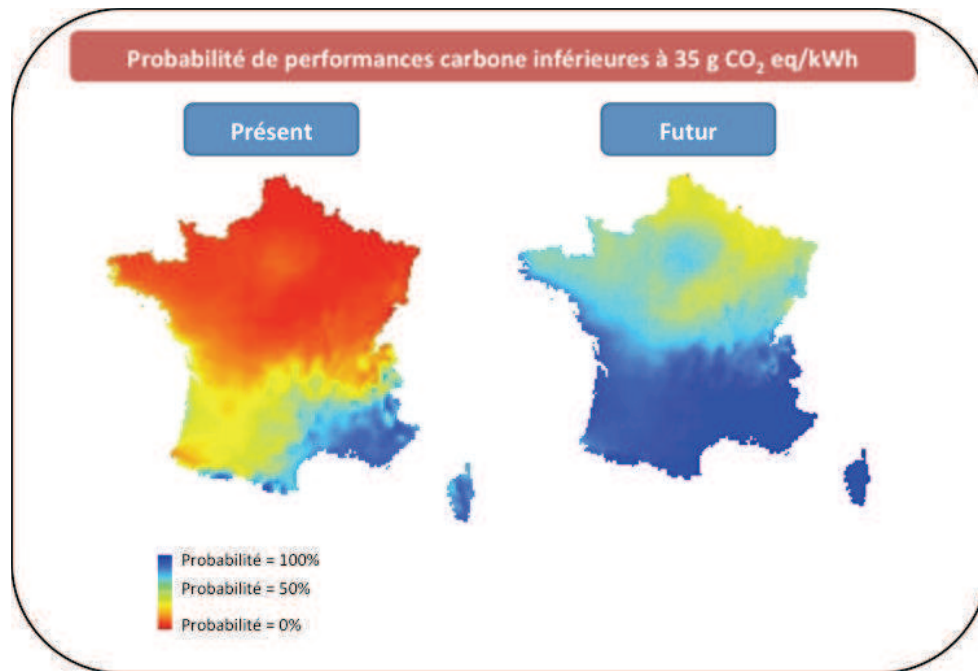


Figure 84 Probabilité de performances carbone inférieures à 35 g CO₂ eq/kWh, pour des systèmes CdTe en France à partir du modèle simplifié de l'équation 42, pour une durée de vie et un ratio de performances variant et valide pour la caractérisation des paramètres présentée dans le Tableau 12 et le Tableau 25

Tenant compte de la variabilité des paramètres clefs, il est donc possible d'identifier en terme probabiliste, les lieux d'installations préférentiels pour les systèmes PV utilisant des modules CdTe. Dans le cas présent, tout comme dans le modèle simplifié ne considérant que deux paramètres clefs (équation 41 et Figure 82), la zone méditerranéenne tend à être favorable, toutefois, il existe une probabilité d'installer des systèmes répondant au critère fixé dans la moitié sud du territoire (si le système fonctionne longtemps et de manière efficace). La probabilité de répondre au critère est nulle ou très faible dans le quart Nord-Est.

Dans le cas hypothétique de scénario futur, toute la moitié sud de la France répond à l'objectif. Le grand ouest offre une probabilité importante d'avoir des systèmes répondants au critère, toutefois, à la différence du cas fixe (Figure 82 et Figure 83), il est possible d'avoir des installations ayant des performances carbone supérieures (environ 30%). Finalement, dans le quart nord-est, certaines installations, particulièrement performantes et ayant des modules à longue durée de vie, peuvent répondre au critère.

Il est donc possible de définir, en plus du critère environnemental, un seuil de risque (une probabilité) d'installer des systèmes avec des performances carbone supérieures à l'objectif environnemental fixé. La Figure 85 présente une cartographie des zone d'installation de module PV garantissant d'après le modèle simplifié 75% de probabilité d'avoir des performances carbone, aujourd'hui et dans le futur, inférieur à 35 g CO₂ eq/kWh :

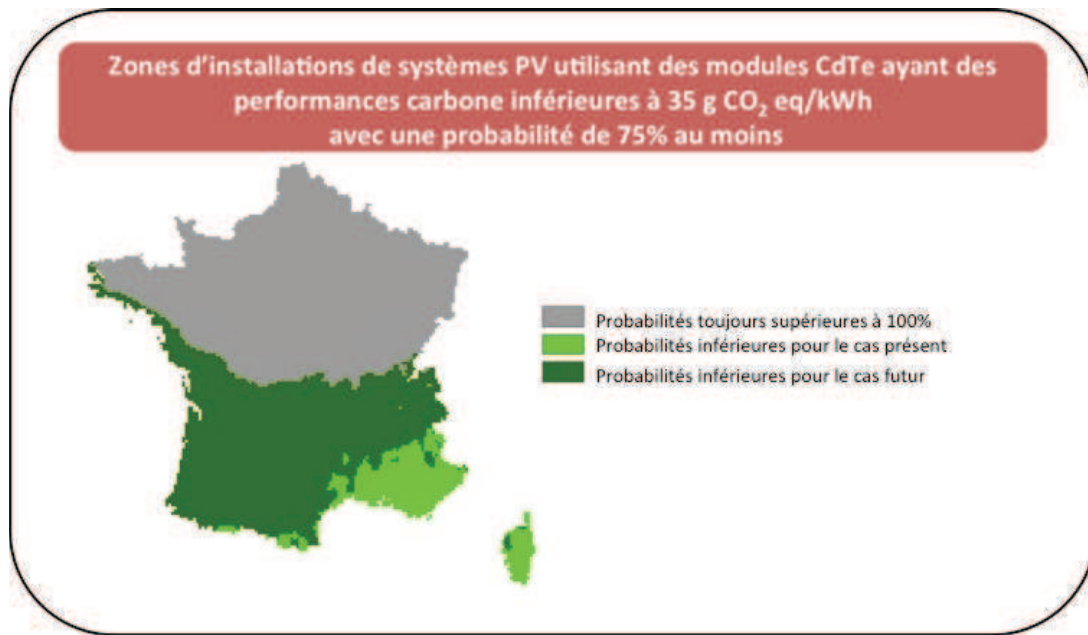


Figure 85 Zone d'installation de systèmes PV utilisant des modules CdTe avec 75% de probabilité de respecter le critère environnemental (*i.e* performances carbone $< 35 \text{ g CO}_2 \text{ eq/kWh}$)

Avec le seuil du risque d'être supérieur à $35 \text{ g CO}_2 \text{ eq/kWh}$ de 25%, il apparaît encore une fois qu'aujourd'hui, les systèmes PV à base de modules CdTe doivent être de préférence installés dans la région PACA. Dans le futur, la moitié sud de la France permet de répondre à l'objectif environnemental ici fixé. Encore une fois, la caractérisation du scénario de fabrication adopté pour les systèmes du futur est fictive. Dans ce cas d'application, il est donc possible de fournir au décideur un outil de planification probabiliste pour le développement et l'implantation des systèmes PV CdTe en France. Cet outil se base sur le développement d'un modèle simplifié et sa représentation sous forme géo-localisée.

5.3 Perspectives de recherches

5.3.1 Développement d'analyses simplifiées multi-critères

La méthodologie développée dans ce travail de recherche a été appliquée à deux filières de conversion d'énergie, pour la catégorie du changement climatique et, dans le cas de l'éolien terrestre, pour la demande en énergie primaire non renouvelable.

L'ACV, par essence, est une analyse multi-critères, elle vise à fournir une indication quant aux impacts environnementaux des systèmes ou produits étudiés selon différents indicateurs environnementaux (épuisement des ressources, acidification des sols, empreinte eau, etc.).

Dans le cadre des filières de conversion d'énergie (renouvelable en particulier), il a été identifié que leurs développements prévus dans les années à venir (pour atteindre les objectifs de la transition énergétique) pourraient amener à des impacts environnementaux significatifs, en particulier lié à la consommation en matériaux rares pour la conversion photovoltaïque (Kleijn et al. 2010). Une analyse environnementale exhaustive de ces filières implique donc d'étendre l'application du cadre méthodologique proposé ici à d'autres indicateurs environnementaux.

L'application de la méthodologie à d'autres indicateurs est similaire aux cas d'application proposé dans ce travail de recherche. Le modèle explicite d'inventaire de cycle de vie restera identique puisque celui-ci permet de dimensionner les systèmes à partir des paramètres identifiés comme induisant de la variabilité dans l'étape 1 du cadre méthodologique. Il sera nécessaire de modifier le modèle de calcul des performances environnementales pour substituer les facteurs de caractérisation et sélectionner ceux correspondant à la catégorie d'impact qui est étudiée (comme réalisé dans l'étude de la consommation en énergie primaire non renouvelable de la filière éolienne terrestre en Europe).

En principe donc, la mise en place de plusieurs modèles simplifiés pour différentes catégories d'impacts est donc possible. Cependant, il est important de noter que la multiplication des modèles simplifiés, pouvant se baser sur des paramètres clefs différents, pourrait rendre l'approche complexe d'utilisation, au même titre que les ACV détaillées.

Une piste pour limiter cette contrainte serait de définir un jeu d'indicateurs représentatifs de l'ensemble des catégories d'impacts. En effet, des travaux scientifiques concernant les corrélations des catégories d'impacts ont été publiés (Lasvaux, 2010; Huijbregts et al, 2008), montrant par exemple que l'indicateur environnemental représentant la demande en énergie primaire non renouvelable était fortement lié à celui concernant le changement climatique (entre autre). De fait, il serait donc envisageable de définir un jeu restreint d'indicateurs représentatif de l'ensemble des indicateurs que l'utilisateur souhaiterait considérer et donc de limiter le nombre de modèles simplifiés à mettre en place pour la caractérisation environnementale des filières de conversion d'énergie.

5.3.2 Prise en compte des aspects méthodologiques dans le modèle de référence

Le modèle de référence a pour objectif de tenir compte de la variabilité des systèmes composant la même filière de conversion d'énergie. Cette variabilité a été caractérisée selon quatre aspects : technologique, géographique, temporelle et méthodologique.

Perspectives : Utilisation de la méthodologie pour les études de prospective énergétique et développements futurs du cadre méthodologique

Dans les cas d'application, la variabilité méthodologique a été prise en compte par le biais de la sélection de différents facteurs de caractérisation, amenant au calcul des performances environnementales.

D'autres aspects méthodologiques devraient également être pris en compte dans des développements futurs de cette approche simplifiée, notamment les règles d'allocations et les incertitudes des inventaires de cycles de vie.

Les règles d'allocations sont en effet une source majeure de variabilité liée à la méthodologie ACV (Jung et al, 2013). En particulier pour certaines filières de conversion d'énergie telles que la biomasse, ces règles d'allocations (substitution, économique, etc.) peuvent conduire à des estimations d'impacts environnementaux très diverses (van der Voet et al, 2010).

Les inventaires de cycle de vie, de par leurs caractères généraux et moyennés sur un ensemble de processus sont incertains. Cette incertitude induit donc une hétérogénéité sur les performances environnementales (Henriksson et al, 2014). Bien que la version du cadre méthodologique que nous avons développé ici traite de la variabilité intrinsèque à une filière de conversion d'énergie et que nous n'avons pas considéré l'incertitude associée aux inventaires de cycle de vie, il serait nécessaire d'intégrer celle-ci à la définition du modèle de référence. Certaines bases de données, comme ecoinvent, estiment l'incertitude associée aux inventaires de cycle de vie. Cette quantification des incertitudes pourrait donc être incluse dans le modèle de référence.

Ces pistes de développement méthodologique de l'approche développée dans ce travail de recherche permettraient ainsi d'améliorer la représentativité des estimations d'impacts environnementaux obtenues.

5.3.4 L'optimisation du mix électrique avec la contrainte environnementale

L'approche cartographique proposée ci-dessus avait pour objectif de mettre en place un outil d'aide à la décision pour des politiques énergétiques raisonnées et optimisées d'un point de vue environnemental. Elle permettrait ainsi une analyse croisée énergie/territoire pour identifier les lieux d'implantation préférentiels (sous perspective environnementale) de chaque filière.

Par ailleurs, dans l'exemple cartographique réalisé, nous avons fixé un seuil de 35 g CO₂ eq/kWh pour l'électricité PV produite. Il est également possible, avec l'outil cartographique global (c'est-à-dire incluant toutes les filières préalablement étudiées), d'étudier les impacts environnementaux du bouquet électrique national.

Ainsi, en fixant un seuil d'impact pour ce bouquet, et une demande en électricité sur le territoire, il serait possible d'identifier les lieux d'implantation des différentes filières permettant de répondre à ce problème d'optimisation et de la contribution de chacune des filières. Cette optimisation du bouquet électrique nous apparaît toutefois comme un objectif à long terme car elle nécessitera (entre autre) de définir et d'intégrer :

- Des seuils d'impacts considérant les développements technologiques futurs, les évolutions sociétales (augmentation de la population, de la demande en énergie, etc.), les aspects environnementaux, économiques, ainsi que la disponibilité des ressources (disponibilité des matériaux, potentiel de la ressource solaire pour le

- photovoltaïque par exemple, mise en compétition de différents secteurs économiques, etc.)
- Les chaînes de procédés des systèmes de production d'électricité, afin d'identifier quels sont les processus qui doivent être optimisés pour permettre de réduire les impacts environnementaux en accord avec les critères environnementaux fixés pour le bouquet électrique.

Les résultats de cette étude d'optimisation multicritères des bouquets électriques constitueraient des éléments majeurs pour éclairer les choix de filières pour les débats énergétiques sous une perspective environnementale multi-critères.

Synthèse sur l'application de la méthodologie à l'étude prospective des filières de conversion d'énergie et à la mise en place d'outil d'aide à la décision

Ce chapitre a permis de montrer que le cadre méthodologique se prêtait à l'étude prospective des filières de conversion d'énergie : l'approche d'analyse globale de la variance permet ainsi d'identifier la contribution à la variance totale des performances environnementales de tout projection de changement majeur d'un (et par extension de plusieurs) paramètre(s)

Par suite, nous avons identifié quels étaient les besoins et possibilités d'application des modèles simplifiés. Il est apparu qu'il existait deux types d'utilisateurs :

- 1- Les utilisateurs souhaitant comparer différents systèmes au sein d'une filière, par exemple pour sélectionner celui minimisant au mieux les impacts environnementaux,
- 2- Les utilisateurs souhaitant avoir accès à une information globale c'est-à-dire présentant les résultats du modèle simplifié pour l'ensemble des configurations pour lequel il a été défini permettant une vision d'ensemble du potentiel de développement d'une filière de conversion d'énergie sous une contrainte environnementale.

Le premier type d'utilisateur peut aisément utiliser les modèles simplifiés définis par les équations estimant les performances environnementales en fonction des paramètres clefs identifiés et requis. A partir des modèles simplifiés, ces utilisateurs pourront effectivement positionner plusieurs systèmes les uns par rapport aux autres sans avoir à réaliser des ACV coûteuses en temps.

Le deuxième type d'utilisateur, que nous identifions comme étant potentiellement un pouvoir public ou un décideur stratégique industriel, a besoin d'avoir accès à une information certes simplifiée mais également exhaustive et globale. Il est donc nécessaire d'implémenter les modèles simplifiés dans un outil d'aide à la décision correspondant aux attentes décrites ci-dessus. Pour répondre à ce besoin, une première réflexion sur l'implémentation des modèles simplifiés dans un outil à destination des décideurs a été développée en se basant sur les SIG et a été illustrée pour une technologie photovoltaïque (CdTe) et pour deux scénarios de fabrications (actuel et prospectif). Deux exemples de modèles simplifiés, se basant sur le même modèle de référence mais comprenant deux ou quatre paramètres clefs, ont été étudiés. Il est apparu que le premier exemple fournissait une information déterministe sur les performances environnementales des systèmes PV installés en France, mais cette information était issue d'un modèle simplifié relativement peu précis, caractérisé par un coefficient de régression R^2 de 0,695.

Pour obtenir une estimation plus précise des performances environnementales à partir des modèles simplifiés, il a été nécessaire d'ajouter des variables explicatives. Le modèle à quatre paramètres fournit une meilleure estimation des performances carbone (coefficient de régression R^2 de 0,851). Toutefois ce modèle comprenant plus de paramètres, il est complexe de fournir une information synthétique et globale à l'usage des décideurs stratégiques.

Pour tenter de répondre à ce besoin, nous avons décidé de conserver un format cartographique succinct ne comprenant que deux cartes pour les deux variantes d'horizon temporel pour les scénarios de fabrication. Pour une irradiation fixée et un scénario de fabrication défini, il existe donc une distribution de performances carbone tenant compte de la variation des deux autres paramètres clefs, la durée de vie et le ratio de performance qui sont bels et bien des variables explicatives du modèle simplifié.

Ainsi, pour conserver le caractère synthétique et global de l'outil d'aide à la décision basé sur un SIG, nous avons définis une approche probabiliste d'estimation des performances carbone des systèmes PV installés en France aujourd'hui et dans le futur par rapport à une valeur de seuil explicite. **Il faut donc trouver le bon compromis dans la restitution des informations entre leur précision, l'appréhension de la globalité de la filière, et la simplicité de leur représentation.**

L'exemple présenté dans ce chapitre était relativement simple, ne traitant que d'une filière et de deux scénarii de fabrication. Mais il est possible d'étudier de manière plus exhaustive la filière PV, comprenant plusieurs technologies, plusieurs scénarii de fabrications, etc. Le modèle simplifié pourrait alors identifier des critères technologiques, prospectifs et géographiques comme clefs.

Ces outils fourniront donc bien l'information environnementale attendue, mais leur utilisation pourrait s'avérer complexe, dans le cadre de prises de décision liées aux développements des filières énergétiques. Il faut donc, aller une étape plus loin, et utiliser les résultats des modèles simplifiés dans des outils d'aide à la décision et fournir ainsi des éléments globaux et conclusifs à destination des décideurs. La représentation environnementale des résultats des modèles simplifiés à l'usage des décideurs stratégiques est donc un sujet complexe qu'il serait nécessaire d'étudier plus en détail.

La piste cartographique pour l'utilisation et la dissémination des modèles simplifiés nous apparaît cependant bel et bien comme pertinente et à explorer plus en détails.

Elle pourrait, *in fine*, permettre une étude croisée de différentes filières (éolienne, PV, géothermie, etc.) identifiant les potentiels de chaque filière en des lieux donnés et pour leurs paramètres clefs respectifs. Ce type d'étude identifierait donc les technologies les plus adaptées par territoire selon une perspective environnementale, permettant de quantifier le potentiel énergétique d'une filière sur un territoire selon cette perspective, mais également permettant la mise en place d'une politique raisonnée de développement de ces énergies.

Finalement, les perspectives de recherche futures ont été introduites. Celles-ci mettent en avant :

- la nécessité d'appliquer le cadre méthodologique à l'ensemble des catégories d'impacts environnementaux couverts par l'ACV
- le besoin d'inclure les sources de variabilité liées à la méthodologie ACV (allocation, incertitude des ICV notamment)

Conclusions générales

Une filière de conversion d'énergie se compose d'un grand nombre de systèmes se distinguant par des caractéristiques technologiques diverses (rendements, matériaux employés, etc.). Elle peut également couvrir une large série de configurations différentes induites notamment par leurs localisations dans le cas des filières d'énergies renouvelables. La caractérisation des impacts environnementaux d'une filière selon l'approche cycle de vie nécessite de prendre en compte cette diversité de systèmes par autant d'ACV que de configurations différentes au sein d'une même filière technologique.

L'étude des publications scientifiques a montré la grande hétérogénéité de systèmes composant une filière, induisant en particulier une forte variabilité sur ses performances environnementales. Ce constat amène parfois à considérer l'approche cycle de vie comme non-conclusive. L'utilisation d'une valeur unique et moyennée d'impact caractérisant l'ensemble d'une filière est donc identifiée comme trop restrictive et non représentative.

L'analyse environnementale d'une filière de conversion d'énergie s'avère être un sujet complexe. Celle-ci comporte en effet deux niveaux pour une caractérisation complète et exhaustive d'une filière de conversion d'énergie. **La comparaison inter-filières**, caractérisant les profils environnementaux de chaque filière pour pouvoir les comparer entre elles, **et la comparaison intra-filière**, caractérisant les performances environnementales des systèmes au sein d'une même filière.

Les approches existantes étudiant les performances environnementales des filières, telles que les méta-ACV et les ACV paramétrées ne répondent que partiellement aux objectifs de caractérisation selon ces deux niveaux et demeurent complexes d'utilisation pour les non-experts. Il est nécessaire de mettre en place des outils simples d'utilisation et suffisamment précis, à l'usage de non-experts ACV, permettant de développer la pensée cycle de vie au niveau décisionnel.

Dans ce travail de recherche, nous avons proposé une méthodologie qui permet la définition d'un outil simple d'utilisation évaluant les performances environnementales selon les deux niveaux identifiés, intra-filière et inter-filière, et tenant compte de l'hétérogénéité des systèmes.

Cette méthodologie caractérise dans un premier temps le profil environnemental d'une filière par la mise en place d'un **modèle de référence** d'ACV tenant compte des configurations préférentielles existantes au sein de celle-ci. Puis, dans un second temps, cette méthodologie permet de définir un **modèle simplifié réduit** estimant les performances environnementales des systèmes, en fonction de quelques paramètres clefs, identifiés et définis comme étant ceux induisant la plus grande part de variabilité sur le profil environnemental global de la filière.

Les cas d'applications portant sur deux filières de conversion d'énergie renouvelable en électricité (la filière éolienne actuelle en Europe et la filière photovoltaïque résidentielle en France) ont montré que la méthodologie permet effectivement de caractériser leur profil environnemental. Les modèles simplifiés, présentés sous forme d'équations paramétrées et d'abaques, fournissent une estimation rapide, simple et précise des performances des systèmes qui composent ces filières, en se basant sur la connaissance d'un nombre très restreint de paramètres aisément accessibles pour le futur utilisateur : le facteur de charge et la durée de vie pour la filière éolienne européenne et l'irradiation, le ratio de performance et la durée de vie pour la filière photovoltaïque résidentielle en France. Les performances environnementales estimées sont satisfaisantes pour ces deux filières et évitent, une fois ces modèles simplifiés établis, toute réalisation d'ACV, relativement lourde à mettre

en œuvre pour des non-experts. L'objectif de proposer un outil simple d'accès et précis est donc atteint. Il est cependant nécessaire de préciser que la mise en place de l'outil simplifié répond à une recherche d'optimum entre simplicité d'utilisation et précision du modèle. Dans les deux cas d'application réalisés, nous avons sélectionné deux et trois paramètres clefs (éolien et PV respectivement), cependant, en fonction des besoins auxquels ces modèles devront répondre, il est possible d'en réduire le nombre (moins de précision mais accès plus rapide à l'information environnementale) ou au contraire d'augmenter ce nombre pour obtenir une meilleure précision par rapport aux résultats d'une ACV détaillée. Ce degré de liberté a volontairement été laissé à l'appréciation des utilisateurs de la méthodologie, pour leur permettre de répondre aux mieux aux besoins des commanditaires des études.

La démarche proposée permet également de formaliser quantitativement le lien entre la variabilité des paramètres des systèmes composant la filière et la variabilité de la réponse environnementale. C'est donc une avancée significative dans la connaissance et la maîtrise de la variabilité des résultats d'ACV. Elle permet ainsi de poursuivre la logique initiée par les méta-modèles ACV dans la formalisation du positionnement des ACV des systèmes de conversion d'énergie au sein des filières.

La mise en place du modèle de référence est l'élément chronophage et complexe de ce cadre méthodologique. L'accès exhaustif à de nouvelles données pour caractériser la variabilité des paramètres modélisant les systèmes est un enjeu majeur. L'effort doit être poursuivi par les décideurs institutionnels, notamment avec la mise en place de référentiels, de bases de données techniques et de cadres incitatifs visant une collecte systématique de données.

Nous pensons que la création d'outils d'aide à la décision basés sur ces modèles simplifiés d'ACV permet d'ouvrir des perspectives intéressantes pour l'analyse prospective des filières de conversion d'énergie et la planification énergétique au sein d'un territoire à l'heure de l'optimisation de nos ressources dans le cadre du débat de la transition énergétique. Par exemple, nous avons généré, pour illustration, des cartographies à l'échelle de la France, de zones d'installation de module photovoltaïque garantissant, d'après le modèle simplifié paramétré basé sur quatre paramètres (l'irradiation, le scénario de fabrication, le ratio de performance et la durée de vie), 75% de probabilité d'avoir des performances carbone, actuelles et futures, inférieure à un seuil spécifique (ici fixé arbitrairement à 35 g CO₂ eq/kWh). La piste cartographique pour l'utilisation et la dissémination des modèles simplifiés nous apparaît comme pertinente et devrait être explorée plus en détail. Elle pourrait, *in fine*, permettre une étude croisée de différentes filières (éolienne, PV, géothermie, etc.) évaluant leurs potentiels en des lieux donnés et pour leurs paramètres clefs respectifs. Ce type d'étude identifierait donc les technologies les plus adaptées par territoire selon une perspective environnementale et faciliterait ainsi la mise en place d'une politique raisonnée de développement de ces énergies renouvelables.

L'utilisation de ces modèles simplifiés dans un outil d'aide à la décision pour les filières de conversion d'énergie nous apparaît comme une des applications majeures de la recherche méthodologique ACV liée à ce domaine. Il est nécessaire d'identifier les potentiels de chaque énergie, d'un point de vue environnemental et de fournir donc des éléments argumentés quant aux priorités de développements énergétiques à mettre en place dans le cadre de la transition énergétique. Ce type d'outil dédié à l'analyse environnementale des filières de conversion devra se construire en étroite collaboration avec les experts énergétiques et les décideurs stratégiques afin de prendre en compte leurs attentes et leurs besoins.

Références

Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 2011. suivi-eolien.fr.

Akorede, M.F., Hizam, H., Ab Kadir, M.Z.A., Aris, I., Buba, S.D., 2012. Mitigating the anthropogenic global warming in the electric power industry. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16, 2747–2761.

Alsema, E.A., de Wild-Scholten, M.J., 2006. Environmental Impacts of Crystalline Silicon Photovoltaic Module Production, in: Presented at 13th CIRP Intern. Conf. on Life Cycle Engineering. Leuven.

Ardente, F., Beccali, M., Cellura, M., Lo Brano, V., 2008. Energy performances and life cycle assessment of an Italian wind farm. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12, 200–217.

Bala, A., Raugei, M., Benveniste, G., Gazulla, C., Fullana-i-Palmer, P., 2010. Simplified tools for global warming potential evaluation: when “good enough” is best. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 489–498.

BDPV, 2013. Collaborative PV module installations map.

Bernstein, L., Pachauri, R.K., Reisinger, A., Intergovernmental Panel on Climate Change., 2008. Climate change 2007 : synthesis report. IPCC, Geneva, Switzerland.

Björklund, A.E., 2002. Survey of approaches to improve reliability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 7, 64–72.

Blanc I., Guermont C., Gschwind B., Menard L., Calkoen C., Zelle, 2012. Web tool for energy policy decision-making through geo-localized LCA models: A focus on offshore wind farms in Northern Europe H. Proceedings EnviroInfo - 26th International Conference on Informatics for Environmental Protection - EnviroInfo 2012 - 26th International Conference on Informatics for Environmental Protection, Dessau : Allemagne (2012) - <http://hal-ensmp.archives-ouvertes.fr/hal-00784837>

Blanc, P., Gschwind, B., Lefèvre, M., Wald, L., 2011. The HelioClim Project: Surface Solar Irradiance Data for Climate Applications. *Remote Sensing* 3, 343–361.

Borenstein, M., Hedges, L.V., Higgins, J.P.T., Rothstein, H.R., 2009. Introduction to Meta-Analysis, in: Introduction to Meta-Analysis. John Wiley & Sons, Ltd, pp. i–xxix.

Brandão, M., Heath, G., Cooper, J., 2012. What Can Meta-Analyses Tell Us About the Reliability of Life Cycle Assessment for Decision Support? *Journal of Industrial Ecology* 16, S3–S7.

Brevault, L., Balesdent, M., B_erend, N., Le Riche, R., 2013. Comparison of different global sensitivity analysis methods for aerospace vehicle optimal design. Presented at the 10th World Congress on Structural and Multidisciplinary Optimization, Orlando Florida.

Caduff, M., Huijbregts, M.A.J., Althaus, H.-J., Hendriks, A.J., 2011. Power-Law Relationships for Estimating Mass, Fuel Consumption and Costs of Energy Conversion Equipments. *Environ. Sci. Technol.* 45, 751–754.

Caduff, M., Huijbregts, M.A.J., Althaus, H.-J., Koehler, A., Hellweg, S., 2012. Wind Power Electricity: The Bigger the Turbine, The Greener the Electricity? *Environ. Sci. Technol.* 46, 4725–4733.

Chataignere, A., Le Boulch, D., 2003. ECLIPSE : Environmental and Ecological Life Cycle Inventories for present and future power systems in Europe.

- Cluzel, F., 2012. Mise en œuvre de l'éco-conception pour des systèmes industriels complexes De l'ACV par scénarios à la définition d'un portefeuille de projets de R&D éco- innovants. Ecole Centrale Paris.
- Cooper, J.S., Noon, M., Kahn, E., 2012. Parameterization in Life Cycle Assessment inventory data: review of current use and the representation of uncertainty. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17, 689–695.
- Dolan, S.L., Heath, G.A., 2012. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Utility-Scale Wind Power. *Journal of Industrial Ecology* 16.
- Dones, R., Bauer, C., Bolliger, R., Burger, B., Faist Emmenegger, M., Heck, T., Jungbluth, N., Röder, A., Tuchschnid, M., Frischnecht, R., 2007. Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for current Systems in Switzerland and other UCTE countries (ecoinvent report No. 5). Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Center for Life Cycle Inventories Dübendorf CH.
- EPIA, 2012. Solar Photovoltaics on the road to large/scale grid integration.
- European Commission, 2007. The EU climate and energy package.
- European Commission. Joint Research Centre., 2010. ILCD handbook general guide for life cycle assessment : detailed guidance. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- EWEA, 2008. Wind Energy - The facts part III the economics of wind power. EWEA.
- EWEA, 2013. Wind in power: 2012 European statistics.
- Farrell, A.E., Plevin, R.J., Turner, B.T., Jones, A.D., O'Hare, M., Kammen, D.M., 2006. Ethanol Can Contribute to Energy and Environmental Goals. *Science* 311, 506–508.
- Fingersh, L., Hand, M., Laxson, A., 2006. Wind Turbine Design Cost and Scaling Model (Technical report No. NREL/TP-500-40566). National Renewable Energy Laboratory.
- Frankl, P., 2004. Final report on technical data, costs and life cycle inventories of PV applications (No. Deliverable n° 11.2 - RS Ia), New Energy Externalities Developments for Sustainability.
- Fthenakis, V., Alsema, E., 2006. Photovoltaics energy payback times, greenhouse gas emissions and external costs: 2004–early 2005 status. *Progress in Photovoltaics: Research and Applications* 14, 275–280.
- Fthenakis, V.M., Kim, H.C., 2007. CdTe photovoltaics: Life cycle environmental profile and comparisons. *Thin Solid Films* 515, 5961–5963.
- Garvin Heath, Plevin, R., Kim, H.-C., Sovacool, B., 2010. Special Session on Meta-Analysis of Energy LCAs - Conference InLCA X.
- Glass, G.V., 1976. Primary, Secondary, and Meta-Analysis of Research. *Educational Researcher* 5, 3–8.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.
- Greenpeace, European Renewable Energy Council, E., 2010. Energy [R]evolution - A sustainable world energy outlook (No. 3rd edition).
- Guezuraga, B., Zauner, R., Pölz, W., 2012. Life cycle assessment of two different 2 MW class wind

turbines. *Renewable Energy* 37, 37–44.

Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., Rydberg, T., 2011. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future†. *Environ. Sci. Technol.* 45, 90–96.

Heath, G., 2010. Meta-Analysis in LCAs of Energy Technologies.

Heath, G.A., Mann, M.K., 2012. Background and Reflections on the Life Cycle Assessment Harmonization Project. *Journal of Industrial Ecology* 16, S8–S11.

Heck, T., Bauer, C., Dones, R., 2009. Development of parameterisation methods to derive transferable life cycle inventories - Technical guideline on parameterisation of life cycle inventory data, NEEDS (New Energy Externalities Developments for Sustainability). European Commission.

Heijungs, R., 1996. Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 4, 159–166.

Henriksson P.J.G., Guinée J.B., Heijungs R., Koning A. de & Green D.M.(2013) A protocol for horizontal averaging of unit process data – including estimates for uncertainty. *International Journal of Life Cycle Assessment* 19, 429-436

Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischnecht, R., Jungbluth, N., Nemecek, T., Primas, A., Wernet, G., 2007. Ecoinvent : Overview and Methodology. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischnecht, R., Jungbluth, N., Nemecek, T., Primas, A., Wernet, G., 2009. ecoinvent database V 2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

Hochschorner, E., Finnveden, G., 2003. Evaluation of two simplified Life Cycle assessment methods. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8, 119–128.

Hondo, H., 2005. Life cycle GHG emission analysis of power generation systems: Japanese case. *Energy* 30, 2042–2056.

Houghton, J., Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group I., 2001. *Climate change 2001 The scientific basis* / ed. by J.T. Houghton ... [et al.]. Cambridge University Press, Cambridge [etc.].

Hsu, D.D., O'Donoghue, P., Fthenakis, V., Heath, G.A., Kim, H.C., Sawyer, P., Choi, J.-K., Turney, D.E., 2012a. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Crystalline Silicon Photovoltaic Electricity Generation. *Journal of Industrial Ecology* 16.

Huijbregts, M.A.J., 1998. Application of uncertainty and variability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3, 273–280.

Huijbregts MAJ, Rombouts LJA, Hellweg S, Frischknecht R, Hendriks AJ, van de Meent D, Ragas AMJ, Reijnders L, Struijs J. 2006. Is Cumulative Fossil Energy Demand a Useful Indicator for the Environmental Performance of Products? *Environ. Sci. Technol.* 40:641–648.

IEA, 2011. *World Energy Outlook, 2011th ed.* International Energy Agency, IEA, Paris.

IEA, 2013. *IEA Electricity mix statistics.*

Iooss, B., 2011. Revue sur l'analyse de sensibilité globale de modèles numériques. *Journal de la Société Française de Statistique* 152, 3–25.

- IPCC, 2011. Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge University Press, United Kingdom and New York, NY, USA.
- ISO 14040:2006 - Environmental Management - Life cycle assessment - Principles and framework, 2006.
- ISO 14044:2006 - Environmental Management - Life cycle assessment - Requirement and guidelines, 2006.
- Jacobson, M.Z., 2009. Review of solutions to global warming, air pollution, and energy security. *Energy Environ. Sci.* 2, 148–173.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., Rosenbaum, R., 2003. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8, 324–330.
- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., Shaked, S., 2010. *Analyse du cycle de vie : Comprendre et réaliser un écobilan*, 2nd Edition. ed. PPUR Presses polytechniques.
- Jung, J., von der Assen, N., Bardow, A., 2013. “Comparative LCA of Multi-Product Processes with Non-Common Products: A Systematic Approach Applied to Chlorine Electrolysis Technologies.” *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (4): 828–39.
- Kato, K., Hibino, T., Komoto, K., Ihara, S., Yamamoto, S., Fujihara, H., 2001. A life-cycle analysis on thin-film CdS/CdTe PV modules. *Solar Energy Materials and Solar Cells* 67, 279–287.
- Kim, H.C., Fthenakis, V., Choi, J.-K., Turney, D.E., 2012. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Thin-film Photovoltaic Electricity Generation. *Journal of Industrial Ecology* 16, S110–S121.
- Kioutsoukis, I., Tarantola, S., Saltelli, A., Gatelli, D., 2004. Uncertainty and global sensitivity analysis of road transport emission estimates. *Atmospheric Environment* 38, 6609–6620.
- Kleijn R., van der Voet E., 2010. Resource constraints in a hydrogen economy based on renewable energy sources: An exploration. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 14:2784–2795.
- Klöpper, W., 2003. Life-Cycle based methods for sustainable product development. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8, 157–159.
- Kortman, J., van Berkel, R., Lafleur, M., 1995. Towards an environmental design toolbox for complex products; preliminary results and experiences from selected projects, in: (CONCEPT), International Conference on Clean Electronics Products and Technology, 1995. Presented at the (CONCEPT), International Conference on Clean Electronics Products and Technology, 1995, pp. 35–40.
- Kyoto Protocol, 2009. . United Nations Framework Convention on Climate Change.
- Lacirignola, M., Blanc, I., 2013. Environmental analysis of practical design options for enhanced geothermal systems (EGS) through life-cycle assessment. *Renewable Energy* 50, 901–914.
- Lasvaux, S., 2010. Etude d'un modèle simplifié pour l'Analyse de Cycle de Vie des bâtiments. Mines ParisTech.
- Le Jannic, N., Petitjean, T., 2010. L'éolien en France. *Système solaire – Le journal de l'éolien* 36–40.
- Leloux, J., Narvarte, L., Trebosc, D., 2012. Review of the performance of residential PV systems in France. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16, 1369–1376.
- Lenzen, M., 2008. Life cycle energy and greenhouse gas emissions of nuclear energy: A review.

Energy Conversion and Management 49, 2178–2199.

Leroy, Y., 2009. Développement d'une méthodologie de fiabilisation des prises de décisions environnementales dans le cas d'Analyse de Cycle de Vie basée sur l'analyse et la gestion des incertitudes sur les données d'inventaires. École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers.

Lieberman, E.J., 2003. A life cycle assessment and economic analysis of wind turbines using monte carlo simulation. Air Force Institute of technology, Ohio.

Lifset, R., 2012. Toward Meta-Analysis in Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 16, S1–S2.

Lo, S.-C., Ma, H.-W., Lo, S.-L., 2005. Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method. *Sci. Total Environ.* 340, 23–33.

Maupu, V., 2010. Formation I-tech EDF R&D sur les énergie renouvelables.

Menard, L, Blanc, I, Beloin Saint Pierre, D, Gschwind, B, Wald, L, Blanc, P, Ranchin, T, Hischier, R, Gianfranceschi, S, Smolders, S, Gilles, M, and Grassin, C, 2012. Benefit of GEOSS Interoperability in Assessment of Environmental Impacts Illustrated by the Case of Photovoltaic Systems. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 5, 6, pages 1722-1728.

Nessi, M.-C., 2012. Load factor of the French onshore wind power plants of EDF Energie Nouvelle.

Nossent, J., Bauwens, W., 2012. Optimising the convergence of a Sobol' sensitivity analysis for an environmental model: application of an appropriate estimate for the square of the expectation value and the total variance. Presented at the International Congress on Environmental Modelling and Software Managing Resources of a Limited Planet, Sixth Biennial Meeting, Leipzig (Germany).

Pacca, S., Sivaraman, D., Keoleian, G.A., 2007. Parameters affecting the life cycle performance of PV technologies and systems. *Energy Policy* 35, 3316–3326.

Padey, P., Beloin Saint Pierre, D., Girard, R., Blanc, I., 2012a. Understanding LCA results variability: developing global sensitivity analysis with Sobol indices. A first application to photovoltaic systems. Presented at the International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction – Civil engineering and buildings, RILEM, Nantes, pp. 19–27.

Padey, P., Blanc, I., Le Boulch, D., 2012b. Simplified life cycle approach: GHG variability assessment for onshore wind electricity based on Monte-Carlo simulations. 21st Setac Europe Annual Meeting Abstracts book.

Padey, P., Blanc, I., Le Boulch, D., Xiusheng, Z., 2012c. A Simplified Life Cycle Approach for Assessing Greenhouse Gas Emissions of Wind Electricity. *Journal of Industrial Ecology* 16, S28–S38.

Padey, P., Blanc, I., Le Boulch, D., Girard, R., 2013a. Global Sensitivity Analysis: a tool to analyse LCA variability of energy systems. 23rd Setac Europe Annual Meeting Abstracts book.

Padey, P., Girard, R., le Boulch, D., Blanc, I., 2013b. From LCAs to Simplified Models: A Generic Methodology Applied to Wind Power Electricity. *Environmental Science & Technology*.

Padey, P., Le Boulch, D., Blanc, I., 2013c. From Detailed LCA to Simplified model : An oriented decision makers approach to assess energy pathways. Presented at the Life Cycle Management Conference, Sweden.

Payet, J., Blanc, I., 2008. Cours d'ACV - EPFL.

- Payet, J., Evon, B., Sié, M., Blanc, I., Beloin Saint Pierre, D., Guermont, C., Adra, N., Raison, E., Puech, C., Durand, Y., 2012. Référentiel d'évaluation des impacts environnementaux des systèmes photovoltaïques par la méthode d'analyse de cycle de vie. ADEME - Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie.
- Pehnt, M., 2006. Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. *Renewable Energy* 31, 55–71.
- Pehnt, M., Bubenzer, A., Räuber, A., 2003. Life Cycle Assessment of Photovoltaic Systems — Trying To Fight Deep-Seated Prejudices, in: Bubenzer, Achim, Luther, J. (Eds.), *Photovoltaics Guidebook for Decision-Makers*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 179–213.
- PortWorld, 2013. Database on maritime distances.
- Posharp, 2013. PV Module Efficiency database.
- R Core Team, 2013. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raugei, M., Bargigli, S., Ulgiati, S., 2007. Life cycle assessment and energy pay-back time of advanced photovoltaic modules: CdTe and CIS compared to poly-Si. *Energy* 32, 1310–1318.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 290–300.
- Saltelli, A., 2004. *Sensitivity analysis in practice : a guide to assessing scientific models*. Wiley, Hoboken, NJ.
- Saltelli, A., Ratto, M., Tarantola, S., Campolongo, F., 2006. Sensitivity analysis practices: Strategies for model-based inference. *Reliability Engineering & System Safety* 91, 1109–1125.
- Sandre, E., 2012. Personal discussions on PV market and technology.
- Siebert, N., 2011. Personal discussions with N. Siebert.
- Simpson, T.W., Poplinski, J.D., Koch, P.N., Allen, J.K., 2001. Metamodels for Computer-based Engineering Design: Survey and recommendations: *Engineering With Computers* 17, 129–150.
- Sobol' , I., 2001. Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation* 55, 271–280.
- SoDa, 2013. *Solar Radiation Data: Solar Energy Services for Professionals*.
- Solomon, S., 2007. *The physical science basis : contribution of Working Group I*. Cambridge Univ. Press, Cambridge [u.a.].
- Tripanagnostopoulos, Y., Souliotis, M., Battisti, R., Corrado, A., 2006. Performance, cost and life-cycle assessment study of hybrid PVT/AIR solar systems. *Progress in Photovoltaics: Research and Applications* 14, 65–76.
- Turconi, R., Boldrin, A., Astrup, T., 2013. Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 28, 555–565.
- U. S. Embassy Beijing, 2012. Beijing Air Quality Current Reading [WWW Document]. <http://beijing.usembassy-china.org.cn/aqirecent3.html>. URL <http://beijing.usembassy->

china.org.cn/aqirecent3.html

Van Der Hoeven, M., 2011. CO2 Emissions from fuel combustion; Highlights, 2011 Edition. ed. International Energy Agency, IEA, Paris.

Van der Voet, E., Lifset R.J., Luo L., 2010. "Life-Cycle Assessment of Biofuels, Convergence and Divergence." *Biofuels* 1 (3): 435–49.

Varun, Bhat, I.K., Prakash, R., 2009. LCA of renewable energy for electricity generation systems—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13, 1067–1073.

Versavel, M., 2012. Personal discussions on PV market and technology.

Wang, Y., Sun, T., 2012. Life cycle assessment of CO2 emissions from wind power plants: Methodology and case studies. *Renewable Energy* 43, 30–36.

Warner, E., Heath, G., O'Donoghue, P., 2010. Harmonization of Energy Generation Life Cycle Assessments (LCA) (No. NREL/MP-6A20-47492). National Renewable Energy Laboratory.

Weisser, D., 2007. A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies. *Energy* 32, 1543–1559.

Whitaker, M., Heath, G.A., O'Donoghue, P., Vorum, M., 2012. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Coal-Fired Electricity Generation. *Journal of Industrial Ecology* 16, S53–S72.

World Bank, 2013. Database on electric power transmission and distribution losses.

Zervos, A., Kjaer, C., 2008. Pure Power - Wind Energy scenarios up to 2030. European Wind Energy Association (EWEA).

Zimmermann, T., 2012. Parameterized tool for site specific LCAs of wind energy converters. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 49–60.

Annexes

Annexe 1 : Publication du Journal of Industrial Ecology 2012

Annexe 2 : Acte de conférence de la SETAC 2012

Annexe 3 : Acte de conférence IFSTTAR, Nantes 2012

Annexe 4 : Publication dans Environmental Science & Technology 2013

Annexe 5 : Document en ligne complétant la publication dans Environmental Science & Technology 2013

Annexe 6 : Acte de conférence de la SETAC 2013

Annexe 7 : Acte de conférence de la LCM 2013

Annexe 1 : Publication du journal of industrial ecology 2012

Référence :

Padey, Pierryves, Isabelle Blanc, Denis Le Boulch, and Zhao Xiusheng. "A Simplified Life Cycle Approach for Assessing Greenhouse Gas Emissions of Wind Electricity." *Journal of Industrial Ecology* 16 (2012): S28-S38. doi:10.1111/j.1530-9290.2012.00466.x.

A Simplified Life Cycle Approach for Assessing Greenhouse Gas Emissions of Wind Electricity

Pierryyves Padey, Isabelle Blanc, Denis Le Boulch, and Xiusheng Zhao

Keywords:

energy
environmental impact
industrial ecology
life cycle assessment (LCA)
meta-analysis
regression

Summary

A full life cycle assessment (LCA) is usually a time, energy, and data-intensive process requiring sophisticated methodology. Our meta-analysis of life cycle greenhouse gas (GHG) emissions of wind electricity highlights several key, sensitive parameters to provide a better understanding of the variability in LCA results, and then proposes a methodology to establish a simplified, streamlined approach based on regressions built on these key parameters. Wind electricity's environmental performance can be linked to three essential components: technological (e.g., manufacturing), geographical (e.g., wind speed), and LCA methodology (e.g., product lifetime).

A regression has been derived based on detailed LCA results from a representative sample of 17 industrial wind turbines manufactured and recently installed in Europe on average land configurations. Simple GHG performance (i.e., emissions) curves depending on average on-site wind speed and wind turbine lifetime are proposed. Whatever the system power, considering the full range of possible wind speeds in Europe (4 to 9 meters per second [m/s]) and a lifetime of 10 to 30 years, emissions vary from 8.7 to 76.7 grams of carbon dioxide equivalent per kilowatt-hour (g CO₂-eq/kWh) when the wind speed is less than 6.5 m/s, and from 4.5 to 22.2 g CO₂-eq/kWh when the wind speed is 6.5 m/s or greater. This second situation with a turbine lifetime of 20 years is assumed to be most realistic based on economic criteria.

This research presents simplified models as an alternative to detailed LCA. The methodology has been applied as a first trial to wind electricity and could be applied to other energy pathways.

Introduction

Wind energy production has been widely studied for the last three decades. Wind turbine technology has greatly improved and drastically increased the average nominal rated power, from an average power of 730 kilowatts (kW) in 2002 to 1.85 megawatts (MW) in 2009 (Le Jannic and Petitjean

2010).¹ Thus, in 2009, 37.4 gigawatts (GW) of new onshore wind turbines (WTs) were installed worldwide, representing an annual 42% growth in installed capacity (Global Wind Energy Council 2010).²

Recent reports on renewable energies promote the relative greenness of these technologies compared with fossil fuel-based

Address correspondence to: Isabelle Blanc, Center for Energy & Processes (CEP), MINES ParisTech, BP 207-1 rue Claude Daunesse, F-06904 Sophia Antipolis Cedex France. Email: Isabelle.blanc@mines-paristech.fr

© 2012 by Yale University
DOI: 10.1111/j.1530-9290.2012.00466.x

Volume 16, Number S1

systems (European Wind Energy Association 2009; Greenpeace and EREC 2008). Most of the time, electricity generated from WTs is considered carbon dioxide (CO₂) free over its use phase (Global Wind Energy Council 2010). However, if examined beyond direct emissions and from a life cycle perspective, WTs do have environmental impacts (such as “indirect CO₂”) during, for example, the manufacturing or building phase of the system. It is therefore necessary to consider impacts over the full life cycle of wind power technology, especially when aiming to compare different energy pathways (Greenpeace and EREC 2008).

Life cycle assessment (LCA) is a useful tool dedicated to the assessment of environmental impacts over all the life stages of a product, providing a “cradle-to-grave” environmental profile. LCAs have been used since the 1970s, and have been widely used since the methodology was standardized through guidelines of the International Organization for Standardization (14040; ISO 2006a, 2006b). Many wind power environmental assessments based on LCAs focus on primary energy consumption and greenhouse gas (GHG) emissions.

The environmental performance of WTs is highly variable. For instance, Lenzen and Munksgaard (2002) show through literature review an emissions range of 7.9 to 123.7 grams carbon dioxide equivalent per kilowatt-hour (g CO₂-eq/kWh).³ Such a wide range of results is obviously linked to the variable assumptions and parameters used by different authors. Many reasons explain such variability, such as the dynamic development of this industry and the broad array of technologies it represents. However, the GHG emissions from wind power electricity remain far below the values observed for fossil fuel electricity, such as coal electricity, which ranges from 755–1,309 g CO₂-eq/kWh (Spadaro et al. 2000). Renewable energy systems’ environmental performance is also highly geo-dependent (Blanc et al. 2008) and driven by external factors that influence electricity production; in our particular case, wind characteristics (European Environment Agency 2009). This wide variability in environmental performance can lead policy makers to consider LCA as an inconclusive method (Reap et al. 2008). To improve confidence in LCA results, it is thus necessary to make these wide-ranging results comprehensive and explain the sources of variability through meta-analysis by identifying the main parameters influencing and characterizing the system’s environmental performance.

Another important step to expand the use of LCA in industry is to provide a simpler, more efficient approach to assessing environmental impacts. Simple and easy access to robust environmental assessments would be useful, for example, to identify the most suitable locations for new WTs. We propose a methodology to establish a simplified approach to analyzing onshore WTs using regressions built on key sensitive parameters. This approach does not substitute for a full detailed LCA, but relies on some key recursive parameters that can explain most impacts. Bala and colleagues (2010) have already presented the possibility of decreasing the use of detailed LCAs by developing reduced inventories comprising the main parameters influencing

GHG emissions. Our methodology shares the same goal by providing a simple and robust tool to estimate GHG performance in the wind power industry. However, unlike the work of Bala and colleagues (2010), we do not focus on reduced LCAs, but on regressions based on a representative set of detailed LCA results. Thus, in this article, we present the methodology for producing a reduced model capable of deriving the environmental performance of any existing onshore wind power electricity system. This generic approach has been developed for one single impact indicator related to climate change (GHGs expressed in g CO₂-eq/kWh).

The methodology is described in the following sections:

1. A survey of literature and life cycle inventory databases is done to assess the state of the art of the environmental performance of wind electricity. In this survey, several publications (Ardente et al. 2008; Chataignere and Le Boulch 2003; Crawford 2009; ELSAM 2004; ELSAM and Vestas 2004; ENEL 2006; Global Wind Energy Council 2010; Hondo 2005; Jungbluth et al. 2005; Lenzen and Munksgaard 2002; Lenzen and Wachsmann 2004; Martínez et al. 2009; McCulloch et al. 2000; Nalukowe et al. 2006; Öko-Institut 2010; Pehnt 2006; Rydh et al. 2004; Tremeac and Meunier 2009; Vestas 2006; Weinzettel et al. 2009) are evaluated for GHG emissions, with published results clearly showing the variability in environmental performance of wind power. Much work has been done in this domain, but many studies are outdated due to the rapid evolution of the technology: average installed power increased by a factor of 3 in 8 years (Le Jannic and Petitjean 2010).
2. A detailed analysis of the origin of wind turbine impacts is provided through thorough assessment of one WT inventory from the Ecoinvent database. The Ecoinvent (Ecoinvent 2009) WT LCA analysis and the literature survey highlight the importance of three parameters types (technological, geographical, methodological) and support the identification of key sensitive parameters, which are responsible for the main impacts related to wind power electricity generation.
3. A representative sample of current WT technologies is selected (also based on the technical data available) and their related GHG performance are calculated. Then, regressions are generated between the key sensitive parameters identified and the GHG emissions results.
4. The regressions are then applied to a new range of WTs and their impact performances are extrapolated. Results are compared to the related detailed LCAs in order to assess the validity and reliability of the simplified approach.
5. The limits of the relevance of this type of approach derived from LCAs for the wind turbine sector are then examined.

Variability of the Environmental Performance of Wind Turbines from Published Life Cycle Assessment Studies

The variability of LCA studies is assessed focusing on the single GHG indicator through analyzing a survey of 19 LCAs published on WT GHG performance (Ardente et al. 2008; Chataignere and Le Boulch 2003; Crawford 2009; ELSAM 2004; ELSAM and Vestas 2004; ENEL 2006; Global Wind Energy Council 2010; Hondo 2005; Jungbluth et al. 2005; Lenzen and Munksgaard 2002; Lenzen and Wachsmann 2004; Martínez et al. 2009; McCulloch et al. 2000; Nalukowe et al. 2006; Öko-Institut 2010; Pehnt 2006; Rydh et al. 2004; Tremeac and Meunier 2009; Vestas 2006; Weinzettel et al. 2009). It was decided to exclude studies featuring WTs with a rated power below 500 kW, because this technology appears to now be obsolete and our study is focused on industrial WTs. The average rated power of new installed WTs is around 2 MW (Le Jannic and Petitjean 2010).

Figure 1 illustrates the distribution of WT carbon performance with a chart showing the frequency in literature of various CO₂ equivalent emissions per kilowatt-hour.

Most impacts range from 5 to 35 g CO₂-eq/kWh. The average GHG performance per kilowatt-hour is 13.5 g CO₂-eq/kWh. The same trend and results are observed by Weisser (2007), confirming WT electricity as a low CO₂ equivalent emission technology. Through analyzing results in these publications, it is possible to determine the importance of some parameters and life cycle phases, which could explain their influence on the results distribution:

- The manufacturing phase is the main impact over the life cycle. Different studies highlight the significance of the system's manufacturing phase. The impacts are mainly caused by WT steel content, but also, to a lesser extent, by

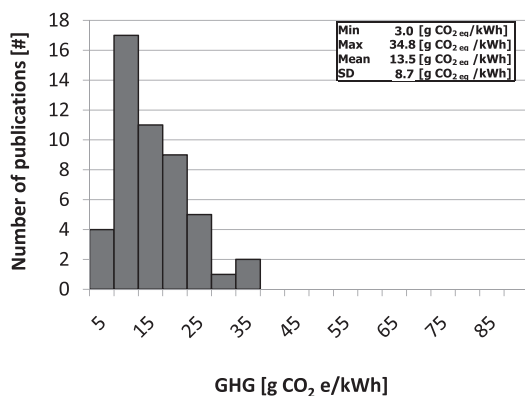


Figure 1 Results from the literature for greenhouse gas (GHG) performance of select industrial wind turbines.
gCO₂-eq/kWh = grams CO₂-equivalent per kilowatt-hour;
SD = standard deviation.

the composite material used for the nacelle encapsulation and the blades (Martínez et al. 2009). The concrete used for the foundation also represents a significant share of total WT impacts.

- Most studies demonstrate that impacts during the building and operation phases are negligible (Jungbluth et al. 2005).
- Transportation also represents a small share of the overall impact (Jungbluth et al. 2005).
- Maintenance represents a significant share of the impact. This maintenance is often defined as replacing 15% of nacelle components and one blade during a WT lifetime (Chataignere and Le Boulch 2003).
- The load factor, which characterizes electricity production performance, has a great influence (Lenzen and Wachsmann 2004). Load factors are assumed to be in the range of 20% to 30%; the average value in the publications covered was 27.4%, but no explicit calculations or complete sensitivity analyses are provided for this specific parameter.
- The lifetime of the entire WT is assumed to be 20 years; only one publication considers a lifetime of 30 years (Hondo 2005).

Identification of Key Parameters Through Wind Turbine Life Cycle Assessment Disaggregation

Following this first survey of WT LCA performance, and in order to attain deeper knowledge of the contribution of each subsystem, we performed a disaggregation of one specific WT system inventory then analyzed its related impacts to understand and identify the most influential parameters.

We selected the Nordex N50/800 (800 kW) life cycle inventory (LCI) from the Ecoinvent database version 2.1 (Ecoinvent 2009), as this WT is representative of the most common WT installed in 2003 (Le Jannic and Petitjean 2010). No more recent WT inventories for onshore WTs in the Ecoinvent database are available, and we consider this inventory a valid reference, as no significant change in technology has appeared since then. For this specific inventory, the flows were provided by the manufacturer (Dones et al. 2007).

The assumed lifetime is 20 years for moving parts (rotor, nacelle, generator, etc.) and 40 years for fixed parts (tower and foundation). The connection to the grid is included in the moving parts. Figure 2 presents the relative GHGs per kilowatt-hour of electricity produced throughout the different WT phases.

From figure 2 it is possible to conclude that transportation (for the maintenance phase) and lubricating oil represent a negligible share of the overall impact. Considering the maintenance phase, compared to the literature survey (Chataignere and Le Boulch 2003), some nacelle component replacements are missing in this inventory. Maintenance is therefore assumed to be negligible and not fully considered.

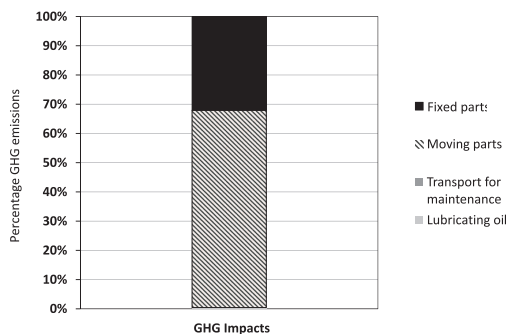


Figure 2 Relative greenhouse gas (GHG) emissions per component and wind turbine phase for the Nordex N50/800 (800 kW).

The moving parts (i.e., rotor and nacelle) represent more than 67% of the overall impact. The fixed parts have less impact (32% of the overall impact) partly because their assumed lifetime is twice as long as that of the moving parts.

Going a step further in the disaggregation of the fixed and moving parts, we observe that WT impacts are only driven by a limited number of materials and processes, mainly composite, concrete, steel, and their processing (see the supporting information available on the Journal's Web site for more information). This confirms the need to focus on these flows instead of putting intensive effort and time into obtaining information on flows with a minor influence on the final WT GHG impacts.

Sample Selection and Characterization of Wind Turbines for the Regressions

In order to calculate the GHG performance regressions of wind power electricity, we must define a representative WT sample and build associated WT inventories. The sample needs to represent the current industrial WT market in terms of power installed and technology (characterized by materials, power curve profiles, swept area, etc.). We chose 17 industrial WTs from different manufacturers: three 800 kW (Dones et al. 2007; Enercon 2010a, 2010b), three 850 kW (Gamesa 2010a, 2010b; Vestas 2007), one 1.65 MW (Vestas 2008), nine 2 MW (Gamesa 2008a, 2008b, 2009; Vestas 2006), and one 4.5 MW (Chataignere and Le Boulch 2003) WT. The WT characteristics can be found in the supporting information available on the Web. For these WTs we were able to obtain their mass and power curve profiles, which are the minimum data we need to build their inventories. A survey on wind power development (Le Jannic and PetitJean 2010) has shown that 800 kW WTs were the standard type of WT installed in 2003, and that 2 MW WTs are installed as of 2010. Moreover, in 2008 the manufacturers we selected (Nordex, Enercon, Gamesa, and Vestas) represented 43% of the wind power market (Lopez 2009). Our study is therefore assumed to be representative of the wind

power market from the beginning of its "boom" period (2002) to now. WTs with higher rated power do exist, but discussion with experts concluded that they are not used in onshore configurations in Europe (Maupu 2010). The regression we develop is based on this sample.

The main differences between the WTs in our sample are the tower and nacelle weights, the blade lengths (and thus the swept area), the power curves, and the hub heights. Technical characterizations for some WTs from the sample are given in the supporting information on the Web (see tables S1–S4).

Assumptions for Modeling Wind Turbine Inventories

The next step is to build the 17 selected WT inventories to calculate GHG performance. The only one of these inventories currently available in the Ecoinvent database is for the 800 kW WT. We shall now describe the set of assumptions used to extrapolate new inventories from the initial 800 kW inventory.

In the Ecoinvent database itself, all material flows for the moving parts or a 2 MW offshore WT were estimated using the material distribution of the 800 kW onshore WT nacelle (Dones et al. 2007). The same material extrapolation assumption is applied to the full set of WT inventories; details of the material shares can be found in the work of Dones and colleagues (2007). We selected a 100% steel, low-alloy composition for the tower. Regarding the 2 MW WT foundation, it was decided to use 338 cubic meters (m^3) of concrete and 30 tonnes (t) of reinforcing steel, as selected by Sutcliffe and colleagues (2010).⁴ It is also necessary to estimate the connection to the grid. In a first approximation we consider Ecoinvent for information on the connection to the grid of onshore 800 kW WTs (Dones et al. 2007). The associated GHG impact is 6,950 kilograms (kg) CO_2 -eq over a 20-year lifetime. The section on approach limitations discusses the sensitivity of GHG emissions from wind power electricity to this subsystem.⁵

As seen in figure 2, transport for maintenance and oil disposal is of minor importance. Thus it is not considered in our WT inventories.

The energy/transport requirements (for manufacturing) are difficult to obtain. Our work aims at reducing the time/energy necessary for the GHG performance calculation; we thus had to define an approach to consider their contributions. We decided to use the data provided by the Ecoinvent database (for an 800 kW WT) for these flows, and to assume a proportionality hypothesis for the other nominal power rate. Thus energy/transport flows represent 4.5% of the overall WT GHG impact. Sensitivity to this assumption is discussed in the section on approach limitations.

Finally, from our literature review and maintenance considerations, we decided to include a 15% replacement rate of nacelle components and one blade replacement during the WT lifetime. The lifetimes of both the moving and the fixed parts are assumed to be identical and set to 20 years, as found in the literature. These modifications to the initial 800 kW inventory and its extrapolation scheme were necessary to model our sample of 17 WTs.

Analysis of Modeling Parameters for Wind Turbine Environmental Impacts

The next step in setting our regressions involves the identification of key parameters explaining the GHG WT results based on sensitivity analyses.

We define GHG environmental performance as the ratio between the overall WT GHG impact ($impacts_{WT}$) and electricity production over the WT life cycle:

$$GHG_{perf} = \frac{impacts_{WT}}{Electricity_{production}} = \frac{impacts_{WT}}{8760 * A * L * LT * P}, \quad (1)$$

where

8,760 = total number of hours in a year;

L = load factor (ratio of the operating hours at nominal power divided by the total hours in a year);

A = availability factor, which takes into account periods when the WT should be producing but for various reasons is not;

LT = WT lifetime; and

P = WT nominal power.

We identify three types of parameters related to three dimensions: a technological dimension, with parameters related to the type of technology and materials used for the WT; a geographical dimension, directly related to wind conditions through the load factor (L); and a methodological dimension with the lifetime (LT) parameter.

Sensitivity studies are performed first for GHG impacts, then for GHG performance, varying these three parameters to identify which is most influential.

Sensitivity of Greenhouse Gas Emissions to Technological Parameters

We investigated the GHG emission variations of several 2 MW WTs currently installed. The weights of the different components were obtained from WT manufacturers' datasheets (Gamesa 2008a, 2008b, 2009; Vestas 2006).

Impacts expressed in GHG for five 2 MW WTs show a relative standard deviation of 9% (figure 3). Because the material distribution is assumed to be the same for all WTs, the differences are due to the variation in the components' weights (e.g., tower weight and nacelle weight). The variability of these 2 MW WT GHG impacts is fairly limited under identical conditions of wind turbine lifetime and wind speed. The next step is to investigate the influence of geographical parameters (wind regime) for the same WT sample on GHG performance.

Sensitivity of Greenhouse Gas Emissions to Geographical Parameters

Using the production calculations for wind power electricity described in the supporting information on the Web, the power curves from product datasheets and PelaFlow consulting (2010), and equation 1, wind power GHG performance per kilowatt-hour is presented as a function of wind speed for the same set of 2 MW WTs. Moreover, GHG performance is calculated with an availability factor of 95%.

The results presented in figure 4 show great variability in relation to the average wind condition. For low wind speed conditions, the average GHG results are around 35 g CO₂-eq/kWh, but for high wind speeds this result drops to 7 g CO₂-eq/kWh, or five times lower. Indeed, for high wind speeds, WT performance depends less on the power curve profile, as the occurrence of wind corresponds more closely to the nominal power of the WT.

Figure 4 also shows that for medium-to-good wind site locations (above 6 meters per second [m/s]), GHG emissions per kilowatt-hour are very close for each WT.⁶ For instance, at 7.5 m/s average wind speed, the maximum difference between all technologies is 1.5 g CO₂-eq/kWh (with a relative standard deviation of 7.5%). For very low wind speeds, the biggest difference in CO₂ equivalent emissions is more significant (up to 11 g CO₂-eq/kWh, relative standard deviation of 29%, for a wind speed of 4 m/s).

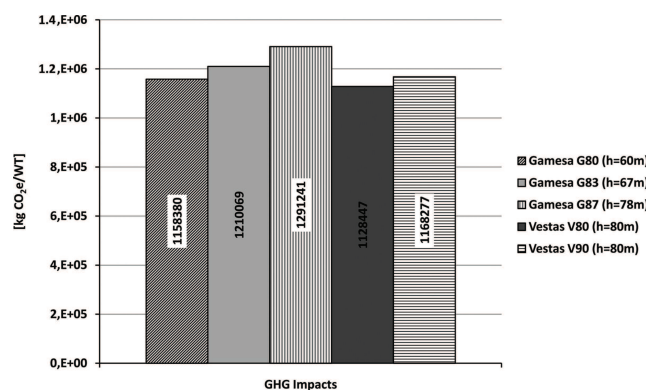


Figure 3 Greenhouse gas (GHG) impact results of 2 megawatt (MW) wind turbines. Numbers on bars represent kilograms of carbon dioxide (CO₂) equivalent emitted per wind turbine over its lifetime. h = hub height.

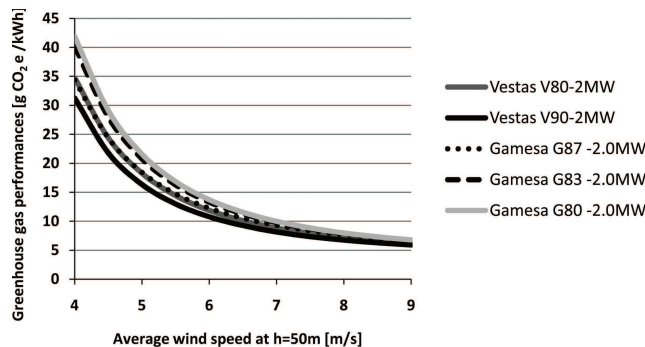


Figure 4 Greenhouse gas (GHG) emissions of the different 2 megawatt (MW) wind turbines as a function of the average wind speed. The x-axis is presented with a reference hub height of 50 meters (m), however; the wind speed at each turbine's hub height is extrapolated using equations presented in the supporting information on the Web.

Variability Assessment

We identified possible sources of variability for wind power GHG performance based on equation 1: lifetime, load factor, WT GHG impact from manufacturing, and power.

As a first step, we have excluded lifetime from our variability study and will consider it at a later stage. We go on to analyze the other three sources of variability in more detail:

- **Load factor variability:** the load factor represents electricity production as a function of wind speed frequency by giving an equivalent percentage of operation at nominal power (see the supporting information on the Web). It is strongly correlated with WT GHG performance because it is defined as a function of the wind speed at the WT hub height (TheWindPower.org 2010). Other parameters defining the load factor function are land roughness and the power curve profile (see equations in the supporting information on the Web). Land roughness is independent of technology and is a geographical parameter type. We assume that we will set this parameter to a standard class of land (agricultural land) to simplify the study and not consider this parameter variability.
- **WT GHG impact variability from manufacturing:** We have assumed similar material distribution for the nacelle within the WT sample; a fairly low variability for the mass of moving parts is found within the sample (see tables S1–S4 in the supporting information on the Web), which induces marginal variability for GHGs.
- **Size effect of the WT power:** in our study, this parameter is intrinsically linked to the others presented above; we assume this effect to be negligible and consider linearity between the different WT nominal powers. While significant, this assumption has already been made where the size of the turbine does not appear to be an important factor in optimizing the life cycle energy performance (Crawford 2009). WT power might only have an impact when considering small equipment, less than 500 kW, as shown by Tremeac and Meunier (2009).

The wind power electricity GHG performance is therefore identified as a function of two major parameters: the WT lifetime and the average wind speed on the site.

Wind Turbine Greenhouse Gas Performance Regression

So far we have identified the parameters to which the results (in GHG performance) are most sensitive: wind speed has been demonstrated to be highly influential on performance, with a factor of five between the lowest and highest wind conditions (figure 4). Conversely, the GHG impact from WT manufacturing, presented in figure 3, can be considered as low (relative standard deviation of 9% for the five 2 MW samples). These findings lead us to define a regression from the 17 WT sample, relating the wind electricity GHG performance to a single parameter: wind speed. We derive this GHG performance curve through a polynomial interpolation as a function of wind speed with a fixed lifetime (LT) initially assumed to be 20 years.

Table 1 and figure 5 confirm that GHG performance is highly dependent on a site's wind conditions, which is directly linked to electricity production. As a consequence, optimizing economic profitability is a win-win situation, as it minimizes GHG emissions: the more electricity produced the less CO₂ content per kilowatt-hour produced. Indeed, electricity production performance is the main parameter influencing economic and GHG performance.

However, in low wind conditions (typically less than 5 m/s), as the confidence interval gets larger, GHG performance may depend on a wider set of parameters. Thus, for very low wind speed conditions (worst possible case in Europe), emissions are found to be 38.3 g CO₂-eq/kWh ($\pm 14.8\%$). For average wind conditions (~ 6 m/s) GHG emissions are 13.0 g CO₂-eq/kWh ($\pm 12.2\%$), which is very close to the results in the literature. For high wind speeds (greater than 8 m/s), the GHG performance of WT electricity ranges from 5 to 10 g CO₂-eq/kWh

Table 1 Greenhouse gas (GHG) performance for WTs as a function of wind speed (lifetime = 20 years)

Average wind speed (m/s)	GHG performance (g CO ₂ -eq/kWh)	Relative standard deviation (%)
4	38.3	14.8%
4.5	26.9	14.2%
5	20.1	13.5%
5.5	15.9	12.9%
6	13.0	12.2%
6.5	11.1	11.7%
7	9.7	11.3%
7.5	8.6	11.0%
8	7.9	10.8%
8.5	7.3	10.6%
9	6.8	10.6%

Notes: m/s = meters per second; g CO₂-eq/kWh = grams carbon dioxide equivalent per kilowatt-hour.

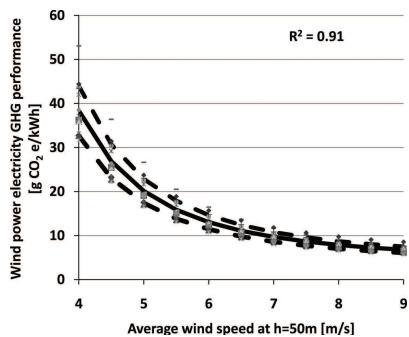


Figure 5 Greenhouse gas (GHG) performance for wind turbines as a function of wind speed; lifetime = 20 years, h = hub height. Each dot on the line represents one of the 17 wind turbine samples and the dotted lines illustrate the confidence interval.

(~±10%). The confidence interval also decreases as the wind speed condition increases, because the sample results become less dispersed. Finally, the coefficient of determination (R^2) of the regression is 0.91.

Overall Reduced Life Cycle Assessment Results Including Lifetime

As described in equation 1, LT is an LCA methodological parameter that needs to be assessed separately from technological and geographical parameters. Indeed, this factor strongly influences total electricity production because LT can change with the type of material used in WT fabrication and depends on climatic conditions at the installation. Furthermore, LT is an arbitrary LCA assumption, but it is critical to resulting sensitivity. Standard LT figures considered range from 10 to 30 years; they are complex to define and important when considering their variability.

We included this parameter and derived a set of regressions as a function of the two main factors: lifetime and wind conditions (figure 6 and table 2).

Table 2 and figure 6 show the strong influence of lifetime on GHG performance. The selected lifetimes approximately represent lower, average, and upper real values. When forecasting the performance of a new WT installation, it is necessary to estimate the upper and lower possible environmental value for the kilowatt-hours produced, including the variation of one particularly important methodological parameter: lifetime.

Figure 6 gives the full overview of possible GHG performance for actual onshore wind power electricity. The distribution of literature results can now be explained. The confidence interval remains unchanged compared to the results in figure 5 and table 1. Indeed, in figure 6 and table 2, results are presented as a function of the average wind speed and lifetime, which does not induce any modification in the confidence interval definition.

Finally, in order to consider the actual wind power context, we added an economic criterion: the box in the bottom-right corner of figure 6. Nowadays most onshore WT systems are installed with a 20 year lifetime and an annual 50 m height wind speed of at least 6.5 m/s; see Archer and Jacobson (2005) for a wind atlas and ADEME (2011) for WT locations in France. In this restricted interval we thus obtained a GHG performance range from 4.5 (±10.6%) to 11.1 (±11.7%) g CO₂-eq/kWh. This restricted interval presents the upper and lower limits of the GHG performance considering the economic criterion. Nevertheless, the full GHG performance interval (for a lifetime between 10 and 30 years and an annual wind speed of 4 to 9 m/s) is presented to explain the variability in the literature and because

- economic feasibility criterion can evolve depending on WT market costs, and
- financial incentives can lead developers to install WT in less windy sites.

Table 2 Greenhouse gas (GHG) performance as a function of lifetime (LT) and average wind speed (meters per second)

Average wind speed (m/s)	GHG performance (g CO ₂ -eq/kWh)		
	10 year LT	20 year LT	30 year LT
4	76.7	38.3	25.6
4.5	53.7	26.9	17.9
5	40.2	20.1	13.4
5.5	31.7	15.9	10.6
6	26.1	13.0	8.7
6.5	22.2	11.1	7.4
7	19.4	9.7	6.5
7.5	17.3	8.6	5.8
8	15.7	7.9	5.2
8.5	14.5	7.3	4.8
9	13.6	6.8	4.5

Notes: m/s = meters per second; g CO₂-eq/kWh = grams carbon dioxide equivalent per kilowatt-hour.

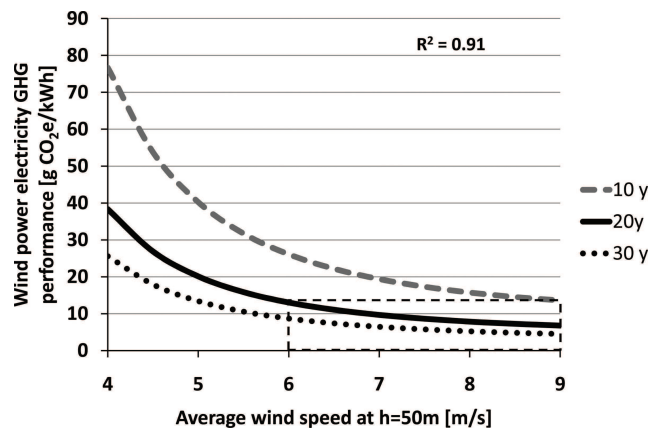


Figure 6 Greenhouse gas (GHG) performance as a function of lifetime (LT) and average wind speed (meters per second [m/s]). GHG performance is in grams carbon dioxide equivalent per kilowatt-hour ($\text{g CO}_2\text{-eq/kWh}$). The dotted box in the lower right represents the upper and lower limits of the GHG performance considering practical economic criteria.

Usefulness and Validity of the Approach Developed

The validity of the reduced model must be estimated, and a comparison with the literature survey is now presented. In the general literature survey, the GHG performance of wind electricity was found to be $13.5 \text{ g CO}_2\text{-eq/kWh}$ for “average conditions.” Applying the regression gives a result of $13.0 \text{ g CO}_2\text{-eq/kWh} \pm 12.2\%$ (at 6 m/s and considering a 20 year lifetime). Thus the results obtained fully match the literature survey interval. To check the validity of the regression, we now apply it to some specific WT situations. In the study by Jacobson (2009), GHG performance of wind power electricity ranges from 2.8 to $7.4 \text{ g CO}_2\text{-eq/kWh}$ (for a 30 year lifetime and an average wind speed between 7 and 8.5 m/s). These specific cases were not in the sample used to develop the model. By calculating GHG performance of wind power electricity using the newly defined regression for the same lifetime and identical average wind speed conditions, the regression results range from $4.8 \text{ g CO}_2\text{-eq/kWh}$ ($\pm 0.5 \text{ g}$) to $6.5 \text{ g CO}_2\text{-eq/kWh}$ ($\pm 0.7 \text{ g}$). Considering the range of uncertainty, both studies give comparable results, confirming the validity of our regression compared to detailed LCA results.

Nevertheless, as explained previously, this work does not aim to substitute for a complete LCA. The approach presented offers two major advantages:

- it presents an explicit description of system variability, enabling us to understand the variability of LCA results observed (presented in literature); and
- it provides an estimation of GHG performance of wind power depending on the main parameters, including the differentiation between geographical and methodological parameters.

Approach Limitations and Error Assessment

In order to perform the regression for GHG performance of wind power electricity, we had to make several assumptions to build the WT inventories sample. The regression quality is thus linked to the quality of the chosen hypothesis, and its validity is restricted to the sample characteristics. Possible errors related to these assumptions need to be underlined.

The grid connection and the energy/transport requirement contributions have been estimated to represent 4.5% of the overall WT impacts. This hypothesis could induce errors. However, such errors would remain at a low level: an increase of 1.5% if grid connection material needs doubled, and 5% if energy/transport requirements also doubled. Compared to lifetime and wind speed, the transport contribution presents a small influence in the European case, but could have a significant influence if the WTs are produced or used outside Europe (Lenzen and Wachsmann 2004). The authors have shown that transport inside Europe (Germany) represents less than 2% of the GHG emissions for WTs manufactured and installed in Europe. Our selected sample corresponds to this case. Moreover, sensitivity analysis of WT impacts have shown variability linked to the energy and transport requirements during the WT life cycle (Martínez et al. 2010). It appears that, as much as possible, WTs are produced locally to avoid long distance transportations; this trend is observed both in Europe (Vestas 2011) and in China (ALEF – International Energy post-master program 2011).

In the WT nacelle flow quantification, another error could be caused by choosing the wrong steel in the inventories (low-alloy steel versus chromium steel). Most types of steel present a comparable CO_2 equivalent impact per kilogram. Chromium steel, which emits three times more CO_2 equivalent per kilogram, is the exception. Thus if the correct steel is not assigned to

part of the nacelle components, this would induce an error. For instance, if 10% (of the nacelle weight) is made of chromium steel instead of low-alloy steel, the final error induced would be around 3.8%.

In addition, the end of life of WTs was not taken into account in the work because most of the studies presented in the literature survey (Ardente et al. 2008) and the Ecoinvent (2009) database assume a high recycling rate for the metals; only the composite is supposed to be incinerated or partially landfilled. The concrete is partially removed (and landfilled) or left in the ground. The recycling process is partially described in the Ecoinvent database and it supposes no CO₂ impacts (the old material is used again to replace the new material, without any loss of properties or treatment). Thus only the composite incineration has an impact, but this is estimated to be low (less than 2%) and is therefore omitted.

The land roughness parameter influence has been partially assessed. This parameter is used to calculate the wind speed at the WT hub heights (see supporting information on the Web). We selected a standard value for agricultural land, which is supposed to be representative of most WT installation sites. The roughness factor could have an influence if urban sites are considered. However, because of policies, installations in those sites seem unrealistic for industrial WTs. Considering the roughness in coastal areas, for a 2 MW WT the extrapolated wind speed at hub height would increase by 3%. The results would be modified by approximately 5%.

Finally, we can roughly estimate a maximum 15% total error associated with the assumptions we made for the WT LCIs. However, this 15% error is an accumulation of all possible errors and should be considered a worst possible case.

Conclusions

The main goal of this study was to develop a methodology toward a simplified approach to quantifying the GHG performance of WTs as an alternative to performing a full LCA. First, throughout our contribution to a meta-analysis of life cycle GHG emissions, this present work highlights the importance of several key sensitive parameters, and thus provides the user a better understanding of the variability of results in the published literature on LCAs. A regression was then derived based on detailed LCA results for a representative sample of 17 industrial onshore WTs recently installed in Europe on average land configurations (agricultural). GHG performance curves for WTs are based on the most dominant geographical and methodological parameters: wind speed and wind turbine lifetime. An estimation of greenhouse gas emissions from the electricity produced by a wind turbine during its lifetime is therefore possible for onshore WTs using these regressions. The regression results range from 3 to 77 g CO₂-eq/kWh, depending on the main parameters. Uncertainties associated with the regressions vary according to the range of wind speed considered: ±15% for low wind speed conditions, ±12% for average conditions, and ±11% for good conditions. For standard wind conditions in Europe, the mean results are similar to the variability range of

results in the literature. For low wind conditions, the derived LCA regression proposed in this article shows a greater level of uncertainty. For low average wind speeds, electricity production is a critical factor, and technological parameters such as hub height, or most probably power curve profiles, might have a greater influence on GHG performance results. This should be considered to further refine this set of regressions. Regardless, however, the GHG performance (i.e., emissions) of wind electricity remains far below that of fossil fuel-based electricity.

This research presents a new methodology for creating an alternative model to detailed LCA for ascertaining environmental performance. The methodology to develop this lightweight approach has been applied as a first trial to wind power electricity GHG performances, and it could be applied to other energy pathways.

Acknowledgments

This article has been made possible thanks to the on-going international post-master program (ALEF) jointly organized by the MINES ParisTech and Tsinghua University. Special thanks go to Romain Richard and Vincent Maupu from EDF and Dr. Thierry Ranchin from MINES ParisTech for their great expertise in this topic, as well as to the three anonymous reviewers.

Notes

1. One kilowatt (kW) \approx 56.91 British thermal units (BTU)/minute \approx 1.341 horsepower (HP). One megawatt (MW) = 10⁶ watts (W, SI) = 1 megajoule/second (MJ/s) \approx 56.91 \times 10³ British thermal units (BTU)/minute.
2. One gigawatt (GW) = 10⁹ watts (W, SI) = 1 gigajoule/second (GJ/s) \approx 56.91 \times 10⁶ British thermal units (BTU)/minute.
3. One kilowatt-hour (kWh) \approx 3.6 \times 10⁶ joules (J, SI) \approx 3.412 \times 10³ British thermal units (BTU). Carbon dioxide equivalent (CO₂-eq) is a measure for describing the climate-forcing strength of a quantity of greenhouse gases using the functionally equivalent amount of carbon dioxide as the reference.
4. One cubic meter (m³, SI) = 10³ liters (L) \approx 264.2 gallons (gal). One metric ton (t) = 10³ kilograms (kg, SI) \approx 1.102 short tons.
5. One kilogram (kg, SI) \approx 2.204 pounds (lb).
6. One meter (m, SI) \approx 3.28 feet (ft).

References

- ADEME. 2011. Suivi de production de l'éolien en France [Reporting of wind power electricity in France]. www.suivi-eolien.com/. Accessed 07/11 2011.
- ALEF – International Energy post-master program. 2011. *Investigation and field survey of the Chinese wind power industry: Mines ParisTech*. Beijing, China: Tsinghua University.
- Archer, C. L. and M. Z. Jacobson. 2005. Evaluation of global wind power. *Journal of Geophysical Research* 110(D12): D12110.
- Ardente, F., M. Beccali, M. Cellura, and V. Lo Brano. 2008. Energy performances and life cycle assessment of an Italian wind farm. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12(1): 200–217.
- Bala, A., M. Raugei, G. Benveniste, C. Gazulla, and P. Fullana-i-Palmer. 2010. Simplified tools for global warming potential

- evaluation: when 'good enough' is best. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15(5): 489–498.
- Blanc, I., D. Beloin-Saint-Pierre, J. Payet, P. Jacquin, N. Adra, and Mayer. 2008. Espace-PV: Key sensitive parameters for environmental impacts of grid-connected PV systems with LCA. Paper presented at the 23rd European Photovoltaic Solar Energy Conference and Exhibition, 1–5 September, Valencia, Spain.
- Chataignere, A. and D. Le Boulch. 2003. Wind Turbine (WT) systems technical report. Eclipse: Environmental and Ecological Life Cycle Inventories for present and future power systems in Europe.
- Crawford, R. H. 2009. Life cycle energy and greenhouse emissions analysis of wind turbines and the effect of size on energy yield. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13(9): 2653–2660.
- Dones, R., C. Bauer, R. Bolliger, B. Burger, M. F. Emmenegger, R. Frischknecht, T. Heck, N. Jungbluth, A. Röder, and M. Tuchschmid. 2007. *Life cycle inventories of energy systems: Results for the current systems in Switzerland and other UCTE countries*. Dübendorf: Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Center for Life Cycle Inventories.
- Ecoinvent Centre. 2009. Ecoinvent data v2.1 CD-ROM. Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- ELSAM. 2004. *Life cycle assessment of offshore and onshore sited wind farms*. Frederica, Denmark: Elsam Engineering A/S.
- ELSAM and Vestas. 2004. *Life cycle assessment of turbines PSO 1999*. Frederica, Denmark: Elsam Engineering A/S and Vestas.
- ENEL. 2006. Certified Environmental Product Declaration of Electricity from Enel's wind plant of slafani Bagni. Rome, Italy: ENEL.
- Enercon. 2010a. Enercon E48 datasheet. Aurich, Germany: Enercon.
- Enercon. 2010b. Enercon E53 datasheet. Aurich, Germany: Enercon.
- European Environment Agency. 2009. *Europe's onshore and offshore wind energy potential, An assessment of environmental and economic constraints*. Copenhagen, Denmark: EEA.
- European Wind Energy Association. 2009. Climate change factsheet. Copenhagen, Denmark: EWEA.
- Gamesa. 2008a. Gamesa G80–2.0 MW. Madrid, Spain: Gamesa.
- Gamesa. 2008b. Gamesa G87–2.0 MW. Madrid, Spain: Gamesa.
- Gamesa. 2009. Gamesa G83–2.0 MW. Madrid, Spain: Gamesa.
- Gamesa. 2010a. Gamesa G58–850 kW brochure. Madrid, Spain: Gamesa.
- Gamesa. 2010b. Gamesa G52–850 kW brochure. Madrid, Spain: Gamesa.
- Global Wind Energy Council. 2010. *Wind power is crucial for combating climate change*. Brussels, Belgium: Global Wind Energy Council.
- Greenpeace and EREC. 2008. *Energy [r]evolution a sustainable global energy outlook*. Greenpeace International and the European Renewable Energy Council.
- Hondo, H. 2005. Life cycle GHG emission analysis of power generation systems: Japanese case. *Energy* 30(11–12): 2042–2056.
- ISO (International Organization for Standardization). 2006a. *ISO 14040. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*. Geneva, Switzerland: ISO.
- ISO (International Organization for Standardization). 2006b. *ISO 14044. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*. Geneva, Switzerland: ISO.
- Jacobson, M. Z. 2009. Review of solutions to global warming, air pollution, and energy security. *Energy & Environmental Science* 2(2): 148–173.
- Jungbluth, N., C. Bauer, R. Dones, and R. Frischknecht. 2005. Life cycle assessment for emerging technologies: Case studies for photovoltaic and wind power. *International Journal of Life Cycle Assessment* 10(1): 24–34.
- Le Jannic, N. and T. Petitjean. 2010. L'éolien en France. [Wind power in France.] *Système solaire – Le journal de l'éolien* [Solar System - Journal of Wind Power], section Analyse [Analysis section]. 7: 36–40.
- Lenzen, M. and J. Munksgaard. 2002. Energy and CO₂ life-cycle analyses of wind turbines—Review and applications. *Renewable Energy* 26(3): 339–362.
- Lenzen, M. and U. Wachsmann. 2004. Wind turbines in Brazil and Germany: An example of geographical variability in life-cycle assessment. *Applied Energy* 77(2): 119–130.
- Lopez, M. R. 2009. Global market share in wind turbine manufacturers unveiled. www.ecoseed.org/wind-energy-blog/article/8-wind-energy/833-global-market-share-in-wind-turbine-manufacturers-unveiled. Accessed 11 March 2010.
- Martínez, E., E. Jiménez, J. Blanco, and F. Sanz. 2010. LCA sensitivity analysis of a multi-megawatt wind turbine. *Applied Energy* 87(7): 2293–2303.
- Martínez, E., F. Sanz, S. Pellegrini, E. Jiménez, and J. Blanco. 2009. Life-cycle assessment of a 2-MW rated power wind turbine: CML method. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14(1): 52–63.
- Maupu, V. 2010. Personal communication with Vincent Maupu Organization EDF R&D - Department MFEF / Fluid Dynamics, Power Generation and Environment, 2010.
- McCulloch, M., M. Reynolds, and M. Laurie. 2000. *Life cycle value assessment of a wind turbine, Alberta Canada*. Canada: Pembina Institute.
- Nalukowe, B., J. Liu, W. Damien, and T. Lukawski. 2006. *Life cycle assessment of a wind turbine*. Stockholm, Sweden: KTH University.
- Öko-Institut. 2010. Global Emission Model for Integrated System (GEMIS®) Version 4.6. Freiburg, Germany: Öko-Institut.
- Pehnt, M. 2006. Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. *Renewable Energy* 31(1): 55–71.
- PelaFlow consulting. 2010. The wind power program. www.wind-power-program.com. Accessed 12 December 2010.
- Reap, J., F. Roman, S. Duncan, and B. Bras. 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13(5): 374–388.
- Rydh, C. J., M. Jonsson, and P. Lindahl. 2004. *Replacement of old wind turbines assessed from energy, environmental and economic perspectives – EU project: Wind energy in the Baltic Sea region, Interreg III B project, WP 4: 3 Final report 29*. Kalmar, Sweden: University of Kalmar.
- Spadaro J. V., L. Langlois, and B. Hamilton. 2000. Greenhouse gas emissions of electricity generation chains: Assessing the difference. *IAEA Bulletin*. 42(2): 19–25.
- Sutcliffe, M., H. Shercliff, and M. Ashby. 2010. *Paper 8: Mechanical engineering elective. Renewable energy systems: Life cycle analysis and energy payback*. Cambridge, UK: Cambridge University and Granta Design.
- TheWindPower.org. www.thewindpower.org. Accessed 10 January 2010.
- Tremec, B. and F. Meunier. 2009. Life cycle analysis of 4.5 MW and 250 W wind turbines. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13(8): 2104–2110.
- Vattenfall AB. 2010. *Vattenfall wind power certified environmental product declaration EPD® of electricity from Vattenfall's wind farms*. Stockholm, Sweden: Vattenfall.
- Vestas. 2007. V52 – 850kW brochure. Randers, Denmark: Vestas.
- Vestas. 2008. V82 – 1.65MWbrochure. Randers, Denmark: Vestas.

- Vestas. 2011. www.vestas.com/en/about-vestas/find-vestas.aspx. Accessed 22 July 2011.
- Vestas. 2006. V 80 –2.0MW, Versatile megawatte. Randers, Denmark: Vestas.
- Weinzettel, J., M. Reenaas, C. Solli, and E. G. Hertwich. 2009. Life cycle assessment of a floating offshore wind turbine. *Renewable Energy* 34(3): 742–747.
- Weisser, D. 2007. A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies. *Energy* 32(9): 1543–1559.

About the authors

Pierr Yves Padey is a Ph.D. student and **Isabelle Blanc** is a professor in the Center for Energy and Processes at MINES ParisTech in Sophia Antipolis, France. **Denis Le Boulch** is a research engineer at EDF in Les Renardières, France. **Xiusheng Zhao** is a professor at INET at Tsinghua University in China.

Supporting Information

Additional supporting information may be found in the online version of this article.

Supporting Information S1: This supporting information provides the impact origin (material) of the wind turbine assessed in the Ecoinvent database, details of the load factor calculations for the turbine, and a description of turbine characteristics (weight and power curve profile) used for the regression calculation.

Please note: Wiley-Blackwell is not responsible for the content or functionality of any supporting information supplied by the authors. Any queries (other than missing material) should be directed to the corresponding author for the article.

Annexe 2 : Acte de conférence de la SETAC 2012

Référence :

Padey Pierryves, Isabelle Blanc, Denis Le Boulch. « Simplified life cycle approach : GHG variability assessment for onshore wind electricity based on Monte Carlo simulations » 21st SETAC Europe Annual Meeting Abstract book 2012

Simplified life cycle approach: GHG variability assessment for onshore wind electricity based on Monte-Carlo simulations

Pierryves Padey^{1,2}, Denis Le Boulch², Isabelle Blanc¹

¹ MINES ParisTech, 1, rue Claude Daunesse, F-06904 Sophia Antipolis Cedex, France

² EDF R&D, Les Renardières 77818 Moret sur Loing Cedex, France
E-mail contact: pierryves.padey@edf.fr

1. Introduction

The environmental impacts of electricity production systems have been widely assessed over the past years with many published LCAs in the literature. In the special case of greenhouses gases (GHG) from wind power electricity, the LCA results variability observed is very high, for example ranging from 2 to 81 g CO_{2eq}/kWh in a literature review performed by the IPCC [1]. Such result might lead policy makers to consider LCA as an inconclusive method [2].

The main objective of this paper is to build a representative model of onshore wind turbines environmental performances with a simplified life cycle approach. Variability of GHG performances of onshore wind turbines, generated for a representative sample, is assessed through the running of Monte-Carlo simulations to identify the key parameters having the biggest influence on the results. Finally, this methodology will enable to define generic curves of onshore wind power electricity GHG as a simplified function of these key parameters.

2. Method

The methodology developed to establish a generic GHG performance curve is described according to the 6 steps below (more details on the methodology is to be found in [3]):

1. An extended literature survey on LCAs of onshore wind power electricity is performed to obtain a clear overview of the most representative assumptions taken in the literature and their related variability.
2. GHG impacts of onshore wind turbines (WT) are analysed by disaggregating the existing onshore wind turbine inventory in ecoinvent v2.2 model [4].
3. These two steps enable to define a reference wind turbine model, representative of the current WT technologies.
4. This WT model is applied to build the sample inventories representative of the recent wind power market (the sample is made of 17 WTs).
5. By performing standard sensitivity analyses on LCAs results from this sample, the identification of two key parameters (the turbine life time and the wind speed) are identified. GHG performances generic curves are then elaborated on these two key parameters.
6. Finally a validation process is performed in order to assess the range of validity of the simplified model made out from these generic curves by comparing them with reference LCA studies.

Two limitations on this methodology are now discussed. These first results were based on a restricted wind turbine sample and local sensitivity analyses were not handling the variability issue in a comprehensive way [5]. We therefore propose here an enhanced version of the initial methodology reported in [3] by applying a Monte-Carlo simulation step to a more representative sample. With this step, the sample restriction as well as the limitation of the local sensitivity analysis approach will be overcome.

For the Monte-Carlo simulations, we used the following equation to calculate the GHG performances defined as the ratio between the environmental impacts of the onshore turbine over the electricity produced over its life time:

$$\text{Onshore wind power electricity GHG performances} = \frac{\text{WT impacts}}{8760 \cdot A \cdot L \cdot P}$$

Each parameter and its related distribution need to be characterized for the Monte-Carlo simulations:

- P is the nominal WT power in kW and characterized as a discrete function of the installed WT statistics in France between 2003 and 2008, ranging from 800kW to 3500kW with a high probability for 2000 kW.
- LT is the system lifetime. According to expert discussions and literature review, this parameter range from 10 to 30 years with a normal distribution centred on 20 years, with a standard deviation (SD) of 3 years.
- A is the availability factor considering the real time when the WT is working compared to the theory. It ranges from 0.9 to 0.99 with a normal distribution centred on 0.945 with a SD of 0.015.

- The WT impacts have been modelled using empirical equations to size the wind turbine as a function of their nominal power. These equations have been defined with an extended literature survey of the different existing WT. To consider uncertainty of this approach, for each flow, an uncertainty of $\pm 15\%$ has been associated.
- L is the load factor parameter. It represents an equivalent annual percentage when the WT is producing at nominal power. It is the product between the WT power curves and the wind speed Weibull distribution (details in [3]).

3. Results

The Monte-Carlo simulations have been performed on 25 000 runs varying each input according to the defined distributions.

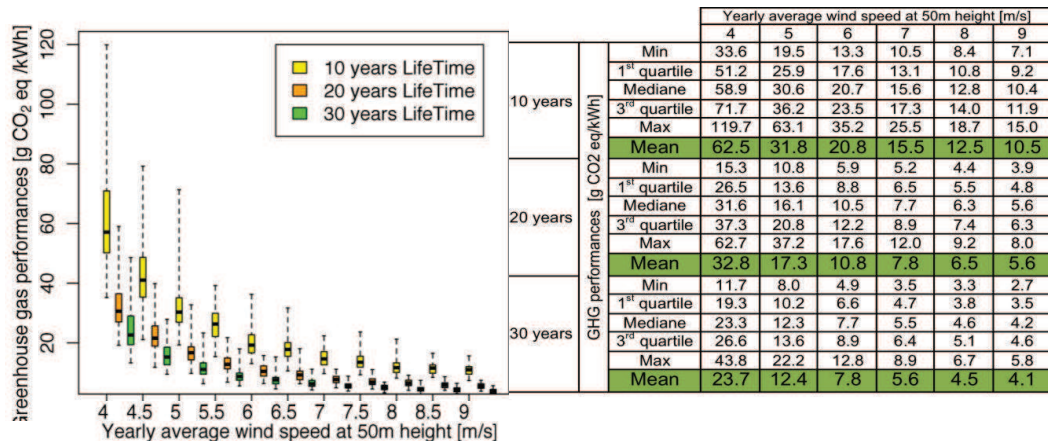


Figure 1 and Table 1: Wind power electricity GHG performances as a function of the main parameters (25'000 simulations)

Based on these Monte-Carlo simulations, we plotted GHG performances distributions for two key identified parameters: the WT life time and annual wind speed. Results are ranging from 2.7 to 119.7g CO_{2eq}/kWh, a range which is comparable to the litterature review observed in [1].

4. Conclusions

The initial methodology to generate simplified models for WT environmental performances has been improved with a better identification of the variability assessment. A systematic representative sample has been defined on which Monte-Carlo simulations have been applied. Running Monte-Carlo simulations on a representative model of onshore wind turbines (mostly 2 MW WT) has confirmed that GHG performances variability is mainly explained by the WT lifetime and the wind speed. A set of generic GHG performances curves has been defined as a function of these key parameters. The obtained results range between 2.7 to 119.7 g CO_{2 eq}/kWh and can be adjusted as a function of either one or both key parameters. This methodology will be applied later for all types of electricity generation systems.

5. References

- [1] IPCC: O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, C. von Stechow. IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2011.
- [2] Heath, G., Brandao, M. Meta-Analysis of Life Cycle Assessments. *Journal of industrial Ecology* – Call for paper - Special Issue. 2009.
- [3] Padey, P., Blanc, I., Le Boulch, D., Zhao, X., A simplified life cycle approach for assessing GHG emissions of wind electricity. *Journal of Industrial Ecology*, accepted November 19th, 2011.
- [4] Dones R., Bauer C., Bolliger R., Burger B., Faist Emmenegger M., Frischknecht R., Heck T., Jungbluth N., Röder A., Tuchschnid M., "Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for the Current Systems in Switzerland and other UCTE Countries", Ecoinvent report No. 5, Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Center for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, 2007
- [5] Saltelli, A., Ratto, M., Tarantola, S., Campolongo, F., JRC. Sensitivity analysis practices: Strategies for model-based inference. *Reliability Engineering and System Safety*. 2006. pp. 1109–1125.

Annexe 3 : Acte de conférence IFSTTAR, Nantes 2012

Référence :

Padey, P., Beloin Saint Pierre, D., Girard, R., Blanc, I., 2012a. Understanding LCA results variability: developing global sensitivity analysis with Sobol indices. A first application to photovoltaic systems. Presented at the International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction – Civil engineering and buildings, RILEM, Nantes, pp. 19-27.

Understanding LCA results variability: developing global sensitivity analysis with Sobol indices. A first application to photovoltaic systems.

Pierryves Padey (1),(2), Didier Beloin-Saint-Pierre (2), Robin Girard (2), Denis Le-Boulch (1), Isabelle Blanc (2)

(1) EDF R&D, Les Renardières 77818 Moret sur Loing Cedex, France
pierryves.padey@mines-paristech.fr

(2) MINES ParisTech, 1, rue Claude Daunesse, F-06904 Sophia Antipolis Cedex, France

Abstract

LCA has been extensively used in the last few years and a large number of studies have been published in the literature. These studies show a great variability in results of comparable systems. It somehow leads policy-makers to consider the LCA approach as an inconclusive method. Some attempts have been developed to assess LCA results variability; however, they remain mostly qualitative.

In this paper, a method based on Global Sensitivity Analysis (GSA) is presented in order to understand the origin of results variability. A general variance decomposition based on the Sobol indices is applied to quantify the influence of input parameters on the environmental answer.

A preliminary study is done by using this GSA on a large set of integrated photovoltaic systems greenhouse gas (GHG) performances. We identify that the irradiation parameter has the largest influence on those GHG performances. The other parameters such as lifetime or performance ratio have been identified as having a smaller but significant influence on the GHG results variability. The GHG performances range from 24 to 230 g CO_{2eq}/kWh with 75% of the performance ranging from 23.8 to 93.5g CO_{2eq}/kWh.

Keywords: Sobol indices, variability, GHG performance, photovoltaic, GSA

1. INTRODUCTION

Life Cycle Assessment (LCA) is nowadays considered as one of the main relevant tool to study a product or system environmental impacts. Therefore, LCA has been widely used in order to assess the environmental impacts for a panorama of systems. The result is a large quantity of LCA studies presenting a high variability in impacts results for comparable systems. An IPCC report [1] clearly shows this situation for different sources of electricity production over a large set of publications. In this report, the CO₂ equivalent emissions for photovoltaic (PV) electricity generation range between 5 and 217 g CO_{2eq}/kWh. This high

variability tends to complicate the work of decision makers. We propose a method which aims at explaining such variability in response to this situation.

Recently, the LCA research community initiated new methods; defined as *meta-analysis*, to get a comprehensive panorama of systems environmental impacts [2],[3],[4]. These meta-analyses aim at synthesizing and identifying the main sources of results' variability [3].

Understanding LCA variability requires the definition of its types and sources. Different studies [5], [6] underline that defining that kind of information will improve the LCA method reliability. Moreover, a selection of studies [7] has identified the possibility of explaining a large proportion of environmental impacts variability with a limited number of parameters. Sensitivity analyses have been identified as a necessary tool to improve the LCA results representativeness [6] by quantifying the influence of input parameters on a system's environmental performances. However, when dealing with environmental impact assessment, most sensitivity analyses remain at a local level as they evaluate the variation of the input parameters one factor at a time [8]. This approach only partially reflects the LCA results variability, because it does not consider the full range of input parameters interval, as well as the combined variability and their probability distribution [8]. A statistical tool named Global Sensitivity analyses (GSA), by opposition to the traditional local sensitivity analyses, exists but only few studies [9][10] have proposed this systematic and generic method to identify the most environmentally influential parameters for LCAs.

This paper aims at presenting a generic methodology that can explain part of the LCA's results variability through input parameter variability assessment. The methodology we propose relies on the study of different variability sources for electricity generation systems through GSA. The GSA is performed through the computation of Sobol indices that are built upon general variance decomposition [11]. This methodology is applied to a large sample (20'000) of building integrated PV electricity LCAs as a first example.

2. PROBLEMATIC

The LCA modeling process can be summarized as in Figure 1.

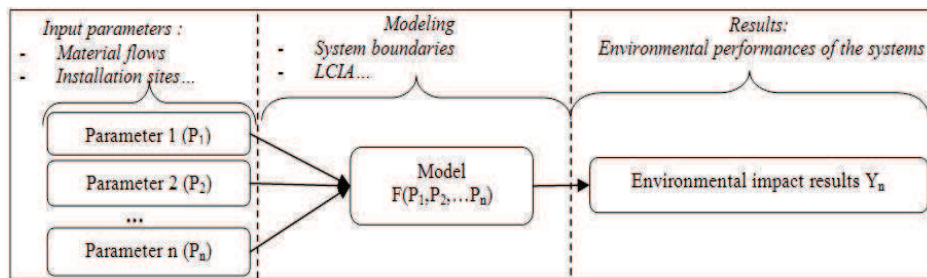


Figure 1: Representation of the LCA model

Each stage of a LCA implies variability and uncertainty. Björklund [5] proposed to classify these different sources; we will focus on the data inaccuracy (the quantifications of all input parameters are function of measurements or data given by experts), the model uncertainty (the model of the studied system for the LCA calculations is a simplified representation of the

reality), the uncertainty due to choice (the LCA practitioners need to make choices during the modeling phase such as allocation rules, system boundaries, choice of average data...), the spatial variability (a renewable energy system, for example photovoltaic performance is strongly dependant of its geo-localization) and the epistemological uncertainty (due to lack of knowledge on system's behavior, such as the system's lifetime estimation).

These aspects and limitations are known and accepted by LCA practitioners. However, their transparent descriptions are limited in the literature.

This issue is a sensitive debated subject when modeling electricity generation systems. The fast developments of renewable energy technologies and incentives policies require a clear vision of renewable energies environmental impacts panorama. The IPCC [1] has made a literature review of the GHG emissions for electricity generation systems which clearly shows this problematic (see figure 2). This literature review has been based on different criterions such as assumption transparency and temporal representativeness (the LCAs selected in the IPCC review had to correspond to an up-to-date technology or to be representative of a near future).

Figure 2 describes the high variability (which encompass variability and uncertainty as defined by [5]) seen in the literature and confirms the difficulties, for non-expert, to understand such differences. For example the results range from 5 to 217 g CO_{2eq}/kWh for PV systems. This complicates the understanding of electricity generation systems GHG performances. Few attempts [12] have presented the main sources of variability of the electricity generation systems; however, these studies remain mostly qualitative. Recent works have been initiated [4],[13] in order to propose an approach to reduce LCA results variability through the definition of a set of normalized values for input parameters. Those approaches enable a reduction of the environmental impact variability but do not quantify the parameters variation influence on environmental performance.

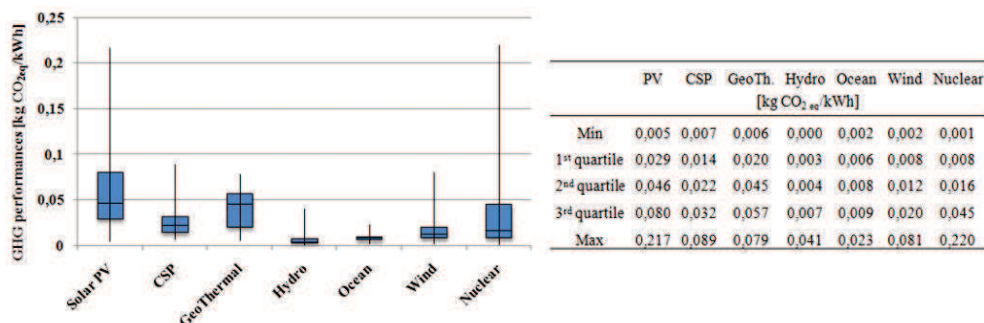


Figure 2: GHG results variability for electricity generation systems from IPCC [1]

Sensitivity analyses (SA) are approaches allowing investigating the results variability from inputs parameters [14]. They are defined as the study of relationships between information flowing in and out of models [9]. Thereby, performing SA enables a better understanding of results variability.

Sensitivity analyses are not always used in LCA and as an alternative only best and worst case scenarios are considered. The commonly used sensitivity analysis (SA) in LCA, named

local sensitivity analysis, does not give access to distributions of environmental impact results and does not quantify the full influence of input parameter on the environmental answer. The commonly used SA in LCA is defined as a local study where parameters vary inside an interval around a nominal value. Other particular case of local sensitivity analyses are used in LCA, where one factor is varied and the others are held constant (one-factor-at-a-time approach OAT, [8]) however, this approach does not consider the possible interaction between parameters.

To overcome these limitations (no probability distribution, no consideration of interaction and local analysis only) another type of sensitivity analysis technique called Global Sensitivity Analysis (GSA), by opposition to local SA, is of strong interest. GSA enables the quantification of input parameters influence on the variance of output performance for nonlinear and non monotonic model, by a decomposition of output total variance [15] [16].

To do this, the function “ F ” of the LCA model (see Figure 1) is decomposed over a sum of elementary functions f :

$$F(X_1, \dots, X_n) = f_0 + \sum_i^n f_i(X_i) + \sum_{i < j} f_{ij}(X_i, X_j) + \dots + f_{1,2,\dots,d}(X_1, \dots, X_n) \quad (1)$$

Where f can be integrated on $[0, 1]^d$, f_0 is constant and the other functions are orthogonal:

$$\forall u = (i_1, \dots, i_d) \neq v = (j_1, \dots, j_d) \quad \int_{[0,1]^d} f_u(x_u) f_v(x_v) dx = 0 \quad (2)$$

This model implies that the parameters are independent and if not a Principal Component Analysis (PCA) should be performed in order to satisfy equation (2).

This decomposition has been proposed by Sobol [11]. Now, if the parameters X_i are random and independent, from equation (1), we can obtain the variance decomposition of Y :

$$\text{Var}[Y] = \sum_{i=1}^n V_i(Y) + \sum_{i < j} V_{ij}(Y) + \sum_{i < j < k} V_{ijk}(Y) + \dots + V_{1,2,\dots,d}(Y) \quad (3)$$

Where:

$$V_i(Y) = \text{Var}[E(Y|X_i)]; \quad V_{ij}(Y) = \text{Var}[E(Y|X_i, X_j)] - V_i(Y) - V_j(Y) \quad (4)$$

And thus the sensitivity indices also called Sobol indices are expressed as:

$$S_i = \frac{\text{Var}[E(Y|X_i)]}{\text{Var}(Y)} = \frac{V_i(Y)}{\text{Var}(Y)} \quad S_{ij} = \frac{V_{ij}(Y)}{\text{Var}(Y)} \quad S_{ijk} = \frac{V_{ijk}(Y)}{\text{Var}(Y)} \quad (5)$$

The indices can be interpreted as the percentage of variance of a model answer Y , explained by each variable X_i or their combinations with the other X_j .

However, this approach presents the drawback of a high computational cost if the number of indices to be assessed is important [8]. Indeed, the number of Sobol indices are a function of the number of the “ d ” input parameters (number of indices = $2^d - 1$). Moreover, the Sobol indices are complex to manipulate if they are numerous. One approach to overcome these limitations is to only consider the total Sobol indices of one parameter encountering the total effect of one input parameter on the model output:

$$S_{total i} = S_i + \sum_{j \neq i} S_{ij} + \sum_{j \neq i, k \neq j, j < k} S_{ijk} + \dots \quad (6)$$

For a matter of clarity in the assessment of the variance decomposition results, we will consider these total indices in our approach (note in that case S_{tot} can be greater than 1).

Thereby, using GSA through Sobol indices we ensure the description of a complete panorama for environmental impact variability of a model and their input parameters. This new method can be used to assess the literature variability or the specific variability of a given system or sample and to identify which inputs are responsible for a large proportion of the output variability.

3. METHODOLOGY

The methodology relies on applying GSA and variance decomposition to LCA set of results. It is based on the general pathway of GSA adapted to the specific case of the LCA method through 3 steps:

1. Definition of the studied system: based on the standardized LCA methodology (goal and scope definition, functional unit, system boundaries, general hypothesis).
2. Definition of the system modeling, and parameters characterization for the sample definition
 - List the input parameters and their range of variation based on literature review, expert discussions and goal of the study
 - Define the model which will be used to perform the GSA calculation (how are calculated the environmental performances).
3. Application of the GSA and variance decomposition (as described in the previous section)
 - Generate inputs randomly from a probability distribution over the domain
 - Plug the random samples into the model to obtain the model output (environmental answer)
 - Assess the model output using variance decomposition (equation 3) in order to enable a hierarchy of the input parameters' influence by computing the total Sobol indices (equations 5 and 6).

The methodology can thereby be summarized as in Figure 3.

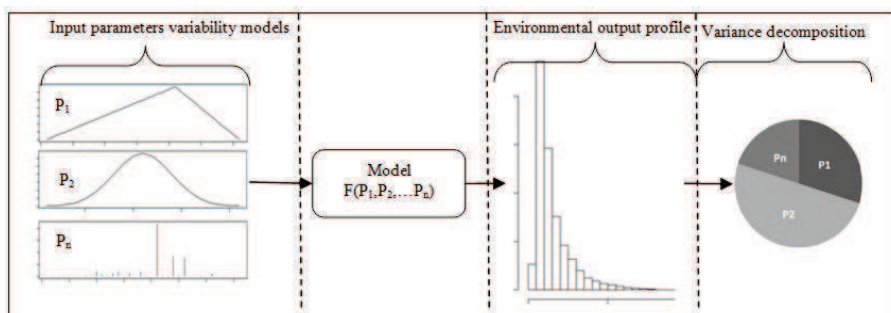


Figure 3: GSA Pathways applied to environmental profile

4. FIRST APPLICATION TO PHOTOVOLTAIC ELECTRICITY

4.2 Definition of the studied system

We are aiming at studying the GHG performance variability of building integrated photovoltaic (PV) electricity. The functional unit of studied system is:

The kWh produced by a 3 kW_p building integrated PV installation

Our study considers only crystalline silicon technologies (multi and single-crystalline).

The GHG performances are calculated as the ratio of the environmental impacts over the electricity produced for the life time considered:

$$PV\ GHG\ performances = \frac{PV\ system\ Impact}{\eta \cdot OR \cdot PR \cdot S \cdot Irr \cdot LT \cdot loss} \quad (7)$$

The PV system impact refers to the carbon footprint of manufacturing a 3kWp system (including modules, installation structure, cables, inverters...). The system efficiency is defined by η , OR is the orientation factor which shows the difference in energy production between possible orientations and optimal orientation; PR is the performance ratio (it takes into account: shadowing losses, connection losses, inverters losses); S is the system surface, Irr is the irradiation, LT is the lifetime and $loss$ is a factor considering the loss of system efficiency during the lifetime compared to initial efficiency.

The set of defined assumptions are the following:

- End of life is not considered
- Two types of technologies are considered (multi-crystalline and single-crystalline)
- Two types of installations are considered (mounted and integrated)
- The system impacts are extracted from the ecoinvent 2.2 inventories [17](PV modules, installation structure, cables, inverters...). The details about the system boundaries can be found in [18]
- Characterization factors (corresponding to the Global Warming Potentials) are from the IPCC [19] with a 100 years' time horizon

4.3 Characterization of the inputs parameters

The input parameter definitions, characterizations and distributions of our model are described in table 1.

Table 1 Input parameters characterization for a GSA on residential PV electricity

Parameters	Distribution Characterization
Peak Power [kW]	Since the study is on residential, we fixed the value at 3kWp
System selection	As described above, there are 2 types of technologies (single or multi-silicon) as well as 2 types of installations structure (mounted or integrated). The system selection is made with equiprobability distribution over these 4 technical choices.
System Impacts [kg CO ₂ eq]	Module impacts (for both technologies and installation structures) are issued from ecoinvent V2.2 [17]. In addition, we defined an uncertainty impact distribution following a normal law centered on the ecoinvent values with a 15% relative standard deviation This has been proposed in order to assess the influence of the possible inventory uncertainty on the GHG performances
Irradiation [kWh/m ²]	Annual irradiation between 900 to 2200 kWh/m ² with equiprobability distribution

Parameters	Distribution Characterization
Lifetime [years]	In the literature, we observed lifetimes ranging between 20 and 30 years. We decided to define the lifetime distribution as a normal law centered on 25 years with SD=2
Efficiency [%]	The efficiency range and distribution for each studied technologies (multi and single Si) have been estimated according to IEA PVPS work [20]. Therefore, the variability due to the system selection as well as the efficiency variability for a same technology are addressed. The range is between 0.10 to 0.16.
Orientation factor [-]	The orientation factor has been defined as ranging between 0, 75 to 1. This represents installation ranging from optimized to fully perpendicular to fully horizontal but it can also represent installation directed in the western or eastern direction
Performance ratio [-]	The efficiency range and distribution have been estimated according to IEA PVPS work [20] ranging from 0.65 to 0.90
Surface [m ²]	The systems' surfaces have been calculated as a function of system efficiency in order to keep the system peak power constant
Loss [%]	Loss factor of 1% each year in production compared to year n-1 (estimation)

These parameters have been selected and characterized to reach a maximum agreement regarding the equation (2) requirement.

4.3 Results from the GSA

The Monte Carlo simulations are performed applying randomly the inputs as defined in Table 1 to calculate the GHG performances distribution of the residential PV electricity.

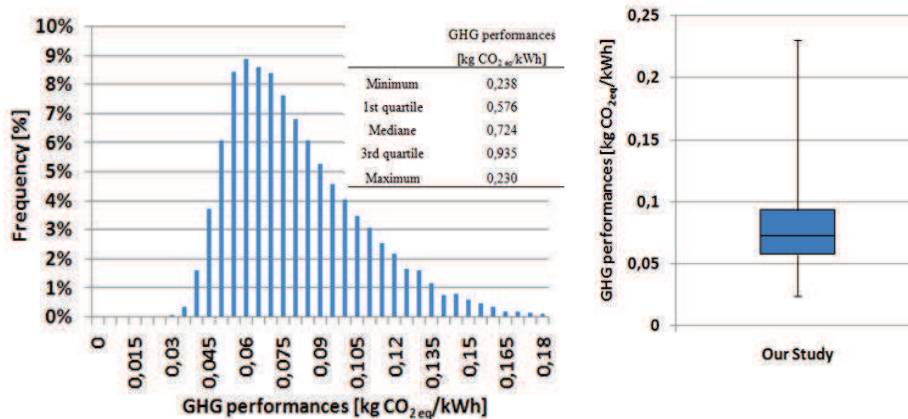


Figure 4: GHG performances of building integrated PV electricity (20'000 simulations)

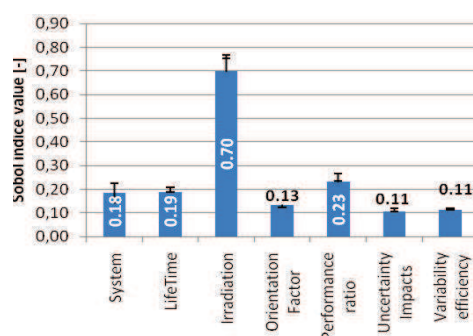


Figure 5: Sobol indices for the residential PV electricity

According to our sample definition on which we apply the Monte Carlo simulations, the GHG performances vary from one order of magnitude between the minimum and maximum values. The median, 1st and 3rd quartiles values are below 100 g CO₂eq/kWh. Compared to IPCC literature survey [1], the coverage range of GHG performance is slightly higher.

The variance decomposition is then applied to the system described above. The following total Sobol indices are obtained (applying equation 6) on figure 5.

The total Sobol indices show that most of the variability in the PV systems GHG performances is due to the irradiation parameter (and its combination with the other factors since total indices are considered, see equation 6). According to the Sobol indices, the other important parameters are the system choice, the lifetime and the performance ratio which induce a smaller but non negligible variability. The Sobol indices enable a prioritization on parameters which explain the variability.

5. CONCLUSION

This approach has proposed a methodology to assess the LCA results variability using the GSA based on Sobol indices. This new method applied to a large set of PV LCAs results (20'000) enables a quantitative assessment of the input parameters influences on the environmental answer of the modeled systems. However, this assessment remains dependent on the system model completeness and the independence of the parameters is required. In relation with the considered set of systems, a hierarchy between inputs is therefore possible and helpful for decision makers and industries to understand where and how to invest to improve the environmental performances of renewable energies for example.

REFERENCES

- [5] IPCC: O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, C. von Stechow. IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. : Cambridge University Press, , 2011.
- [6] Heath, G., Brandao, M. Meta-Analysis of Life Cycle Assessments. *Journal of industrial Ecology - Special Issue*. 2009.
- [7] Heath, G., Brandao. Call for paper at the European 2011 SETAC. Increasing scientific and policy understanding through meta-analysis of life cycle assessments. 2010.

International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction
July 10-12, Nantes, France

- [8] Plevin, R., Heath, G., Chul Kim, H., Sovacool, B. The American Center for Life Cycle Assessment - LCA X Conference. Portland , 2010.
- [9] Björklund, A. E. Survey of approaches to improve Reliability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. pp. 64-72. Vol. 7, 2002.
- [10] Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B. A Survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: Impact Assessment and interpretation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. pp. 374-388, 2008.
- [11] Bala, A., Raugei, M., Benveniste, G. , Gazulla, C. and Fullana-i-Palmer, P. Simplified tools for global warming potential evaluation: when 'good enough' is best. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. pp. 489-498. Vol. 15, 2010
- [12] Saltelli, A., Ratto, M., Tarantola, S., Campolongo, F., European Commission, Joint Research Centre of Ispra. Sensitivity analysis practices: Strategies for model-based inference. *Reliability Engineering and System Safety*. pp. 1109–1125, 2006.
- [13] Tarantola S., Jesinghaus J., Puolamaa M. Saltelli et al., editors Sensitivity analysis. New York : Wiley pp. 385–97, 2000.
- [14] I. Kioutsioukis, S. Tarantola, A. Saltelli, and D. Gatelli, "Uncertainty and global sensitivity analysis of road transport emission estimates," *Atmospheric Environment*, vol. 38, no. 38, pp. 6609 – 6620, 2004,
- [15] Sobol, I.M. Sensitivity estimates for non linear mathematical models. *Mathematical Modelling and Computational Experiments*. pp. 407–414, 1993.
- [16] Weisser, D. A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies. *Energy*. pp. 1543-1559. Vol. 32, 2007.
- [17] Alsema E., Fraile D., Frischknecht R., Fthenakis V., Held M., Kim H.C., Pözl W., Raugei M., de Wild Scholten M., Methodology Guidelines on Life Cycle Assessment of Photovoltaic Electricity, Subtask 20 "LCA", EA PVPS Task 12, 2009.
- [18] Sustainability, European Commission - Joint Research Center - Institute for Environment and International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General Guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition. s.l. : Publication Office of the European Union, 2010.
- [19] Iooss, B. Revue sur l'analyse de sensibilité globale de modèles numériques. *Journal de la Société Française de Statistique*. 2011.
- [20] Jacques, J. Pratique de l'analyse de sensibilité : comment évaluer l'impact des entrées aléatoires sur la sortie d'un modèle mathématique. Lille : s.n., 2011.
- [21]ecoinvent. Database Version 2.2. 2010.
- [22] Jungbluth N, "Life cycle assessment of crystalline photovoltaics in the swiss ecoinvent database," *Progress in Photovoltaics*, vol. 13, pp. 429-446, 2005.
- [23] Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz and R. Van Dorland, 2007: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007
- [24] Clavadetscher L and Nordmann T, " Cost and performance trends in grid-connected photovoltaic systems and case studies" 2007, Report IEA PVPS T2-06, 2007.

Annexe 4 : Publication dans Environmental Science & Technology 2013

Référence :

Padey, P., Girard, R., le Boulch, D., Blanc, I., 2013. From LCAs to Simplified Models: A Generic Methodology Applied to Wind Power Electricity. Environmental Science & Technology 130118111350003.

From LCAs to Simplified Models: A Generic Methodology Applied to Wind Power Electricity

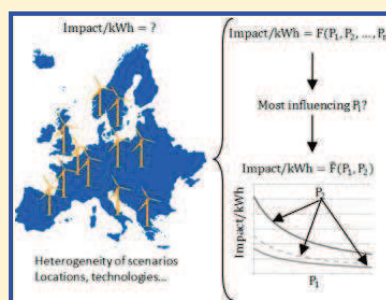
Pierryyes Padey,^{†,‡} Robin Girard,[‡] Denis le Boulch,[†] and Isabelle Blanc^{*,‡}

[†]EDF R&D, Les Renardières 77818 Moret sur Loing Cedex, France

[‡]MINES ParisTech, 1, rue Claude Daunesse, F-06904 Sophia Antipolis Cedex, France

S Supporting Information

ABSTRACT: This study presents a generic methodology to produce simplified models able to provide a comprehensive life cycle impact assessment of energy pathways. The methodology relies on the application of global sensitivity analysis to identify key parameters explaining the impact variability of systems over their life cycle. Simplified models are built upon the identification of such key parameters. The methodology is applied to one energy pathway: onshore wind turbines of medium size considering a large sample of possible configurations representative of European conditions. Among several technological, geographical, and methodological parameters, we identified the turbine load factor and the wind turbine lifetime as the most influential parameters. Greenhouse Gas (GHG) performances have been plotted as a function of these key parameters identified. Using these curves, GHG performances of a specific wind turbine can be estimated, thus avoiding the undertaking of an extensive Life Cycle Assessment (LCA). This methodology should be useful for decisions makers, providing them a robust but simple support tool for assessing the environmental performance of energy systems.



INTRODUCTION

Electricity consumption is nowadays responsible of a large share of the anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions.¹ Policy makers debate about the future electricity production mix to meet the challenge of environmental impact reductions, while preserving the current standard of living. Decisions to be taken require a clear view of the potential environmental impacts of the electricity produced by the different existing technologies. A direct emission approach (considering only emissions caused by burning fossil fuels, for example) is limited and should be extended to account for indirect emissions.^{2,3} Renewable energies are expected to contribute substantially to future electricity mix and do have indirect impacts caused for example by their manufacture.^{4,5} A Life Cycle Assessment (LCA) is a relevant approach to handle such global analysis of a product or a system from “cradle to grave”.⁶

In the particular case of electricity production, different technologies have been widely assessed and several LCAs have been published comparing renewable and fossil as well as nuclear energies.^{3,7} However, the results’ variability observed in the numerous publications tends to work against a wider development and use of LCA as a decision support tool for energy management. As an illustration, the IPCC literature review of different published LCAs shows a large range of possible GHG emissions for electricity generation systems. In this work, GHG interval ranges, for example, from 5 to 217 g CO_{2eq}/kWh for electricity produced by photovoltaic systems.⁸ This wide range of results leads policy makers to consider LCA somewhat as an inconclusive method, especially when aiming at

developing alternatives for future electricity mix.⁹ Hence, the challenge we are now facing is to produce simple policy support tools.

A new approach, called the Meta-LCA, tried to address somehow this issue. With Meta-LCA, the literature variability and its sources are analyzed, so that LCAs results can be harmonized by defining a set of most observed parameters values.^{10,11} This approach provides a reduced interval of possible environmental impacts for energy pathways, with a better understanding of the literature variability. It also highlights that a relative small number of key parameters can explain most LCA literature variability.^{12,13} In a similar way, a recent publication shows that only two major environmental key performance indicators explain most variability for GHG per kWh for wind power electricity.¹⁴ Such studies paved the way to investigate and to define simplified models. We propose, in this study, to develop such simplified LCA models, able to generate LCAs results type for a large sample of scenarios, not restricted to already published results. This approach encompasses these different possible scenarios by considering a wide typology of variability (technological, methodological and geographical). It is based on a quantitative identification of a reduced number of significant parameters, i.e. those inducing the biggest variability on the environmental performances. Only

Received: August 24, 2012

Revised: December 19, 2012

Accepted: December 21, 2012

a few studies have proposed such quantification of parameters influence, despite its identified interest (in the environmental field) to improve results reliability.^{15–20}

This paper aims at presenting a generic methodology to produce reduced and simplified models able to provide a comprehensive LCA impact assessment of electricity generation sources. The methodology relies on the application of global sensitivity analysis (GSA) to produce a hierarchy among significant parameters and their selection according to their contribution to the overall variance of energy pathways environmental impacts. In contrast to more classical sensitivity approaches, GSA takes into account the whole set of possible scenarios, as well as interactions between parameters, without strong assumptions on the relation between a given scenario and the associated LCA result. Applying the proposed methodology to derive simplified models will thus avoid undertaking extensive LCAs to obtain environmental performance.

The methodology to generate such simplified models is applied to one energy pathway: the generation of a simplified model to represent onshore GHG performances, for medium-size turbines within European wind conditions.

MATERIAL AND METHODS

Our goal is to define a generic methodology that provides a simplified model. Such a model should allow rapid estimation of GHG impacts for an energy pathway over its life cycle. The simplified model is defined as a function of the key parameters inducing most of the result variability.

This objective will be achieved by considering a large number of simulated scenarios balanced according to probability distributions characterizing the parameters and by applying variance decomposition to make possible parameters ranking.

Two issues are raised with this approach and have to be handled:

1. *The representativeness issue:* A large sample of possible and existing scenarios has to be considered. It aims at overcoming the restrictions of the meta-LCA, mentioned by articles of Hsu et al.²¹ and Dolan et al.²² who pointed out the limited representativeness of that approach which only uses published works to characterize the parameters variability.

2. *The ability of being generic:* Identification of the key parameters has to be done with a quantitative and systematic approach. GSA (see the Supporting Information) has been identified as an adequate tool that answers this need. The approach relies on the decomposition of the total variance as a sum of variances due to each parameter of the model. This decomposition remained marginal in the field of the environmental impact assessment.^{15,17,18} We propose here to apply this statistical approach to the LCA domain.

We define a general methodology in five steps to be applied for the definition of simplified models: 1 - Definition of the objective and the scope of the simplified model, 2 - Design of the reference model generating the GHG performance for a large sample of scenarios over their life cycle, according to the objectives the simplified model should fulfill, 3 - Key parameters identification, 4 - Elaboration of the simplified model, and 5 - Validity assessment of the model.

1. Definition of the Objective and Scope of the Simplified Model. The objective sets the degree of generalization that the simplified model should cover. For example one objective could be to obtain a model able to deliver the GHG performance of any wind turbines (WT). Another objective

could be to obtain a model able to deliver the GHG performance of any *onshore* WTs. The objective definition must refer to a functional unit (FU). For the above examples, the FU would be for example the kWh produced by the WT.

The considered set of scenarios has to be defined according to the objective. Each scenario represents a possible configuration (type of system, lifetime...). Four types of characterization are identified to define these scenarios:

- Technological characterization, expressing the type of systems to be accounted for in the study (e.g., WT with or without gearboxes)
- Geographical characterization, considering in which country or area the energy system is installed,
- Temporal characterization, defining if the study is prospective or only considers already installed systems,
- LCA methodological characterization, expressing the options selected to perform the impact calculation (database, characterization factors...)

This step is critical for the targeted simplified model and should be defined accurately and transparently.

2. Design of the Reference Model. Our methodology relies on the generation of a sample of environmental performances (related here to GHG emissions) corresponding to a large number of possible system scenarios. A reference model is necessary and requires the combination of two key features:

1- *Producing an environmental performance model* defined as the ratio of the system's impacts divided by its electricity production. The impacts are obtained through the running of an LCA model. Such an LCA model includes the definition of an explicit life cycle inventory (LCI) model to be coupled with a LCA impact model. This explicit inventory model describes and scales the energy pathway (mass of the system, electricity production ...) with the identified parameters. In this step, systems boundaries and allocation procedures are defined, following thus the LCA guideline recommendations.^{23,24}

2- *Identification of a set of relevant parameters* covering the scope of the targeted simplified model. Each set of parameters' value corresponds to one scenario. The set of parameters has to be described with its probability distribution. For the GSA to be used in step 3, a necessary condition is that the parameters are uncorrelated, and a sufficient condition is that they are independent. In case they are independent, the joint probability distribution for the parameters can be described by a probability distribution for each parameter. As far as possible, these have to be obtained from a statistical analysis of real data. If one parameter is correlated to another, a solution is to keep the first one and to introduce the second one only through its residual variability such as in the work of Kioutsioukis et al.¹⁷

Finally, the representativeness of the reference model outputs has to be assessed with models outputs used in literature.

3. Identification of the Key Parameters Using Generalized Variance Decomposition. The key parameters are defined as the parameters which, when varied, are inducing the biggest variability on the environmental performance.

Sensitivity analyses (SA) are approaches for investigating results variability from inputs parameters and are suitable for discriminating key parameters.^{25,26} However, the commonly used SAs applied to LCAs only consider variation from worst case to best case scenario, variations of one parameter at a time or local SA that considers parameter variation around a nominal value. Thereby, the parameters' influences are not completely

assessed and might be overestimated.²⁷ The decomposition of output variance as a sum of variances due to independent contributions of factors or groups of factors proposed by Sobol²⁸ is the root of GSA and overcomes the identified limitation of the local SAs but has not been used often in environmental impact assessment.¹⁷ Unlike approaches considering a linear model for the variance decomposition,^{19,20,29,30} Sobol variance decomposition (and the Sobol indices) does not require linear modeling assumptions.

The Sobol indices reflect the shares of variance that are explained by the factors. It is a generalization of the squared correlation coefficient used to quantify the proportion of output variance explained by a one variable linear model (description in the Supporting Information). Their ranking is used to identify the parameters contributing most to the output variability.

According to the scope definition and the system modeling, parameter ranking provides identification of the ones which explain the major part of the environmental impact variance. The overall methodology is derived from Sobol²⁸ and is divided into 4 substeps:

- Stochastic generation of n scenarios. It can be done by different sampling methods, e.g., the Monte Carlo approach has been used,
- Computation of the impacts, applying the environmental reference performance model to the n generated scenarios,
- Estimation of the Sobol indices for each parameter,
- Selection of the key parameters (q) explaining most of the variability.

4. Definition of the Simplified Model Based on the Key Identified Parameters. The simplified model maps the key parameters to the GHG impacts. A general regression approach is used to generate the parametric equation enabling to estimate the environmental impacts as a function of the q key parameters.

For a given set of key parameters, the impacts are defined with an interval characterized by 5 components, the minimum value, the first quartile, the median, the third quartile, and the maximum value. This interval encompasses the variability induced by the other parameters not identified as key with the GSA but logically inducing a remaining part of the impact variability.

5. Comparison of the Simplified Model Results with Literature and Representativeness Assessment. The simplified model representativeness is then assessed by comparing its results to the results of different published LCAs. A set of reference publications is selected. For each paper, the values of the key parameters corresponding to the specific scenario of the paper are identified and used in the simplified model. The corresponding result from the regression model is then compared to the LCA result from the reference publication. A series of comparisons is performed to assess the representativeness of the simplified model.

■ APPLICATION OF THE GENERIC METHODOLOGY TO ONSHORE WIND ELECTRICITY

Onshore wind power electricity has been widely assessed over the past decades.²² When analyzing the LCA literature survey on GHG performances for WTs, it ranges from 5 to 80 g CO₂eq/kWh.⁸

Step 1 – Definition of the Scope and Objectives of the Simplified Model. The objective of this study is to produce a simplified model to assess the GHG performance of

industrial onshore WTs (small households turbines are excluded). Grid losses are excluded.

We now define the range of possible WT systems scenarios, we want the reduced model to be able to cope with mainly 2 MW Gearbox WTs currently installed in Europe over a range of corresponding load factors.

Our sample scenarios are characterized with the following criteria in order to cover a realistic variability in line with the scope of the expected reduced model:

- Technological characterization: The study focuses on industrial utility onshore wind power systems (power over 500 kW). The WT technology only considers gearbox systems.
- Geographical characterization: The study is restricted to the European area; it covers the range of wind conditions over that region.
- Temporal characterization: the studied system is related to current WTs, excluding future technologies.

– Methodological characterization: The LCI database used to model the systems is ecoinvent V2.2.³¹ The characterization factors (CF) used to calculate the CO₂ equivalent emissions associated with the WT manufacturing and operation are based on the IPCC reports (see table in the Supporting Information).^{1,32}

Step 2 – Design of the Reference Model. The GHG performance of wind power electricity is defined as

$$\text{GHG performance} \left[\frac{\text{kg CO}_2 \text{eq}}{\text{kWh}} \right] = \frac{\text{Impact}_{\text{WT}} [\text{kg CO}_2 \text{eq}]}{\text{Electricity production} [\text{kWh}]} \quad (1)$$

where $\text{Impact}_{\text{WT}}$ represents the GHG emissions (in kg CO₂eq) associated with the system manufacturing and operation (calculated as the sum of greenhouse gases having an influence on Global Warming, multiplied respectively by their CF). The electricity (in kWh) produced by the system over its lifetime is defined as

$$\text{Electricity production} [\text{kWh}] = 8760 \cdot A \cdot LT \cdot L \cdot P \quad (2)$$

where 8760 is the yearly number of hours, A , an availability factor which takes into account the time when the system is in theory producing electricity but in practice is not due to maintenance for example (a dimensionless figure ranging from 0 to 1), L , the load factor (ratio between the equivalent operating hours at nominal power of the system and the yearly number of hours, a dimensionless figure ranging from 0 to 1), LT , the WT lifetime (in year), and P , the nominal power (in watt).

2.a. Explicit WT Inventory Model Based on a Scaling Approach and on Literature Reviews. We aim at calculating the GHG performance for a large, realistic, and representative sample of systems in line with the objectives. We, therefore, need to design an explicit WT model to generate the LCI as well as its system boundaries. Moreover this model has to be constructed with independent parameters

Previous research applying GSA to the environmental field had to solve this issue to eliminate any redundant variable and only consider a restricted number of independent variables.^{17,33} The tower, nacelle, and rotor masses have been identified as dependent on the WT nominal power (P). A scaling model, setting a relation between the WT component masses to the nominal power, has therefore been developed by analyzing

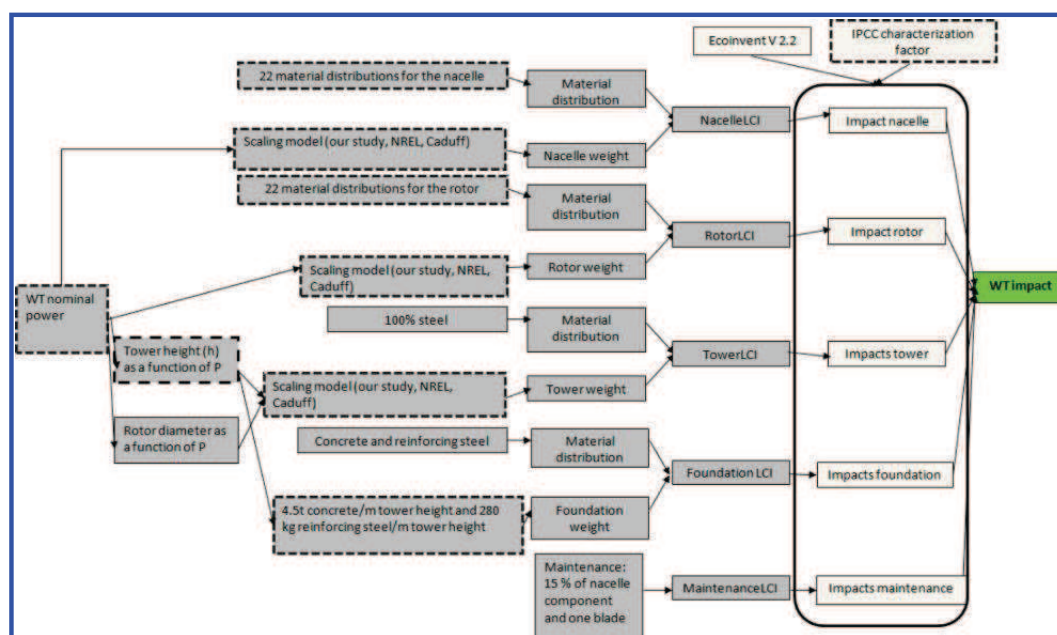


Figure 1. WT explicit LCA model (in gray the WT LCI explicit model, in white the impact LCA model, dashed boxes represent the nine independent parameters).

technical datasheets as well as a publication survey (115 WT characteristics assessed, see the Supporting Information). The foundation mass has been identified as dependent on the tower height (h).³⁴ However, h can vary for a given WT, depending on the site wind class where the system is installed.³⁵ Thereby, the determination coefficient R^2 between P and h is not good (see the Supporting Information). Therefore, we decided to express h as a function of P enlarged by $\pm 30\%$ to take into account the residual variability due to wind classes.

Alternatively, other publications by the NREL³⁶ and Caduff et al.¹⁴ (named below as “ETH model”) also developed a scaling model for estimating the WT component weights and relating them to a restricted number of parameters (the blade radius, P , ...). We decided to investigate the results sensitivity to different scaling approaches: the approach developed in this study as well as the two above-mentioned publications.

The WT tower is assumed to be 100% made of low carbon steel. The foundations are supposed to be made of reinforced concrete. For the nacelle and the rotor parts, we decided to use material distribution from the literature and investigated whether or not this assumption is critical, and if the variability induced by the different selected design is important. Twenty-two different material distributions for nacelle and rotor were used.^{31,37,38}

We defined our WT maintenance scheme with the replacement of 15% of the nacelle components and the change of one blade over its lifetime.³⁹ The end of life has not been considered because of lack of return on experiments.

The LCA WT model has been disaggregated into five parts, the nacelle, the rotor, the tower, the foundation, and the maintenance.

In Figure 1, the gray boxes represent the links between the variables setting the explicit WT inventory model, the white boxes the Life Cycle impact components. The dashed boxes

represent the nine independent variables selected for the WT GHG impact calculation (in green in Figure 1), all other variables being related to them through scaling models. The WT model information combined with the LCI of ecoinvent and the Life Cycle Impact Assessment LCIA (IPCC characterization factors) allow us to calculate the GHG impacts of one system. The electricity production is then calculated according to eq 2, and all the variables influencing this component must also be varied.

2b. Characterization of the Independent Parameters. Thereby, the reference model allows for the calculation of the GHG performance of a large sample of scenarios for the WT and relies on the choice and definition of 9 independent parameters. Their characterizations (distributions) are drawn up according to the objectives described in step 1 (Table 1). Four parameters (Nominal power, Load Factor, Life Time, and Availability) are necessary for the calculation of the electricity production, while the others are necessary for the GHG impact calculation.

The load factor and nominal power (parameters [2] and [3]) characterizations have been defined according to French data collected for WT parks representing 410 MW of installed power.⁴⁰ They are assumed to be representative of the European situation.

2c. Representativeness and Coherence of the Reference Model. Finally, the reference model representativeness is assessed through Monte Carlo simulations over a sample of 25,000 scenarios defined according to the parameter characterization and the modeling scheme described above.

The results obtained (Figure 2) using the reference model vary by a factor of 25 (minimum to maximum) with 50% of the values ranging from 9.4 to 14.8 g CO₂eq/kWh. These results are consistent with the literature review published by the IPCC which present GHG performances ranging from 2 to 81 g

Table 1. Parameters Characterization for Onshore Wind Electricity Case Study in Europe

parameter	type of variability	value range	distribution for the case study	reference
foundation, tower rotor, nacelle mass [1]	technological and methodological	3 scaling models related to the nominal power: NREL, ETH, and this study	equiprobability between the 3 models	technical survey (see the Supporting Information) NREL_report ³⁶ ETH ¹⁴
load factor [2]	geographical and technological	[0,10;0,58] %	data provided by EDF Energie Nouvelle on a sample of 28 wind parks representing a total power of 410.2 MW as a function of the installed WT in France	EDF EN (French electricity provider) ⁴⁰
nominal power (P) [3]	technological and temporal	[500;3000] kW	normal distribution with mean = 20y and SD = 3y	see the Supporting Information, from www.suivi-eolien.fr ⁴¹
lifetime [4]	technological	[10;30] years	normal distribution with mean = 95% and SD = 1%	⁴²
availability [5]	technological and geographical	[90;100] %	equiprobability between the different distributions	14,31,3,73,8
nacelle material distribution [6]	technological	22 distribution types [%]	equiprobability between the different distributions	14,31,3,73,8
rotor material distribution [7]	technological	22 distribution types [%]	equiprobability	technical survey (see the Supporting Information)
tower height [8]	technological	value from the scaling model related to the nominal power extended with a $\pm 50\%$ min max interval	equiprobability	IPCC ^{1,32}
characterization factors [9]	methodological	3 time horizons : 20,100 or 500 years & 2 publications (year 2001 and year 2007) [kg CO ₂ eq/kg substance]	equiprobability	

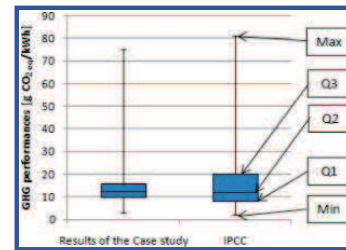


Figure 2. GHG performance distributions: Case study results compared to the IPCC results. The boxes show the interquartile range, the middle line is the median, and the ends of the whiskers are the minimum and maximum values.

CO₂eq/kWh. The maximal value in the case study is 10% smaller than the one observed in the literature. The interquartile interval is smaller for the case study because the parameters characterization we adopted encompasses a smaller variability linked to the objectives defined in step 1 of the methodology. We can underline the good consistency between our model results and the IPCC literature review.

Step 3 - Key Parameters Identification. The GSA has been applied to the system defined, accounting for the possible range of scenarios identified in our case study. Sobol indices (Figure 3) represent the proportion of variance explained by the nine parameters. A Monte Carlo sampling method has been used to estimate these indices. For all parameters, first order and total Sobol indices are presented. First order indices represent the influence of the parameter variability on total GHG performance variability. Total order indices represent the influence of the parameters themselves and all their combinations with the other (see the Supporting Information).

By analyzing the Sobol Indices, we identified a large influence of the load factor (0.62, first order index) and a lesser influence of the lifetime (0.11, first order index). The nominal power has a small Sobol index (0.02, first order index) which is explained by the characterization we adopted. Indeed, in our situation, the WT nominal power distribution is centered on 2 MW or close.⁴¹ Therefore, for this particular characterization, the variability associated with the nominal power parameter is small. Other first order and total indices are small, which show that other parameters have only a marginal influence on the overall GHG performance variability.

Thereby, the load factor and the lifetime are selected as the two key parameters, since the sum of their first order indices represents 73% of the total GHG performance variance. Among the nine parameters considered, technological and geographical parameters are found to induce most variability compared to methodological ones. Geomodeling assumptions such as turbine location and wind speeds were already identified as potential key parameters on top of technological ones.¹⁴

Step 4 - Generation of the Simplified Models. Applying the reference model with respect to parameters variability characterization (Table 1) GHG performances probability distributions are calculated and expressed as a function of the key parameters identified, the WT lifetime, and the load factor. By performing a regression calculation on the probability distributions of GHG performances over 25,000 scenarios, the generalized simplified model is expressed by eq 3

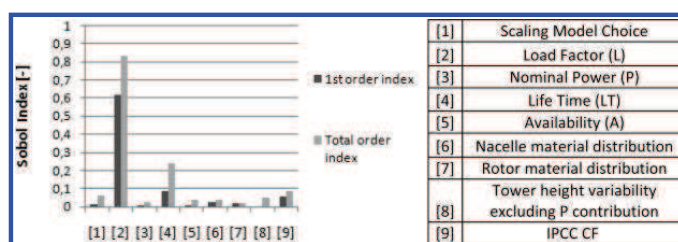


Figure 3. Sobol indices for the onshore wind power electricity case study and the parameters characterization presented in Table 1.

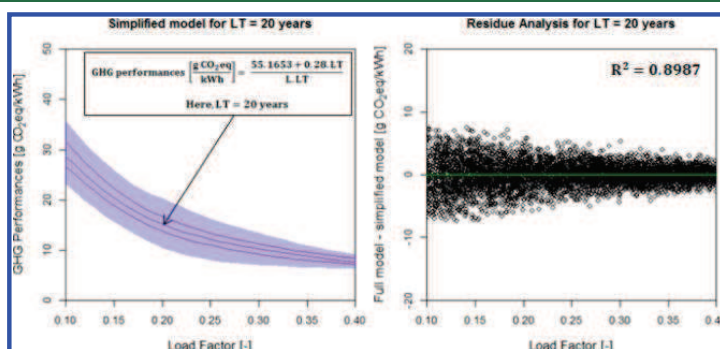


Figure 4. Left: probability distributions of the GHG performances of onshore wind power electricity, as a function of two key parameters (load factor and lifetime set to 20 years, the purple band represents the minimum/maximum value, and the three lines the 1st quartile, the median, and the 3rd quartile); Right: plot of the residue analysis.

Table 2. Results and Parameters from the Two Selected Articles Used for Comparison with the Simplified Models

		[A], [B] B. Guezuraga et al.	[C], [D], [E], [F] F. Ardenete et al.
load factor (L)	[%]	20,8/34.1	17,9/19/20,6/25,7
lifetime (LT)	[y]	20	20
nominal power (P)	[kW]	1800/2000	660
type of system	[-]	Gearless WT/Gearbox WT	Gearbox WT
GHG performances	[g CO ₂ eq/kWh]	8,82/9,73	15,7/14,8/13,7/10,9

$$GHG\ performances \left[\frac{g\ CO_2\ eq}{kWh} \right] = \frac{55.1653 + 0.28 \cdot LT}{L \cdot LT},$$

$$R^2 = 0.8625 \quad (3)$$

where the lifetime, LT, is expressed in years, and the load factor, L, is a dimensionless figure ranging from 0 to 1. After comparing with nonparametric alternatives, a satisfactory accuracy for the general regression ($R^2 = 0.8625$) has been obtained by assuming for the numerator a linear model.

As an example, in Figure 4, we present, the GHG performances distributions for a fixed lifetime (20 years) and the corresponding residue plot for the simplified model given by the median curve ($R^2 = 0.8987$). In the Supporting Information simplified models corresponding to other lifetimes are presented. These probability distributions are represented across several curves: the minimum, first quartile, median (the simplified model), third quartile, and maximum curves. Representing the range of distribution curves eases the understanding of the remaining variability of the nonkey parameters within the parametric equation.

The residue estimation confirms the good adequation between the results from the simplified model and the one from the reference model.

Therefore, with the simplified model, by setting values for load factor and lifetime, Figure 4 provides an estimation of the range of possible values for GHG performance. For example, with a load factor of 20% and a lifetime of 20 years, the GHG performance of industrial WT's are found to be ranging from 10 to 20 g CO₂eq/kWh with a median value of 12.9 g CO₂eq/kWh.

Step 5 - Comparison of Simplified Model Results with Literature, Representativeness Assessment. Results from the simplified model are compared with results from published LCAs to estimate the relevance of such an approach. We have selected LCA results from Guezuraga et al.⁴³ and Ardenete et al.⁴ studies, as they are covering the range of current onshore WT's erected in Europe over the last 10 years. Results from these publications are given in Table 2 corresponding to 6 different scenarios ([A] to [F]) characterized with the two parameters selected in our simplified models (LT and L). A no gearbox alternative has also been included.

The GHG results from literature are positioned relative to the range of results given by the simplified model of our case study (Figure 5).

For WT's with gearbox, the results of the simplified model are comparable to the literature. When comparing the model results to systems without gearbox (case A), results are different. This deviation can be easily explained as gearless

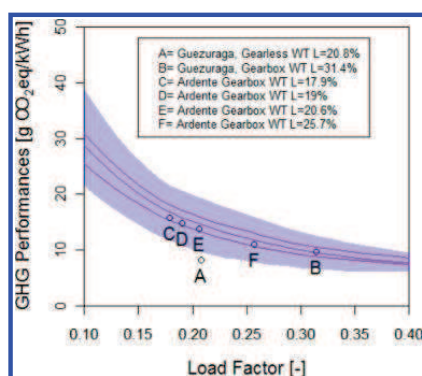


Figure 5. Literature results positioned against the results provided by the simplified models.

turbines have not been considered in the sample definition for the generation of the simplified models.

DISCUSSION

Several conditions are worth highlighting for a proper understanding and exploitation of the proposed methodology to derive simplified models:

– **Independent parameters for the reference model.** The regression model is built upon a large sample of environmental performance generated by a reference model referring to a comprehensive WT LCA model in our case study. Independent parameters for this model are the necessary condition to apply GSA. The independent parameters identification to build a proper reference model is challenging and leads to a thorough study implying a good technical background of the considered energy pathway. For our onshore wind power case study, technical datasheets and literature reviews have been analyzed to set the reference model, and we identified the dependency between WT nominal power and its component weight.

– **The domain of validity depends on the scope of the reference model.** When assessing the validity of our reference model for gearless WT, we found that the simplified GHG performance did not match the published results by Guezuraga et al.⁴³ Not considering a gearless scenario for our WT's reference model, prevents us to use such a model for gearless configurations. Our proposed parametric model is therefore not valid for gearless onshore WT's currently installed in Europe. Such warning is also valid for the definition of the range and limits applied to the set of parameters. The resulting simplified model only reflects what it has been designed for. Acknowledging the scope and the related assumptions for which the reduced model is valid is essential and should prevent any misleading use.

– **The order of reduction of the simplified model depends on the variability cutoff level.** In the case study we came out with only two parameters, both explaining 73% of the variability of the sample. We reduced the order of the reference model (explained by 9 parameters) to a simplified model with two parameters. Rules for the parameter selection have to be developed further and should rely on several criteria: 1 - the minimum level of variability named “variability cut-off level” could be set to 70% for example, 2 - the maximum number of parameters could be set for example to 3 or 4. Three could be sufficient if keeping the parametric equation R^2 over 0.80.

Application to other case studies would lead to generating these reduction rules.

More generally, applying GSA to identify key parameters is an asset for LCAs. It brings a methodological statistical cornerstone to the delicate issue of ranking parameters in LCAs studies. Defining simplified models is one application of such a statistical approach. These simplified models could also be renamed as reduced parametrized models: results are obtained by applying equations with a reduced number of key parameters.

This paper has revealed that defining a simplified model helps to understand the large range of variability of LCA results for energy pathways and to narrow the interval corresponding to specified scenarios. It has been developed as a complementary tool of detailed LCA for policy supports. Its relevance is worth considering, as the range of values it provides for our wind energy pathway are within typical uncertainty ranges for LCA results. Application to other energy pathways is worth investigating in order to contribute to future energy debates related to energy mixes.

ASSOCIATED CONTENT

Supporting Information

S1 - variance decomposition and sensitivity index principles, S2 - IPCC characterization factor, S3 - scaling model, S4 - onshore wind turbine distribution, S5 - parameterized models for 10 and 30 years Wind turbine lifetimes. This material is available free of charge via the Internet at <http://pubs.acs.org>.

AUTHOR INFORMATION

Corresponding Author

*Phone: +33 4 93 95 75 13. E-mail: Isabelle.blanc@mines-paristech.fr. Corresponding author address: MINES ParisTech, Observation, Impacts, Energy Center (O.I.E.) CS 10207 – 1, rue Claude Daunesse, F-06904 Sophia Antipolis Cedex France.

Notes

The authors declare no competing financial interest.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank Dr. Thierry Ranchin (MINES ParisTech) for the strong expertise and valuable comments as well as to the two anonymous reviewers.

REFERENCES

- Bernstein, L.; Pachauri, R. K.; Reisinger, A. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate change 2007: synthesis report*; IPCC: Geneva, Switzerland, 2008.
- Van Der Hoeven, M. *CO2 Emissions from fuel combustion; Highlights*; 2011th ed.; International Energy Agency, IEA: Paris, 2011.
- Weisser, D. A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies. *Energy* **2007**, *32*, 1543–1559.
- Ardente, F.; Beccali, M.; Cellura, M.; Lo Brano, V. Energy performances and life cycle assessment of an Italian wind farm. *Renewable Sustainable Energy Rev.* **2008**, *12*, 200–217.
- Pacca, S.; Sivaraman, D.; Keoleian, G. A. Parameters affecting the life cycle performance of PV technologies and systems. *Energy Policy* **2007**, *35*, 3316–3326.
- Klöppfer, W. Life-cycle based methods for sustainable product development. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2003**, *8*, 157–159.
- Jacobson, M. Z. Review of solutions to global warming, air pollution, and energy security. *Energy Environ. Sci.* **2009**, *2*, 148–173.
- IPCC *Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*; Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y.,

- Seayboth, K., Matschoss, P., Kadner, S., Zwickel, T., Eickemeier, P., Hansen, G., Schlömer, S., von Stechow, C., Eds.; Cambridge University Press: United Kingdom and New York, NY, USA, 2011.
- (9) Heath, G.; Plevin, R.; Kim, H.-C.; Sovacool, B. *Special Session on Meta-Analysis of Energy LCAs*, 2010.
- (10) Warner, E.; O'Donoghue, P.; Heath, G. *Harmonization of Energy Generation Life Cycle Assessments (LCA)*; NREL, 2010.
- (11) Kim, H. C.; Fthenakis, V.; Heath, G.; Choi, J.-K.; Turney, D.; Sawyer, P.; Hsu, D.; O'Donoghue, P. *Harmonization of LCA studies: Greenhouse-gas Emissions from Thin-film Photovoltaic Life Cycle*, 2010.
- (12) Patouillard, L.; Chèze, B.; Menten, F.; Bouvart, F. What can meta-regression analysis tell us about variations in life cycle assessment (LCA) results for greenhouse gas (GHG) emissions estimated for advanced biofuels?, 6th SETAC world congress, Berlin, Germany, 2012.
- (13) Zapp, P.; Schreiber, A.; Marx, J. Meta-analysis of life cycle analysis studies on electricity generation with carbon capture and storage, 6th SETAC world congress, Berlin, Germany, 2012.
- (14) Caduff, M.; Huijbregts, M. A. J.; Althaus, H.-J.; Koehler, A.; Hellweg, S. Wind power electricity: The bigger the turbine, the greener the electricity? *Environ. Sci. Technol.* **2012**, *46*, 4725–4733.
- (15) Lo, S.-C.; Ma, H.-W.; Lo, S.-L. Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method. *Sci. Total Environ.* **2005**, *340*, 23–33.
- (16) Saltelli, A.; Ratto, M.; Tarantola, S.; Campolongo, F. Sensitivity analysis practices: Strategies for model-based inference. *Reliab. Eng. Syst. Saf.* **2006**, *91*, 1109–1125.
- (17) Kioutsioukis, I.; Tarantola, S.; Saltelli, A.; Gatelli, D. Uncertainty and global sensitivity analysis of road transport emission estimates. *Atmos. Environ.* **2004**, *38*, 6609–6620.
- (18) Malca, J.; Freire, F. Uncertainty analysis of the life-cycle greenhouse gas emissions and energy renewability of biofuels. In *Environmental Impact of Biofuels*; Dos Santos Bernardes, M. A., Ed.; InTech, 2011.
- (19) Geisler, G.; Hellweg, S.; Hungerbühler, K. Uncertainty analysis in life cycle assessment (LCA): Case study on plant-protection products and implications for decision making (9 pp + 3 pp). *Int. J. Life Cycle Assess.* **2004**, *10*, 184–192.
- (20) Heijungs, R. Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. *J. Cleaner Prod.* **1996**, *4*, 159–166.
- (21) Hsu, D. D.; O'Donoghue, P.; Fthenakis, V.; Heath, G. A.; Kim, H. C.; Sawyer, P.; Choi, J.-K.; Turney, D. E. Life cycle greenhouse gas emissions of crystalline silicon photovoltaic electricity generation. *J. Ind. Ecol.* **2012**, *16*, S122–S135.
- (22) Dolan, S. L.; Heath, G. A. Life cycle greenhouse gas emissions of utility-scale wind power. *Journal of Ind. Ecol.* **2012**, *16*, S136–S154.
- (23) ISO 14040:2006 - *Environmental Management - Life cycle assessment - Principles and framework*; 2006.
- (24) ISO 14044:2006 - *Environmental Management - Life cycle assessment - Requirement and guidelines*; 2006.
- (25) European Commission. Joint Research Centre. *ILCD handbook general guide for life cycle assessment: detailed guidance*; Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2010.
- (26) Campolongo, F.; Tarantola, S.; Saltelli, A. Sensitivity analysis as an ingredient of modeling. *Stat. Sci.* **2000**, *15*, 377–395.
- (27) Saltelli, A. *Sensitivity analysis in practice: a guide to assessing scientific models*; Wiley: Hoboken, NJ, 2004.
- (28) I.M. Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics Computers Simulation* **2001**, *55*, 271–280.
- (29) Malça, J.; Freire, F. Uncertainty analysis in biofuel systems. *J. Ind. Ecol.* **2010**, *14*, 322–334.
- (30) Birkved, M.; Heijungs, R. Simplified fate modelling in respect to ecotoxicological and human toxicological characterisation of emissions of chemical compounds. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2011**, *16*, 739–747.
- (31) Hischer, R.; Weidema, B.; Althaus, H.-J.; Bauer, C.; Doka, G.; Dones, R.; Frischnecht, R.; Jungbluth, N.; Nemecek, T.; Primas, A.; Wernet, G. *ecoinvent database V 2.2*; Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2009.
- (32) Houghton, J. Intergovernmental Panel on Climate Change. Working Group I. *Climate change 2001 The scientific basis*; Houghton, J. T. et al., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge [etc.], 2001.
- (33) Bojacá, C. R.; Schreivens, E. Parameter uncertainty in LCA: Stochastic sampling under correlation. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2010**, *15*, 238–246.
- (34) Dones, R.; Bauer, C.; Bolliger, R.; Burger, B.; Faist Emmenegger, M.; Heck, T.; Jungbluth, N.; Röder, A.; Tuchschnid, M.; Frischnecht, R. *Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for current Systems in Switzerland and other UCTE countries*; Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Center for Life Cycle Inventories Dübendorf CH.
- (35) Burton, T.; Sharpe, D.; Jenkins, N.; Bossanyi, E. *Wind energy handbook*; Wiley: Chichester, 2011.
- (36) Fingersh, L.; Hand, M.; Laxson, A. *Wind Turbine Design Cost and Scaling Model*; National Renewable Energy Laboratory, 2006.
- (37) Lieberman, E. J. A life cycle assessment and economic analysis of wind turbines using Monte Carlo simulation; Air Force Institute of Technology: OH, 2003.
- (38) Wang, Y.; Sun, T. Life cycle assessment of CO₂ emissions from wind power plants: Methodology and case studies. *Renewable Energy* **2012**, *43*, 30–36.
- (39) Chataignere, A.; Le Boulch, D. *ECLIPSE: Environmental and Ecological Life Cycle Inventories for present and future power systems in Europe*. 2003.
- (40) Nessi, M.-C. Load factor of the French onshore wind power plants of EDF Energie Nouvelle \b 2012.
- (41) French Agency for Environment and Energy Management (ADEME). <http://www.suivi-eolien.fr> (accessed June 2012).
- (42) Siebert, N. Personal discussions with N. Siebert, 2011.
- (43) Guezuraga, B.; Zauner, R.; Pölz, W. Life cycle assessment of two different 2 MW class wind turbines. *Renewable Energy* **2012**, *37*, 37–44.

Annexe 5 : Document en ligne complétant la publication dans Environmental Science & Technology 2013

Référence :

Padey, P., Girard, R., le Boulch, D., Blanc, I., 2013. From LCAs to Simplified Models: A Generic Methodology Applied to Wind Power Electricity. Environmental Science & Technology 130118111350003. Supplementary materials

Supporting information

Article name: From LCAs to Simplified Models: A Generic Methodology Applied to Wind Power Electricity

Author :

Pierr Yves Padey (1),(2), Robin Girard (2), Denis Le-Boulch (1), Isabelle Blanc* (2)

Affiliation :

(1) EDF R&D, Les Renardières 77818 Moret sur Loing Cedex, France

(2) MINES ParisTech, 1, rue Claude Daunesse, F-06904 Sophia Antipolis Cedex, France

Corresponding author

Professor Isabelle Blanc

Center for Energy & Processes (CEP) - MINES ParisTech

BP 207 – 1 rue Claude Daunesse

F-06904 Sophia Antipolis Cedex France

Phone: +33 4 93 95 75 13

Isabelle.blanc@mines-paristech.fr

Content :

S1-Variance decomposition and sensitivity index principles

S2-IPCC characterization factor

S3-Scaling model

S4- Onshore wind turbine distribution

S5 – Parameterized models for 10 and 30 years Wind turbine lifetimes

Figures and Tables:

Figure 1 LCA problem representation for the variance decomposition

Table 1 IPCC characterization factors used in the case study

Table 2 Wind turbine characteristics for scaling model definition

Figure 2 Empirical scaling equations between WT technical parameters

Figure 3 Tower height as a function of WT nominal power

Figure 4 Onshore WT nominal power distribution used for the case study

Figure 5 Parameterized model for 10 and 30 years lifetimes

S1-Variance decomposition and sensitivity index principles

GSA principle and formula

In this chapter, we briefly present the mathematical concepts and generalities of the GSA used in methodological step 3. For more details see the publication done by Sobol²³.

The GSA methodology is based on a variance decomposition of the system's answer (Y in the Figure 1 and the GHG performances in the LCA case) as a function of the variability of the input model parameters (P_i).

The problem, transposed to the LCA domain, can be schematically represented as follow:

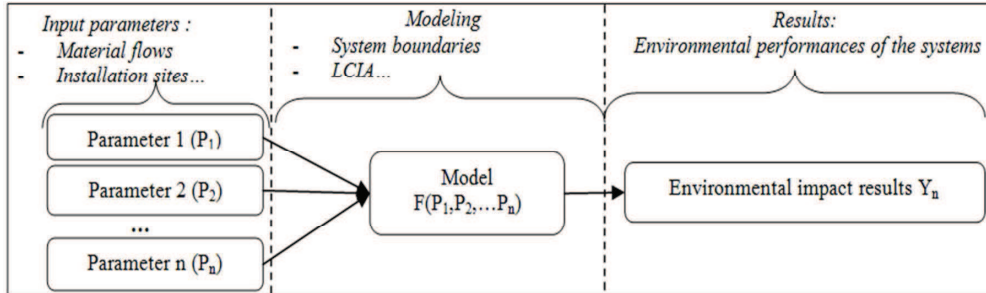


Figure 1 LCA problem representation for the variance decomposition

Formally, under the assumption that input parameters P_i are statistically independent random variables, the output total variance is decomposed²³:

$$, [1]$$

with

$$[2]$$

For any input parameters , the first order variance , quantifies the variance in the output performance that is due to the action of parameter while for any pair of input variables, the second order variance gives the variance in the output that is due to the joint action of and with associated first order variance removed. For any random variable or random vector , the random variable indicates the conditional expectation of given .

The fractional contribution of this variance to the total output variance allows to quantify the sensitivity of the output with respect to specific inputs or sets of inputs. Thus the sensitivity indices, also called Sobol indices, are expressed:

$$\text{---} \text{---} \text{---} [3]$$

For the first two orders of interaction. While further order can be defined, the number of indices increases exponentially with the number of degrees. In addition, the small numbers of situations where interactions of order greater than 2 are significant, imply that higher order interactions are not explored in practical. One approach, to integrate the effect of an input parameter is to sum effects of all orders (i.e. including effects resulting from an interaction with another parameter), this is called total indices:

$$[4]$$

Methodology for computing Sobol indices in life cycle analysis.

Several estimation procedures can be found in the literature^{22,23} and, unless the dimensionality is an issue, the simulation can be handled with a simple Monte-Carlo method. The quality of the estimation is determined by the form and complexity of the LCA model , and by the number of simulated values. In

cases where the number of input factors is 2 or 3, $n=1000$ is likely to be sufficient, but for higher number of input parameters, the adequacy of the number of simulations n with the complexity of F has to be discussed considering a confidence interval on the final estimation²².

S2-IPCC characterization factor

We present below the table of the different IPCC characterization factors used in the Simapro software, the green lines represents the one that have been used in order to calculate the global warming impacts of the WT:

Substance	CF IPCC 100y 2007	CF IPCC 20y 2007	CF IPCC 500y 2007	CF IPCC 100y 2001	CF IPCC 20y 2001	CF IPCC 500y 2001	Unit
1-Propanol, 3,3,3-trifluoro-2,2-bis(trifluoromethyl)-, HFE-7100	297	1040	90	-	-	-	
Butane, 1,1,1,3,3-pentafluoro-, HFC-365mfc	794	2520	241	-	-	-	
Butane, perfluoro-	8860	6330	12500	8600	5900	12400	
Butane, perfluorocyclo-, PFC-318	10300	7310	14700	10000	6800	14500	
Carbon dioxide	1	1	1	1	1	1	
Carbon dioxide, fossil	1	1	1	1	1	1	
Carbon dioxide, land transformation	1	1	1	1	1	1	
Carbon monoxide	-	-	-	2	2	2	
Carbon monoxide, fossil	-	-	-	2	2	2	
Chloroform	31	108	9	30	100	9	
Dimethyl ether	1	1	1	-	-	-	
Dinitrogen monoxide	298	289	153	296	275	156	
Ethane, 1-chloro-1,1-difluoro-, HCFC-142b	2310	5490	705	2400	5200	740	
Ethane, 1-chloro-2,2,2-trifluoro-(difluoromethoxy)-, HCFC-235da2	350	1230	106	-	-	-	
Ethane, 1,1-dichloro-1-fluoro-, HCFC-141b	725	2250	220	700	2100	220	[kg CO ₂ eq / kg]
Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a	124	437	38	120	410	37	
Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	146	506	45	140	450	42	
Ethane, 1,1,1-trifluoro-, HFC-143a	4470	5890	1590	4300	5500	1600	
Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	1430	3830	435	1300	3300	400	
Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	6130	6540	2700	6000	6100	2700	
Ethane, 1,1,2-trifluoro-, HFC-143	353	1240	107	330	1100	100	
Ethane, 1,1,2,2-tetrafluoro-, HFC-134	1100	3400	335	1100	3200	330	
Ethane, 1,2-dibromotetrafluoro-, Halon 2402	1640	3680	503	-	-	-	
Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	10000	8040	8730	9800	7500	8700	
Ethane, 1,2-difluoro-, HFC-152	53	187	16	-	-	-	
Ethane, 2-chloro-1,1,1,2-tetrafluoro-, HCFC-124	609	2070	185	620	2000	190	
Ethane, 2,2-dichloro-1,1,1-trifluoro-, HCFC-123	77	273	24	120	390	36	
Ethane, chloropentafluoro-, CFC-115	7370	5310	9990	7200	4900	9900	
Ethane, fluoro-, HFC-161	12	43	4	-	-	-	
Ethane, hexafluoro-, HFC-116	12200	8630	18200	11900	8000	18000	

Ethane, pentafluoro-, HFC-125	3500	6350	1100	3400	5900	1100
Ether, 1,1,1-trifluoromethyl methyl-, HFE-143a	756	2630	230	-	-	-
Ether, 1,1,2,2-Tetrafluoroethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-347mcc3	575	1980	175	-	-	-
Ether, 1,1,2,2-Tetrafluoroethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-347mcf2	374	1310	114	-	-	-
Ether, 1,1,2,2-Tetrafluoroethyl methyl-, HFE-254cb2	359	1260	109	-	-	-
Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356mec3	101	355	31	-	-	-
Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356pcc3	110	386	33	-	-	-
Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356pcf2	265	931	80	-	-	-
Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356pcf3	502	1760	153	-	-	-
Ether, 1,2,2-trifluoroethyl trifluoromethyl-, HFE-236ea2	989	3370	301	-	-	-
Ether, 1,2,2-trifluoroethyl trifluoromethyl-, HFE-236fa	487	1710	148	-	-	-
Ether, 2,2,3,3,3-Pentafluoropropyl methyl-, HFE-365mcf3	11	41	4	-	-	-
Ether, di(difluoromethyl), HFE-134	6320	12200	1960	-	-	-
Ether, difluoromethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-245cb2	708	2440	215	-	-	-
Ether, difluoromethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-245fa1	286	1010	87	-	-	-
Ether, difluoromethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-245fa2	659	2280	200	-	-	-
Ether, ethyl 1,1,2,2-tetrafluoroethyl-, HFE-374pc2	557	1930	169	-	-	-
Ether, nonafluorobutane ethyl-, HFE569sf2 (HFE-7200)	59	207	18	-	-	-
Ether, pentafluoromethyl-, HFE-125	14900	13800	8490	-	-	-
Hexane, perfluoro-	9300	6600	13300	9000	6100	13200
HFE-227EA	1540	4540	468	-	-	-
HFE-236ca12 (HG-10)	2800	8000	860	-	-	-
HFE-263fb2	11	38	3	-	-	-
HFE-329mcc2	919	3060	279	-	-	-
HFE-338mcf2	552	1920	168	-	-	-
HFE-338pcc13 (HG-01)	1500	5100	460	-	-	-
HFE-347pcf2	580	1900	175	-	-	-
HFE-43-10pccc124 (H-Galden1040x)	1870	6320	569	-	-	-
Methane	25	72	8	23	62	7
Methane, biogenic	22	69	5	20	59	4
Methane, bromo-, Halon 1001	5	17	1	5	16	1
Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211	1890	4750	575	1300	3600	390
Methane, bromodifluoro-, Halon 1201	404	1380	123	470	1500	150
Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301	7140	8480	2760	6900	7900	2700
Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	1810	5160	549	1700	4800	540
Methane, chlorotrifluoro-, CFC-13	14400	10800	16400	14000	10000	16300
Methane, dibromo-	2	5	0	-	-	-

Methane, dichloro-, HCC-30	9	31	3	10	35	3
Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12	10900	11000	5200	10600	10200	5200
Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21	151	530	46	210	700	65
Methane, difluoro-, HFC-32	675	2330	205	550	1800	170
Methane, fluoro-, HFC-41	92	323	28	97	330	30
Methane, fossil	25	72	8	23	62	7
Methane, iodotrifluoro-	0	1	0	1	1	
Methane, monochloro-, R-40	13	45	4	16	55	5
Methane, tetrachloro-, CFC-10	1400	2700	435	1800	2700	580
Methane, tetrafluoro-, CFC-14	7390	5210	11200	5700	3900	5700
Methane, trichlorofluoro-, CFC-11	4750	6730	1620	4600	6300	1600
Methane, trifluoro-, HFC-23	14800	12000	12200	12000	9400	10000
Nitrogen fluoride	17200	12300	20700	-	-	-
Pentane, 2,3-dihydroperfluoro-, HFC-4310mee	1640	4140	500	1500	3700	470
Pentane, perfluoro-	9160	6510	13300	8900	6000	13200
PFC-9-1-18	-	5500	9500	-	-	-
PFPME	-	7620	12400	-	-	-
Propane, 1,1,1,2,2,3-hexafluoro-, HFC-236cb	1340	3630	407	-	-	-
Propane, 1,1,1,2,3,3-hexafluoro-, HFC-236ea	1370	4090	418	-	-	-
Propane, 1,1,1,2,3,3,3-heptafluoro-, HFC-227ea	3220	5310	1040	3500	5600	1100
Propane, 1,1,1,3,3,3-hexafluoro-, HCFC-236fa	9810	8100	7660	9400	7500	7100
Propane, 1,1,2,2,3-pentafluoro-, HFC-245ca	693	2340	211	-	-	-
Propane, 1,1,3,3-tetrafluoro-, HFC-245fa	1030	3380	314	640	2100	200
Propane, 1,3-dichloro-1,1,2,2,3-pentafluoro-, HCFC-225cb	595	2030	181	620	2000	190
Propane, 3,3-dichloro-1,1,1,2,2-pentafluoro-, HCFC-225ca	122	429	37	180	590	55
Propane, perfluoro-	8830	6310	12500	8600	5900	12400
Propane, perfluorocyclo-	-	12700	21800	-	-	-
Sulfur hexafluoride	22800	16300	32600	22200	15100	32400
Trifluoromethylsulfur pentafluoride	17700	13200	21200	-	-	-

Table 1 IPCC characterization factors used in the case study

S3-Scaling model

We defined a scaling model in order to quantify mass flows of various WT turbines components (rotor, nacelle, tower, foundation) in relation to the system's nominal power. Other scaling models have already been published in the literature.^{14,27} Our scaling model has been established on a set of 116 wind turbines.

WT denomination	Power	Rotor Diameter	Tower height	Rotor weight	Nacelle weight	Blade weight	Tower weight
[-]	[kW]	[m]	[m]	[kg]	[kg]	[kg]	[kg]
Gamesa G52	850	52	44	10000	23000	1900	153000
Gamesa G52	850	52	55	10000	23000	1900	203000
Gamesa G52	850	52	65	10000	23000	1900	203000
Gamesa G58	850	58	44	12000	23000	2400	45000
Gamesa G58	850	58	55	12000	23000	2400	62000
Gamesa G58	850	58	65	12000	23000	2400	79000
Gamesa G58	850	58	74	12000	23000	2400	94000
Vestas V 52	850	52	44	10000	22000	-	45000
Vestas V 52	850	52	49	10000	22000	-	50000
Vestas V 52	850	52	55	10000	22000	-	60000
Vestas V 52	850	52	65	10000	22000	-	75000
Vestas V 52	850	52	74	10000	22000	-	95000
Vestas V82	1650	82	70	43000	52000	-	105000
Vestas V82	1650	82	78	43000	52000	-	115000
Vestas V82	1650	82	80	43000	52000	-	125000
Gamesa G80	2000	80	60	38000	70000	6500	127000
Gamesa G80	2000	80	67	38000	70000	6500	145000
Gamesa G80	2000	80	78	38000	70000	6500	201000
Gamesa G80	2000	80	100	38000	70000	6500	283000
Gamesa G83	2000	83	67	40500	70000	7300	153000
Gamesa G83	2000	83	78	40500	70000	7300	203000
Gamesa G87	2000	87	67	37000	70000	6150	153000
Gamesa G87	2000	87	78	37000	70000	6150	203000
Gamesa G87	2000	87	100	37000	70000	6150	242000
Vestas V80	2000	80	60	37000	67000	-	130000
Vestas V80	2000	80	67	37000	67000	-	160000
Vestas V80	2000	80	78	37000	67000	-	205000
Vestas V80	2000	80	100	37000	67000	-	225000
Vestas V80	2000	80	60	37000	67000	-	120000
Vestas V80	2000	80	67	37000	67000	-	135000
Vestas V80	2000	80	78	37000	67000	-	190000
Vestas V80	2000	80	78	37000	67000	-	165000
Vestas V80	2000	80	100	37000	67000	-	200000
Vestas V80	2000	80	60	37000	67000	-	125000
Vestas V80	2000	80	78	37000	67000	-	199000
Vestas V90	1800	90	80	36000	68000	-	156000
Vestas V90	2000	90	80	36000	68000	-	156000

Enercon E48	800	48	50	-	-	-	-
Enercon E48	800	48	60	-	-	-	-
Enercon E48	800	48	75	-	-	-	-
Enercon E48	800	48	76	-	-	-	-
Enercon E53	800	52,9	60	-	-	-	-
Enercon E53	800	52,9	73	-	-	-	-
Enercon E53	800	52,9	75	-	-	-	-
Enercon E44	900	44	45	-	-	-	-
Enercon E44	900	44	55	-	-	-	-
Enercon E44	900	44	65	-	-	-	-
Enercon E70	2300	71	57	-	-	-	-
Enercon E70	2300	71	64	-	-	-	-
Enercon E70	2300	71	85	-	-	-	-
Enercon E70	2300	71	98	-	-	-	-
Enercon E70	2300	71	113	-	-	-	-
Enercon E82	2000	82	78	-	-	-	-
Enercon E82	2000	82	85	-	-	-	-
Enercon E82	2000	82	98	-	-	-	-
Enercon E82	2000	82	108	-	-	-	-
Enercon E82	2000	82	138	-	-	-	-
Enercon E101	3000	101	99	-	-	-	-
Enercon E101	3000	101	135	-	-	-	-
Vensys 70	1500	70	65	-	-	-	-
Vensys 70	1500	70	85	-	-	-	-
Vensys 77	1500	77	61,5	-	-	-	-
Vensys 77	1500	77	85	-	-	-	-
Vensys 77	1500	77	100	-	-	-	-
Vensys 90	2500	90	80	-	-	-	-
Vensys 100	2500	100	100	-	-	-	-
Alstom Eco 80	1670	80	80	-	-	-	-
Alstom Eco 86	1670	85,5	80	-	-	-	-
Alstom Eco100	3000	100	75	52800	105000	9600	-
Alstom Eco110	3000	110	75	-	-	-	-
Alstom Eco100	3000	100	90	52800	105000	9600	-
Alstom Eco110	3000	110	90	-	-	-	-
Alstom Eco100	3000	100	100	52800	105000	9600	-
Alstom Eco110	3000	110	100	-	-	-	-
DeWind D8,0	2000	80	80	-	-	-	-
DeWind D8,2	2000	80	78	-	66000	6200	-
DeWind D9,0	2000	93	80	-	-	-	-
DeWind D9,0	2000	93	100	-	-	-	-
Clipper Liberty C89	2500	89	80	-	-	-	-
Clipper Liberty C93	2500	93		-	-	-	-
Clipper Liberty C96	2500	96		-	72000	-	-
Clipper Liberty C99	2500	99		-	72000	-	-

Acciona AW 70	1500	70	60	-	52500	-	95000
Acciona AW 77	1500	77	60	-	52500	-	95000
Acciona AW 82	1500	82	60	-	52500	-	95000
Acciona AW 70	1500	70	80	-	52500	-	135000
Acciona AW 77	1500	77	80	-	52500	-	135000
Acciona AW 82	1500	82	80	-	52500	-	135000
RE power MM82	2050	82	59	-	-	-	-
RE power MM82	2050	82	69	-	-	-	-
RE power MM82	2050	82	80	-	-	-	-
RE power MM82	2050	82	100	-	-	-	-
RE power MM90	2050	92,5	68,5	-	-	-	-
RE power MM90	2050	92,5	78,5	-	-	-	-
RE power MM90	2050	92,5	80	-	-	-	-
RE power MM90	2050	92,5	100	-	-	-	-
RE power M3,4M104	3300	104	79	56000	104000	11000	-
RE power M3,4M104	3300	104	98	56000	104000	11000	-
RE power M3,4M104	3300	104	126	56000	104000	11000	-
Re power 5Mw	5000	126	117	116400	290000	16500	-
Siemens 2,3	2300	82,4	80	54000	82000	-	162000
Siemens 2.3 93	2300	93	80	60000	82000	-	162000
Siemens 101	2300	101	80	62000	82000	-	162000
Siemens 3MW 101	3000	101	80	-	73000	10300	162000
Siemens 3MW 101	3000	101	100	-	73000	10300	-
NEG-MICON NM 48	750	48,2	55	-	17700	-	49000
NEG-MICON NM 52 (49)	900	52,2	49	-	19600	-	64000
NEG-MICON NM 54	950	54,5	72,3	-	-	-	99000
NEG-MICON NM72C (70)	1500	72	70	40000	43000	-	116000
NEG-MICON NM72C (80)	1500	72	80	40000	43000	-	125000
Nordex N-60 (46)	1300	60	46	-	-	-	75000
Nordex N-60 (60)	1300	60	60	-	-	-	100000
Nordex N-60 (80)	1300	60	80	-	-	-	157000
Nordex N-62 (60)	1300	62	60	-	-	-	89000
Nordex N-62 (69)	1300	62	69	-	-	-	108000

Table 2 Wind turbine characteristics for scaling model definition

The information provided in Table 2 allows us to define a set of equations to estimate the rotor, nacelle, and tower masses as a function of the rotor diameter which has been found to be dependent on the WT nominal power:

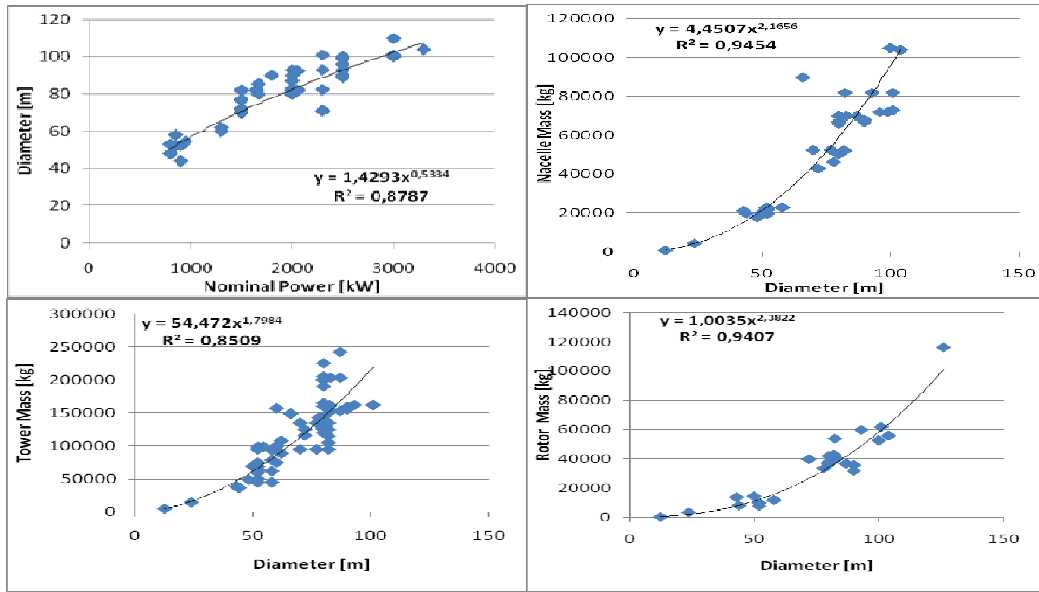


Figure 2 Empirical scaling equations between WT technical parameters

The nacelle, rotor and tower masses are fairly dependant on the rotor diameter ($R^2 = 0.9454$, 0.9407 and 0.8509 respectively). Moreover, we found that the rotor diameter was correlated to the WT nominal power. Thus we will keep the nominal power as a substitute to the rotor and nacelle mass to define a model with independent parameters.

Finally, the foundations have been defined as a function of the tower height (in meters)²⁵:

$$\text{Concrete volume of WT foundations [m}^3\text{]} = \frac{4500 \cdot \text{hub height [m]}}{2200}$$

$$\text{Reinforcing steel mass for WT foundation [kg]} = 280 \cdot \text{hub height [m]}$$

However, in the particular case of the WT tower height, the coefficient of determination to the nominal power is low ($R^2=0.427$, Figure 3). It is explained because the WT tower height can vary for a given WT depending on the site wind class where the system is installed²⁶. For example, the WT V80 from the manufacturer Vestas offers a choice with 11 tower heights according to the wind class. Nominal power is thereby not the unique factor to be considered when scaling a WT tower. However, in our case study, we decided as a first approximation to use a scaling approach with P. Therefore, we decided to express the tower height as a function of P enlarged by $\pm 30\%$ to take into account the residual variability due to wind classes.

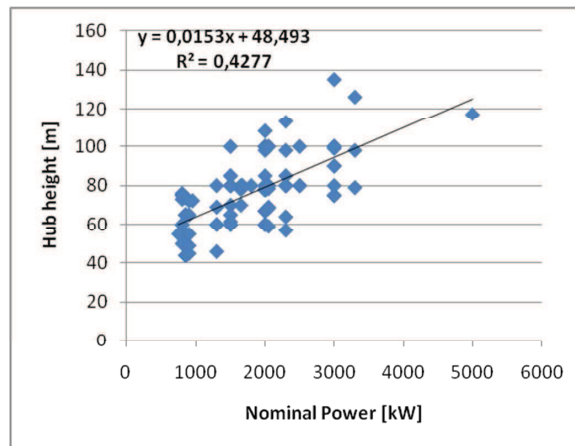


Figure 3 Tower height as a function of WT nominal power

Thus, using the WT nominal power, we were able to quantify the mass of the different WT components.

We then used 22 different material distributions for the nacelle and rotor compositions, and we assumed that the WT towers were made of 100% low alloyed steel.

S3 Onshore wind turbine distribution

Figure 4 presents the histogram of the currently installed WT in France. This information has been collected from the website of the French Environment and Energy Management Agency (ADEME) dedicated to wind power in France.³²

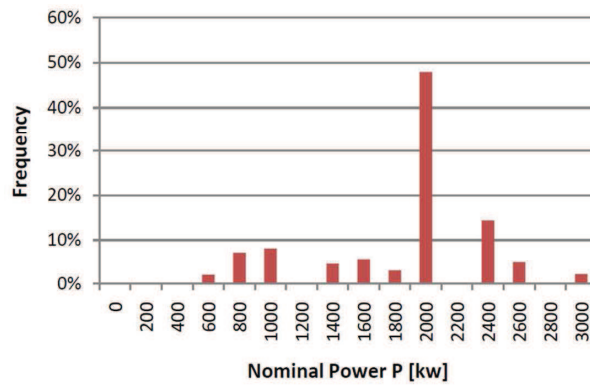


Figure 4 Onshore WT nominal power distribution used for the case study

As stated in the article, the nominal power of currently installed onshore WT in France is based on 2 MW wind turbines, since it corresponds to the most frequently used system when the wind power market boomed.

S3 – Parameterized models for 10 and 30 years Wind turbine lifetimes

The graphics below represent the parameterized model for 10 and 30 years lifetime, as for the core of the publication, the models are presented with a 1st, median and 3rd quartile and min/max interval in order to encompass the variability induced by the parameters that have not been identified as key parameter by the GSA.

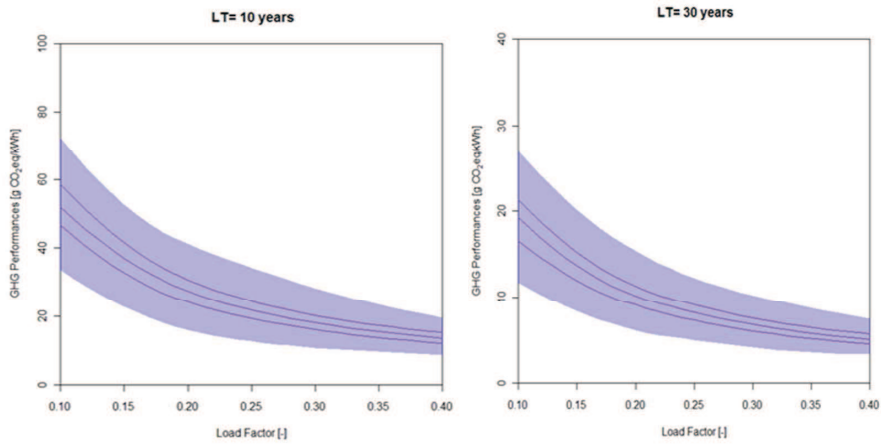


Figure 5 Parameterized model for 10 and 30 years lifetimes

Annexe 6 : Acte de conférence de la SETAC 2013

Référence :

Padey, P., Blanc, I., Le Boulch, D., Girard, R., 2013a. Global Sensitivity Analysis: a tool to analyse LCA variability of energy systems. 23rd Setac Europe Annual Meeting Abstracts book.

Global Sensitivity Analysis: a tool to analyse LCA variability of energy systems

Pierr Yves Padey^{1,2}, Denis Le Boulch², Robin Girard¹, Isabelle Blanc¹

¹ MINES ParisTech, 1, rue Claude Daunesse, F-06904 Sophia Antipolis Cedex, France

² EDF R&D, Les Renardières 77818 Moret sur Loing Cedex, France

E-mail contact: isabelle.blanc@mines-paristech.fr

1. Introduction

Policy makers are nowadays debating about the future electricity mixes that should be deployed. The environmental impacts of electricity generation systems is one of the central issue for this debate. Environmental impacts of electricity systems have been widely assessed over the past decades, in particular with the LCA approach. Several literature reviews have shown the large variability associated with these results [1]. It leads sometimes policy makers to consider LCA as an inconclusive method [2]. Improving the understanding of the LCA results variability origins is a key issue to extend the use of LCA as a decision support tool.

One approach to adress variability in LCA are sensitivity analysis (SA). However, when dealing with environmental impact assessment, most SAs remain at a local level or evaluate the variation of the input parameters one factor at a time [3]. These approaches only partially reflect the LCA results variability, indeed, it does not consider the full range of input parameters interval and their probability distribution [3]. To overcome these limitations, Global Sensitivity Analysis (GSA) approach has been developed in statistics [4]. It enables apportioning the results variability of a model to its different input parameter variability, by varying all of them simultaneously according to their probability distributions. This link between result variability and parameter variability is quantitatively evaluated by the calculation of the so called Sobol indices [5]. While it has been applied in only a few analyses in the field of environmental impact assessment [6], this statistical tool is yet to be embedded in existing LCA methodology. Thereby, this paper aims at proposing a method to implement GSA in the LCA field to adress the results variability issue and more specifically the one related to energy pathways.

2. Materials and methods

2.1. GSA principle and Sobol indices calculation

The GSA principle, as well as the Sobol indices calculation details can be found in [3–5]. Briefly summarized here, the LCA model can be represented as a function F , which calculates the environmental impact Y , as a function of $P_1, P_2 \dots P_n$ parameters (database, characterization factors, lifetime...). F can be decomposed in a sum of elementary functions:

$$F(P_1, \dots, P_n) = f_0 + \sum_i^n f_i(P_i) + \sum_{i<j}^n f_{ij}(P_i, P_j) + \dots + f_{1,2,\dots,d}(P_1, \dots, P_n) \quad (1)$$

This decomposition has been proposed by Sobol [5] and is unique if f_0 is constant and the other functions f are orthogonal. The parameters P_i being random and independent, with equation (1), the variance decomposition of Y is:

$$Var[Y] = \sum_{i=1}^n V_i(Y) + \sum_{i<j} V_{ij}(Y) + \sum_{i<j<k} V_{ijk}(Y) + \dots + V_{1,2,\dots,d}(Y) \quad (3)$$

Where:

$$V_i(Y) = Var[E(Y|P_i)]; V_{ij}(Y) = Var[E(Y|P_i, P_j)] - V_i(Y) - V_j(Y) \quad (4)$$

This allows the definition of the sensitivity indices also called Sobol indices:

$$S_i = \frac{Var[E(Y|P_i)]}{Var(Y)} = \frac{V_i(Y)}{Var(Y)} \quad S_{ij} = \frac{V_{ij}(Y)}{Var(Y)} \quad S_{ijk} = \frac{V_{ijk}(Y)}{Var(Y)} \quad (5)$$

The indices S_i represent the percentage of variance of a model answer Y , explained by the variable P_i ; S_{ij} the variance due to the joint influence of P_i and P_j .

2.2. Methodology for GSA application to LCA systems

The methodology (represented in Figure 1) we propose, aims at enabling calculations of the Sobol indices to LCA environmental impact indicators issued from a set of systems on which we need to understand the variability. It follows 5 steps:

Step 1 – Definition of the goal, scope of the studied systems and identification of the potential variability sources.

Step 2 – System modelling encompassing the identified variability source (inputs P_i) and **characterization** of the probability distribution of each P_i .

Step 3 – Simulations of scenarios, according to the probability distribution specified in step 2.

Step 4 – Computation of the output environmental impacts resulting from the running of the LCA model to the simulation set of possible systems defined in step 3 (Monte Carlo simulations).

Step 5 – Estimation of the Sobol indices and assessment of the variability origin.

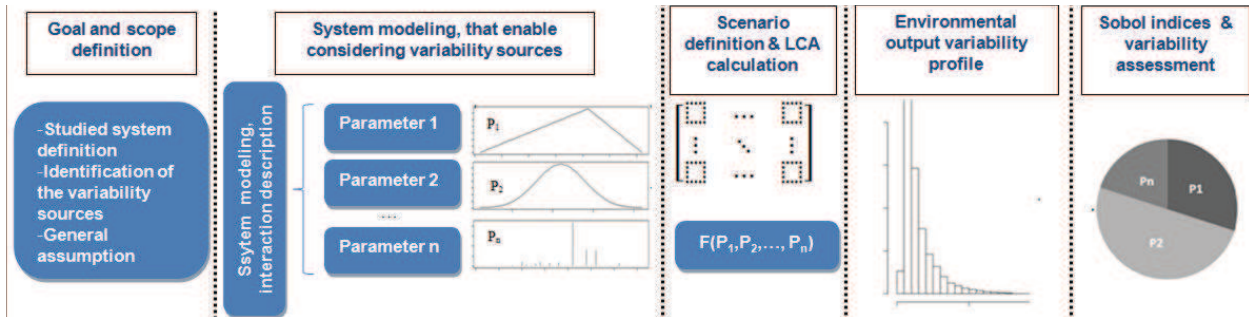


Figure 1: Methodology for GSA application to LCA

3. Results and discussion

Published LCAs performed for renewable energy pathways have shown to cover a wide variability range [7]. Such wide range is difficult to analyze as the source of variability are very diverse : geographical, technical and methodological. We propose for such renewable systems to give an insight on which parameters explain such variability. We therefore applied the proposed methodology for assessing the carbon footprint variability for two renewable systems : the photovoltaic (PV) electricity and the wind turbine electricity production pathway in Europe. Geographical parameters (irradiation and wind profile) are found to be the parameters inducing the highest sensitivity while technical parameters (PV efficiencies for example) and methodological parameters (life time of the system for example) are of the same order of importance. Such ranking is of interest for decision makers to understand the relation between the carbon footprint and its sources of variability.

4. Conclusions

Applying the GSA approach in the LCA field enables a better understanding of the environmental impact variability. Output variability is quantitatively apportionned to the input parameters variabilities and should thus help decision makers into their choices. Indeed, by knowing which parameters are the most influent, criterion to lower environmental impacts could be set. Extension to other environmental impacts could be performed. GSA could also be used to define reduced models, which could enable estimating environmental impacts only knowing the most influent parameters.

5. References

- [1] D. Weisser, "A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies," *Energy*, vol. 32, no. 9, pp. 1543–1559, Sep. 2007.
- [2] M. Brandão, G. Heath, and J. Cooper, "What Can Meta-Analyses Tell Us About the Reliability of Life Cycle Assessment for Decision Support?," *Journal of Industrial Ecology*, vol. 16, pp. S3–S7, 2012.
- [3] A. Saltelli, M. Ratto, S. Tarantola, and F. Campolongo, "Sensitivity analysis practices: Strategies for model-based inference," *Reliability Engineering & System Safety*, vol. 91, no. 10–11, pp. 1109–1125, Oct. 2006.
- [4] A. Saltelli, *Sensitivity analysis in practice : a guide to assessing scientific models*. Hoboken, NJ: Wiley, 2004.
- [5] I.M, "Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates," *Mathematics and Computers in Simulation*, vol. 55, no. 1–3, pp. 271–280, février 2001.
- [6] I. Kioutsioukis, S. Tarantola, A. Saltelli, and D. Gatelli, "Uncertainty and global sensitivity analysis of road transport emission estimates," *Atmospheric Environment*, vol. 38, no. 38, pp. 6609–6620, 2004.
- [7] IPCC, *Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2011.

Annexe 7 : Acte de conférence de la LCM 2013

Référence :

Padey, P., Le Boulch, D., Blanc, I., 2013c. From Detailed LCA to Simplified model : An oriented decision makers approach to assess energy pathways. Presented at the Life Cycle Management Conference, Sweden.

FROM DETAILED LCA TO SIMPLIFIED MODEL: AN ORIENTED DECISION MAKERS APPROACH TO ASSESS ENERGY PATHWAYS

Pierryves Padey^{1,2}, Denis Le Boulch², Isabelle Blanc¹*

¹ *MINES ParisTech, 1, rue Claude Daunesse, F-06904 Sophia Antipolis Cedex, France*

² *EDF R&D, Les Renardières 77818 Moret sur Loing Cedex, France*

E-mail contact: pierryves.padey@mines-paristech.fr

Keywords: Energy pathway; LCA; Simplified model; Global Sensitivity analysis

ABSTRACT

Literature reviews of energy pathways have shown a large variability of the environmental impacts over their systems. This leads decision/policy makers to sometimes consider LCA as inconclusive. We developed a methodology to assess environmental impacts of energy pathways through a simplified model: a parametric model elaborated with key parameters explaining most of the pathway variability. It is derived from the definition of a reference model enabling to calculate environmental impacts of a large sample of representative systems of energy pathways. Identification of key parameters is done using Global Sensitivity Analysis and Sobol indices. Illustration of such approach is done by defining a simplified model for assessing the GHG performance of photovoltaic (PV) electricity produced with Cadmium Telluride modules in France.

INTRODUCTION

Energy pathways can be assessed through literature reviews accounting for various specific systems. These studies highlight a wide range of possible environmental impacts (IPCC, 2011) and lead decision and policy makers to sometimes consider LCA as inconclusive (Brandão, Heath, & Cooper, 2012). For example, the photovoltaic electricity pathway is made of various systems encompassing a large technological and geographical heterogeneity (Kim, Fthenakis, Choi, & Turney, 2012) leading to a wide range of impacts. Detailed LCA of a system within an energy pathway is site and technology-specific, is only representative of single situations and cannot be representative at large for any energy pathway. To assess impacts for an energy pathway and to get a comprehensive explicit analysis of its environmental performance profile; there is a need for a new type of models considering the technical, temporal and geographical heterogeneity of the systems sample composing this pathway.

We developed a methodology to generate such type of models, called simplified models. It enables encompassing energy pathway's variability by analysing their impacts over a large sample of representative systems using Monte-Carlo simulations. Applying Global Sensitivity Analysis approach (Saltelli, 2004), we then generate simplified models based on key parameters explaining most of the variance of the studied pathway. We now apply this

methodology to define a simplified model estimating the GHG performances for photovoltaic (PV) electricity produced with Cadmium Telluride (CdTe) modules in France.

METHODS

We developed a methodological framework in five steps to assess an energy pathway and to generate its related simplified model (Padey, Girard, le Boulch, & Blanc, 2013). As a first step, the level of generalization is defined, i.e, what variability is accounted for, by specifying the geographical, temporal and technological coverage of the studied pathway.

We then need to define an explicit reference model as a second step. Such model is defined according to the specifications from step 1. It relies on the setting of a parameterized model such as the approach developed by Zimmermann (2012) built with independent variables, and on the characterization of its parameters through their interval and probability distributions, being as well compliant with the specifications from step 1. Based on the parameters characterization, a systems sample representing the energy pathway is generated by Monte Carlo simulations, to create its environmental profile.

To estimate the share of variance due to each parameter and their combinations, we followed a Global Sensitivity Analysis (GSA) and derived the related Sobol indices (Sobol, 2001). This third step enables ranking parameters influence and identifying which one are keys, i.e. explaining most of the environmental impact variance.

In step 4, the sample scattered plot is reorganized as a function of the key parameters and a general regression approach is used to calculate the median parametric equation. It enables estimating the impacts of various systems as a function of the key parameters, being thus the simplified model. In addition of the simplified model, on the scattered plot, non key parameters contributions are represented with the extreme boundaries and the, 1st and 3rd quartile of the sample.

Finally, in step 5 we compare the results of the simplified model with results from literature to assess the validity of the simplified model estimates.

RESULTS

We applied this methodology to define a simplified model estimating the GHG performances (in g of CO₂ eq/kWh) for a specific energy pathway: PV electricity produced with 3kWp CdTe installations in France.

The process chain analysis for PV module manufacture has been kept from the ecoinvent database (Hischier et al., 2009) to define the parameterized model. However, module area is parameterized according to the module efficiency as well as the electricity mix for manufacturing to the location of the module production). Variability sources are identified with seven uncorrelated parameters (Figure 1).

Parameter	Description	Characterization
Installation type	Selection of the architecture, Discrete choice between 2 options : Integrated or mounted	Expert judgment, 50% mounted, 50% integrated
Irradiation (Irr)	Annual irradiation received per m ² in [kWh./ m ² .y]	Based on information provided by a collaborative website BDPV, (2013)
Performance Ratio (PR)	Takes into account: shadowing losses, connection losses, inverters losses in [%]	Based on works from Leloux, Narvarte, & Trebosc (2011)

Module Efficiency	Percentage of solar energy to which the module is exposed and converted into electrical energy in [%]	Data from the database Posharp, (2013)
Lifetime (LT)	Considers the entire period when the system is installed on the roof in years [y]	[20;30], Truncated normal law centered on 25 years, SD=2 , expert
Module Loss	Considers the loss of system efficiency during the lifetime compared to initial efficiency in [%]	[0.5; 1] uniform distribution; expert judgment
Country of module production	Country where the module is built influences the electricity mix required for the manufacturing	Origin of production from Dominguez-Ramos, Held, Aldaco (2010); electricity mix composition from IEA, (2013)

Figure 1. Explicit parameters of the reference model description and characterization

25'000 Monte Carlo simulations have been sampled and GHG performances have been estimated for these scenarios creating the GHG performance profile of the energy pathway. Key parameters have been identified according to their Sobol indices values (Figure 2).

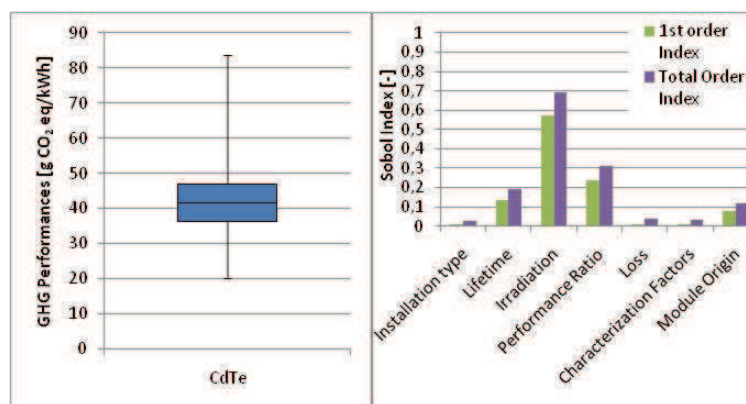


Figure 2. Boxplot of the PV electricity GHG performances (left), Sobol indices for each parameter (right)

The irradiation, performance ratio and lifetime are found to be the most influencing parameter (80% of the overall variance explained), thereby we propose the following parameterized equation estimating the GHG performance of the CdTe PV electricity:

$$\text{GHG performances CdTe} = \frac{919651+9571.LT}{LT.PR.Irr} \text{ with } R^2= 0.79$$

The simplified model is expressed as a function of the product of the three main parameters, as well as a validity assessment on Figure 3.

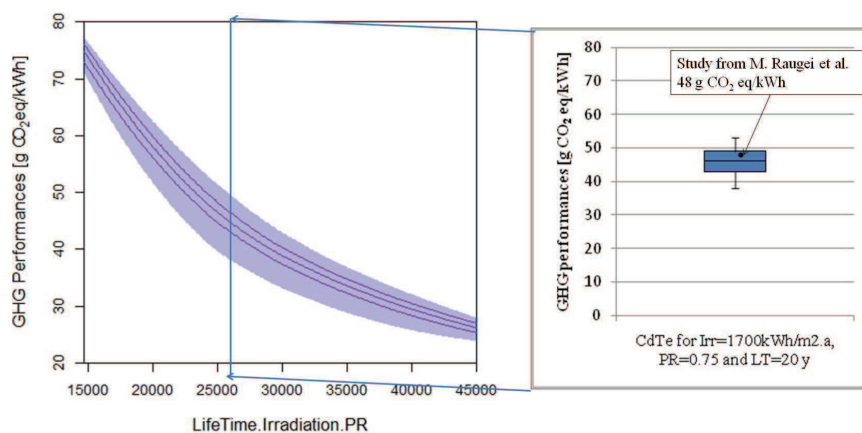


Figure 3. Simplified model (left) and literature comparison for PV electricity from a specific CdTe system (right)

DISCUSSION

Using this parametric equation enables estimating the electricity GHG performances of 3kWp CdTe PV systems installed in France only knowing the three key parameters.

The reference model (step 2) is complex to define as it requires the collection of a large number of data; it also requires identifying independent parameters, in order to apportion environmental performances variability to parameters variability. Whenever new data become available, a new reference model is to be defined.

The number of key parameters selection is a choice, according to the level of simplification decided; three, two or even one parameter can be selected. The less parameters are chosen, the simpler is the model, but with potentially less accurate estimates.

CONCLUSIONS

Simplified models, according to this approach, have two significant outcomes for decision makers: the environmental impact profile of an energy pathway is explicitly characterized while access to impacts of systems is easily provided only knowing a restricted but key number of information. However, setting such approach requires the definition of an explicit reference model and access to a large amount of data that are complex to get today. Development of technical databases is fundamental to provide efficient policy support tools.

REFERENCES

- BDPV. (2013). Collaborative PV module installations map. Retrieved from http://www.bdpv.fr/carte_installation.php
- Brandão, M., Heath, G., & Cooper, J. (2012). What Can Meta-Analyses Tell Us About the Reliability of Life Cycle Assessment for Decision Support? *Journal of Industrial Ecology*, 16, S3–S7.
- Dominguez-Ramos, A., Held, M., Aldaco, R., Fischer, M., & Irabiena, A. Carbon footprint assessment of photovoltaic modules manufacture scenario. Presented at ESCAPE20.
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., ... Wernet, G. (2009). *ecoinvent database V 2.2*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- IEA. (2013). IEA Electricity mix statistics. Retrieved from <http://www.iea.org/stats/index.asp>
- IPCC. (2011). *Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. (O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, ... C. von Stechow, Eds.). United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Kim, H. C., Fthenakis, V., Choi, J.-K., & Turney, D. E. (2012). Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Thin-film Photovoltaic Electricity Generation. *Journal of Industrial Ecology*, 16, S110–S121.
- Leloux, J., Narvarte, L., & Trebosc, D. (2011). Performance Analysis of 10,000 Residential PV Systems in France and Belgium. Presented at the 26th European Photovoltaic Solar Energy Conference and Exhibition, Hamburg.
- Padey, P., Girard, R., le Boulch, D., & Blanc, I. (2013). From LCAs to Simplified Models: A Generic Methodology Applied to Wind Power Electricity. *Environmental Science & Technology*,
- Posharp. (2013). PV Module Efficiency database. Retrieved from <http://www.posharp.com/photovoltaic/solarmfg/database.aspx>
- Raugei, M.; Bargigli, S.; Ulgiati, S. (2007). Life cycle assessment and energy pay-back time of advanced photovoltaic modules: CdTe and CIS compared to poly-Si. *Energy*, 32, 1310–1318.
- Saltelli, A. (2004). *Sensitivity analysis in practice : a guide to assessing scientific models*. Hoboken, NJ: Wiley.
- Sobol, I. . (2001). Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation*, 55(1–3), 271–280.
- Zimmermann, T. (2012). Parameterized tool for site specific LCAs of wind energy converters. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), 49–60.

Modèles simplifiés d'Analyse de Cycle de Vie : cadre méthodologique et applications aux filières de conversion d'énergie

RESUME : La transition énergétique est un enjeu majeur actuel et des années à venir. Parmi les défis qu'elle va soulever figure la limitation des impacts environnementaux de la production d'électricité. Pour cela, des outils d'aide à la décision, simples d'utilisation et suffisamment précis, considérant les aspects environnementaux et permettant d'optimiser les choix énergétiques futurs, doivent être mis en place. L'analyse environnementale d'une filière de conversion d'énergie est un sujet complexe. Elle comporte en effet deux niveaux. Le niveau « filière », caractérise le profil global d'impacts environnementaux des systèmes, et le niveau « système » caractérise leurs impacts, permettant ainsi une analyse intra-filière. Pour répondre à ce besoin de caractérisation en deux niveaux, nous proposons une méthodologie générique permettant de développer des modèles d'estimation des profils environnementaux de chacune des filières et d'estimer simplement ceux des systèmes qui la composent sans avoir à réaliser une étude détaillée. Cette méthodologie repose sur la définition d'un modèle d'Analyse de Cycle de Vie paramétré prenant en compte, par Analyse Globale de Sensibilité, un large échantillon de systèmes représentatif des configurations observées en pratique au sein des filières. Dans un second temps, des modèles simplifiés estimant les performances environnementales des systèmes sont définis, en fonction de quelques paramètres clefs identifiés comme expliquant la plus grande part de variance des impacts environnementaux de la filière. Cette méthodologie de réduction de modèle a été appliquée à la filière éolienne terrestre en Europe et à la filière photovoltaïque résidentielle en France.

Mots clés : Analyse de Cycle de Vie; Analyse Globale de Sensibilité; Filières de conversion d'énergie; Réduction de modèles; Outils d'aide à la décision; Transition énergétique.

Simplified Life Cycle Assessment models: methodological framework and applications to energy pathways

ABSTRACT: The energy transition debate is a key issue for today and the coming years. One of the challenges is to limit the environmental impacts of electricity production. Decision support tools, sufficiently accurate, simple to use, accounting for environmental aspects and favoring future energetic choices, must be implemented. However, the environmental assessment of the energy pathways is complex, and it means considering a two levels characterization. The "energy pathway" is the 1st level and corresponds to its environmental distribution, to compare overall pathways. The "system pathway" is the 2nd level and compares environmental impacts of systems within each pathway. We have devised a generic methodology covering both necessary characterization levels by estimating the energy pathways environmental profiles while allowing a simple comparison of its systems environmental impacts. This methodology is based on the definition of a parameterized Life Cycle Assessment model and considers, through a Global Sensitivity Analysis, the environmental impacts of a large sample of systems representative of an energy pathway. As a second step, this methodology defines simplified models based on few key parameters identified as inducing the largest variability in the energy pathway environmental impacts. These models assess in a simple way the systems environmental impacts, avoiding any complex LCAs. This reduction methodology has been applied to the onshore wind power energy pathway in Europe and the photovoltaic energy pathway in France.

Keywords: Life Cycle Assessment; Global Sensitivity Analysis; Energy pathway; Models reduction; Decision support tools; Energy transition debate.