

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

Rapport final

Juin 2019

Responsables scientifiques

– **Augustin Chanoine, Pierre-Alexis Duvernois, Flavien Colin,
Chloé Devauze, Fabio Menten**

Deloitte, 6 place de la Pyramide, 92908 Paris-La Défense cedex

– **Hélène Teulon, Quentin Bézier, Valentin Rousseau**

Gingko 21, 8 rue du Conseil de l'Europe, 91300 Massy-Palaiseau

Deloitte.



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

- ✓ Les points de vue et recommandations exprimés dans ce document n'engagent que les auteurs et ne traduisent pas nécessairement, sauf mention contraire, l'opinion de l'ensemble des membres de SCORE LCA.

- ✓ Les informations et les conclusions présentées dans le présent document ont été établies au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Comité de suivi pour SCORE LCA : Anne Prieur-Vernat, Julie Clavreul – ENGIE ; Denis Le Boulch, Anne Grau, Stéphanie Froidurot – EDF ; Natalia Quisel, Séverine Méhier – Veolia ; Jean-Paul Cazalets – Total ; Clémence Siret – SAFT, Yves Babian, Violaine Poulain – Renault ; Olga Kergaravat, Erwan Autret – ADEME ; Anne Bouter – IFPEN ; Julio Rivera – Arcelormittal ; Romain Muggeo – Michelin ; Jade Garcia, Philippe Osset – SCORE LCA.

Sommaire

1	CONTEXTE ET OBJECTIFS, ET CONTENU DU DOCUMENT	5
1.1.	Contexte de l'étude	5
1.2.	Objectifs	6
1.3.	Contenu du document	7
2	PARTIE A : METHODOLOGIE	8
2.1.	Objectifs de la partie A	8
2.2.	Glossaire	8
2.3.	Guide méthodologique et recommandations	15
2.3.1	Arbre de décision	15
2.3.2	Recommandations	17
2.4.	Conclusions, limites actuelles et discussion	38
2.5.	Recommandations méthodologiques et enseignements de la partie B	40
2.5.1	Recommandations pour la partie B	40
2.5.2	Enseignements de la partie B	40
2.6.	Revue bibliographique	41
2.6.1	Travaux effectués	41
2.6.2	Guide de lecture de la revue bibliographique méthodologique	41
2.7.	Fiches méthode	43
1.	FICHE METHODE N°1 : Richa K., Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles	43
2.	FICHE METHODE N°2 : Pertl A., Life cycle assessment aspects of reuse products	51
3.	FICHE METHODE N°3 : Zink T., Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment	61
4.	FICHE METHODE N°4 : Ahmadi, L., A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems	67
5.	FICHE METHODE N°5 : Lu B., The environmental impact of technology innovation on WEEE management by Multi-Life Cycle Assessment	74
3	PARTIE B : ACV DE BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE	83
3.1.	Etude bibliographique	83
3.1.1	Publications sélectionnées	90
3.1.2	2 ^{de} sélection	91
3.1.3	Analyse détaillée de publications sur les ACV de batteries	91
3.1.4	ACV présentant des vies multiples	92
3.1.5	ACV ne bénéficiant pas de vies multiples	126
3.1.6	Présentation des publications	133
3.2.	Analyse de cycle de vie d'une batterie ayant des vies multiples	136
3.2.1	Champ de l'étude	136
3.2.2	Description des scénarios	136
3.2.3	Inventaire de cycle de vie	147
3.2.4	Évaluation des impacts de cycle de vie	169
3.2.5	Analyse de sensibilité	182
3.2.6	Conclusion	190
3.3.	Estimation des stocks de matériaux	198
3.3.1	Objectifs	198
3.3.2	Travaux effectués	198
3.3.3	Approche méthodologique proposée	199
3.3.4	Axes d'analyse	201

4	PARTIE C : META-ANALYSE	205
4.1.	Etudes retenues	205
4.2.	Indicateur retenu	206
4.3.	Organisation de la base de données	206
4.4.	Variables explicatives – code couleur	206
4.5.	Utilisation de cette base de données	207
4.6.	Observations générales	207
5	REFERENCES	208
5.1.	Références issues de la revue bibliographique méthodologique	208
5.2.	Références complémentaires	213
6	ANNEXE : ANALYSE DE SENSIBILITE LFP	215
6.1.	Caractéristiques de la batterie LFP	215
6.2.	Inventaire de cycle de vie pour la fabrication	215
6.3.	Modélisation et paramétrage des méthodes	217
6.4.	Résultats	217
6.4.1	Extension des frontières	217
6.4.2	Fonctionnalité intégrée	218
6.4.3	Circular Footprint Formula	219
6.5.	Conclusion	220

1 Contexte et objectifs, et contenu du document

1.1. Contexte de l'étude

❖ *L'avènement conjugué de l'économie circulaire et de la transition énergétique*

Le concept d'**économie circulaire** est apparu pour répondre, notamment, aux enjeux d'utilisation efficace des ressources, compte tenu d'une part de leur raréfaction, et de leur consommation croissante et d'autre part des impacts environnementaux générés par cette consommation croissante de ressources (changement climatique, pollution atmosphérique, etc.). Dans un contexte où il apparaît plus intéressant pour les acteurs économiques d'optimiser leur utilisation des ressources et de sécuriser leur approvisionnement sur le long terme, le passage d'un modèle linéaire (extraire – produire – consommer – jeter) à un modèle fonctionnant en boucles fermées, rationalisant et optimisant le recours aux ressources naturelles et l'utilisation de matières et d'énergie, tend aujourd'hui à s'imposer. On distingue les boucles matière (recyclage) dans lesquelles les matériaux sont récupérés de produits en fin de vie et réinjectés dans l'économie, et les boucles produit (réutilisation, réemploi, reconditionnement) dans lesquelles les produits dans leur ensemble ou des parties de produits sont réinjectés dans l'économie.

Aujourd'hui, nous observons l'appropriation du concept de l'économie circulaire par la sphère politique et, progressivement, par les acteurs économiques et industriels. Des institutions gouvernementales à l'échelle régionale et internationale multiplient les efforts pour optimiser l'utilisation de ressources. La Commission Européenne, par exemple, a adopté en janvier 2018 des mesures supplémentaires pour l'implémentation et l'expansion de l'économie circulaire avec notamment une stratégie sur les matières plastiques¹ et un cadre de suivi de l'économie circulaire afin de mesurer l'évolution des pays membres². La France, également, adopte plusieurs mesures pour favoriser l'économie circulaire. La loi relative à la transition énergétique³ intègre plusieurs objectifs chiffrés, comme par exemple, la valorisation matière de 55 % des déchets non dangereux non inertes en 2020 et 65 % en 2025.

En parallèle, et également en réponse aux enjeux environnementaux de notre siècle, les politiques publiques, notamment en Europe et en France, ont fixé pour les années à venir des objectifs ambitieux de **transition vers une production et une consommation d'énergie plus responsables**. En plus des objectifs fixés par la Commission Européenne pour l'incorporation d'énergies renouvelables au mix d'énergie primaire européen (20% en 2020 et 27% en 2030⁴), le secteur des transports fait l'objet de plusieurs mesures spécifiques⁵, comme par exemple l'abandon de l'utilisation de voitures conventionnelles (à combustion interne) dans les villes à l'horizon 2050. Un objectif équivalent est observé dans la loi de transition énergétique française qui fixe la fin de la vente de véhicules essence et diesel en 2040. Pour cela, l'accélération de la conversion du parc automobile vers les nouvelles motorisations (véhicules électriques) est essentielle.

Certains projets ou initiatives, comme le cas de la réutilisation de batteries de véhicules électriques pour des usages stationnaires en seconde vie, sont au carrefour de l'économie circulaire et de la transition énergétique puisque visant à la fois à optimiser l'utilisation des biens et services mais aussi à servir une production et une consommation énergétique plus durables.

¹ COM(2018) 28 final - Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions : Une stratégie européenne sur les matières plastiques dans une économie circulaire

² COM(2018) 29 final - Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions : relative à un cadre de suivi pour l'économie circulaire

³ 3 LOI n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte

⁴ COM(2011) 885 final - Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions : Feuille de route pour l'énergie à l'horizon 2050

⁵ SWD(2016) 226 final – Commission Staff Working Document : The implementation of the 2011 White Paper on Transport "Roadmap to a Single European Transport Area – towards a competitive and resource-efficient transport system" five years after its publication: achievements and challenges

❖ **En réponse, les méthodes d'évaluation notamment environnementale sont-elle adaptées ?**

La mise en place de projets dits « d'économie circulaire », ou pour répondre aux objectifs de transition énergétique pose donc la question de leur performance d'un point de vue environnemental et économique. Puisque le concept même de l'économie circulaire est l'efficacité, une évaluation est nécessaire pour calibrer celle-ci dans les projets entrepris et la pousser à son maximum.

Les méthodes de quantification d'impacts environnementaux, et l'ACV en particulier, doivent s'adapter pour une meilleure prise en compte de l'optimisation des boucles matière et produits ainsi que des spécificités des projets de transition énergétique, qui soulèvent de nouvelles questions. L'analyse de cycle de vie à long terme décrit, malgré le terme de « cycle », des systèmes linéaires, et s'est penché jusqu'à présent principalement sur les boucles matière sans considérer avec attention les boucles produit. L'émergence actuelle et le développement souhaitable d'une économie véritablement circulaire appellent à revisiter la méthodologie de l'ACV, en particulier concernant le traitement des vies multiples.

Une des questions pouvant se poser est la définition des règles pour répartir les impacts et consommations de la production initiale et de la gestion en fin de vie des produits aux différents cycles de vie des produits. Par ailleurs, les « boucles étant bouclées », la prise en compte des enjeux de consommation de ressources et de gestion des produits en fin de vie doivent être mises en cohérence, comme l'a montré l'exemple développé par Deloitte et Bleu Safran dans le cadre du focus B de l'étude SCORELCA 2015-05 sur les méthodes innovantes de gestion de la fin de vie en ACV. En particulier, comment mieux prendre en compte le type d'usage des ressources (dispersif ou non) et le stock disponible dans la technosphère dans les indicateurs de déplétion des ressources ?

❖ **Des travaux déjà menés par SCORELCA... A poursuivre**

SCORELCA a réalisé ces dernières années plusieurs études en lien avec les problématiques de déchets, ressources et économie circulaire :

- L'étude « Économie circulaire : concepts et méthodes d'évaluation », s'est concentrée sur les méthodes de prise en compte des boucles matière, notamment comment prendre en compte la qualité de la matière recyclée et les règles de comptabilisation des opérations de valorisation des matériaux (extension de frontières et allocation).
- L'étude « Méthodes innovantes d'évaluation de l'impact environnemental des déchets » a exploré les questions soulevées par les stratégies d'économie circulaire en faisant notamment un lien entre problématique de déplétion des ressources et gestion des produits en fin de vie, mais ne s'est pas concentrée sur l'étude des boucles produit.

Ainsi, de nombreuses questions subsistent concernant les boucles produit (réutilisation, réemploi, etc.), particulièrement sur les méthodologies à appliquer lorsque les **fonctionnalités des produits évalués sont différentes**. La suite logique et complémentaire des études précédentes est donc d'étudier en détail l'application de l'ACV aux « boucles produit ».

1.2. Objectifs

Les objectifs du projet initié par SCORELCA sont multiples :

- Faire un état de l'art des méthodologies d'affectation des impacts environnementaux à chaque application d'un produit ayant des applications multiples, et les synthétiser sous un format opérationnel pour appropriation par les membres de SCORELCA (partie A) ;
- Illustrer ces méthodes sur un cas concret, correspondant à l'ACV de batteries bénéficiant d'une seconde vie (partie B) ;
- Faire une revue bibliographique des ACV de batteries existantes (selon l'application, mobile, stationnaire, etc.) en identifiant les paramètres-clés à prendre en considération, en vue d'alimenter l'ACV de batteries et une future méta-analyse (partie C).

1.3. Contenu du document

Ce rapport présente le résultat du travail effectué dans chacune des trois parties du projet.

❖ **Pour la partie A:**

- Un glossaire sur les notions et la signification des différents termes qui sont utilisés dans le cadre de l'étude ;
- Un guide méthodologique, lequel est constitué par :
 - Un arbre de décision ayant vocation à orienter le praticien ACV dans la réalisation d'une étude incluant du réemploi ou de la réutilisation, selon l'objectif et/ou les contraintes de son contexte d'application
 - Des paragraphes explicatifs de chacun des items de l'arbre ;
 - Des recommandations complémentaires et une discussion sur les limites actuelles liées à cette problématique
- Un récapitulatif du travail de revue bibliographique méthodologique ayant servi à constituer un état de l'art des pratiques actuelles, et ayant permis la sélection de cinq publications pour lesquelles une analyse plus poussée a été menée.
- Les fiches méthodologiques des cinq publications sélectionnées en accord avec SCORELCA :
 - Zink T., Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment ;
 - Ahmadi, L., A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems ;
 - Lu B., The environmental impact of technology innovation on WEEE management by multi-life cycle assessment ;
 - Pertl A., Life cycle assessment aspects of reuse products ;
 - Richa K., Environmental Trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles.

❖ **Pour la partie B:**

- Une première partie de revue bibliographique des ACV de batteries dans la littérature, comprenant :
 - Une synthèse de l'état de l'art identifiant les principaux paramètres critiques et mettant en regard les valeurs retenues dans différentes publications sur ces paramètres
 - Une analyse détaillée d'une dizaine de publications, retenues en raison de leur intérêt par rapport à l'étude en cours.
- Une seconde partie consistant en l'application des recommandations faites dans la partie A de l'étude à travers l'ACV d'une batterie NMC 811 ayant des vies multiples ;
- Une troisième partie portant sur les méthodologies d'estimation des stocks de matériaux tels qu'appliqués dans les travaux de la Commission Européenne sur les matériaux critiques (CRM), incluant notamment :
 - Des recommandations en vue d'une intégration dans de futurs travaux SCORELCA et de futures synergies avec les méthodologies d'ACV.
 - Un tableur MS Excel de calcul indiquant à titre illustratif comment de tels calculs peuvent être menés, sur l'exemple des matériaux critiques contenus dans les batteries NMC 811 (fourni en complément de ce rapport).

❖ **Pour la partie C:**

- Un guide de lecture permettant de faciliter l'appropriation de la base de données de méta-analyse d'ACV de batteries, en complément de ladite base de données fournie en complément de ce rapport à SCORELCA (sous forme d'un tableur MS Excel).

2 Partie A : Méthodologie

2.1. Objectifs de la partie A

Ce chapitre du rapport rend compte des travaux menés dans la partie A, dont les objectifs opérationnels sont les suivants :

- Recenser de façon exhaustive les publications d'ACV traitant les problématiques liées à la gestion de plusieurs cycles de vie successifs ;
- Identifier des exemples autres que celui typique des batteries afin de distinguer les différentes configurations possibles ;
- Réaliser une analyse détaillée des quatre à cinq publications les plus pertinentes pour en dégager les points méthodologiques les plus judicieux selon les cas de figure.
- Synthétiser ces enseignements au travers d'un guide méthodologique pour appropriation des enjeux associés par les membres de SCORELCA.

2.2. Glossaire

L'expérience récente sur les projets d'économie circulaire montre que la terminologie varie d'un projet à un autre ou d'un acteur à un autre et n'est pas encore stabilisée. L'ADEME le constatait dans la fiche technique « Économie circulaire : notions⁶ » : « il n'existe pas actuellement de définition « normalisée » ni même stabilisée du concept d'économie circulaire ». Ce constat est toujours d'actualité. Dans ce contexte, il est donc nécessaire d'être bien au clair sur les notions associées et de se mettre d'accord sur la signification des différents termes qui seront utilisés dans le cadre de l'étude. C'est pourquoi nous proposons en introduction du travail de la partie A une étape de définition des termes clés.

Ainsi, le glossaire suivant a pour but de fournir des définitions pour les différents termes utilisés lorsque l'on aborde les thématiques des cycles de vie multiples, de la réutilisation et du réemploi. Les définitions sont fournies ci-après en français. Dans la mesure du possible, ces définitions ont été reprises de sources faisant autorité en la matière (Directive Européenne, Code de l'Environnement, etc.). Lorsque c'était jugé pertinent, certaines de ces définitions – orientées consommateur - ont été légèrement modifiées afin de mieux correspondre au contexte d'application d'entreprises telles que les membres de SCORELCA. De plus, lorsqu'elle existe et est pertinente, l'équivalence avec les termes anglais correspondants est également fournie, afin d'explicitier les éventuels « faux-amis » et ambiguïtés de traduction entre les deux langues.

Enfin, plusieurs termes sont utilisés à de nombreuses reprises dans la suite de ce rapport sans avoir de définition clairement établie au sein de ce glossaire. C'est pourquoi les définitions suivantes sont prises, par convention, pour la suite :

- Cycle de vie et vies : le cycle de vie « total » d'un produit couvre la période allant de l'extraction des matières premières nécessaires à la fabrication initiale d'un bien ou service jusqu'à sa fin de vie « ultime » consistant en une élimination et/ou un recyclage des matières qui le composent. Ce qui est donc appelé cycle de vie dans la suite de ce rapport couvre les différentes vies d'un produit incluant potentiellement une ou plusieurs réutilisations/réemplois.
- Application ou usage : est relatif à la fonction et au service rendu d'un produit. Ces deux termes sont notamment utilisés dans la suite de ce rapport pour distinguer les cas où un produit assure une même fonction ou des fonctions différentes au gré de ses vies successives (exemple : batterie utilisée en application mobile puis fixe).

⁶ A. Geldron, ADEME, 2014. Economie circulaire : notions. Dernier accès le 3 décembre 2018 : <https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/fiche-technique-economie-circulaire-oct-2014.pdf>

Tableau 1 - Glossaire

Français	Définition	Equivalent anglais	Source (si définition "officielle")
Boucle matière	Tout système ou ensemble de systèmes dans lequel un ou plusieurs flux de matière en fin de vie sont traités et valorisés sans destruction de la matière (au sens : indisponible pour une utilisation future), afin d'obtenir des matières premières secondaires et de limiter l'utilisation ou la production de matière première vierge. Les flux ainsi valorisés peuvent être des matériaux (ex. l'acier), des composants (ex. pièce de moteur) ou des produits en fin de vie. Les boucles matière intègrent donc le recyclage, la réutilisation et le réemploi, mais également la valorisation des déchets agrosourcés.	Material loop	SCORELCA Économie circulaire
Déchet	Toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien meuble, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire. N.B. : Une telle définition implique que lorsqu'un produit n'est plus utilisé, il ne devient pas pour autant un déchet tant qu'il n'y a pas de volonté d'abandon de la part de son propriétaire (par ex. un smartphone plus utilisé mais stocké chez un particulier). Cela implique que de tels produits ne peuvent pas faire l'objet d'un traitement adapté aux déchets puisqu'ils ne font pas partie du « bon circuit ».	Waste	Article L541-1-1 du Code de l'environnement - Directive 2008/98/CE relative aux déchets
Durée de détention et Durée de détention totale	La durée de détention correspond au temps écoulé entre la date de prise de possession du produit par un utilisateur / d'entrée du produit dans le foyer (pas nécessairement neuf) et sa date de cession / sortie, quel qu'en soit son état (en fonctionnement ou non). Cela inclut les durées de stockage, avant la mise en service et après l'arrêt de la mise en service. Elle est propre à un utilisateur / foyer et inclut une possible réparation. La durée de détention totale est la somme des durées de détention. Elle correspond au laps de temps entre l'achat d'un produit neuf et son passage au statut de déchet, quel que soit l'état de l'appareil (en état de fonctionnement ou non). Elle inclut la possible réparation et le réemploi. La durée de détention totale est ainsi supérieure ou égale à la durée d'usage totale, en raison des éventuels stockages des appareils.	-	Étude sur la durée de vie des équipements électriques et électroniques, ADEME, 2012
Durée d'existence	La durée d'existence correspond au laps de temps entre la fin de fabrication du produit et son élimination, sa valorisation ou son recyclage. Elle diffère de la durée de détention totale en cela qu'elle inclut la réutilisation éventuelle d'un produit, après son passage au statut de déchet, ainsi que le laps de temps entre la fin de fabrication et l'achat neuf.	Lifetime	Étude sur la durée de vie des équipements électriques et électroniques, ADEME, 2012
Durée d'usage et Durée d'usage totale	La durée d'usage correspond au laps de temps pendant lequel le produit est utilisé, i.e. en état de marche et prêt à l'emploi, par un utilisateur donné. Elle est propre à un utilisateur/foyer. La durée d'usage totale est la somme des durées d'usage.	-	Étude sur la durée de vie des équipements électriques et électroniques, ADEME, 2012

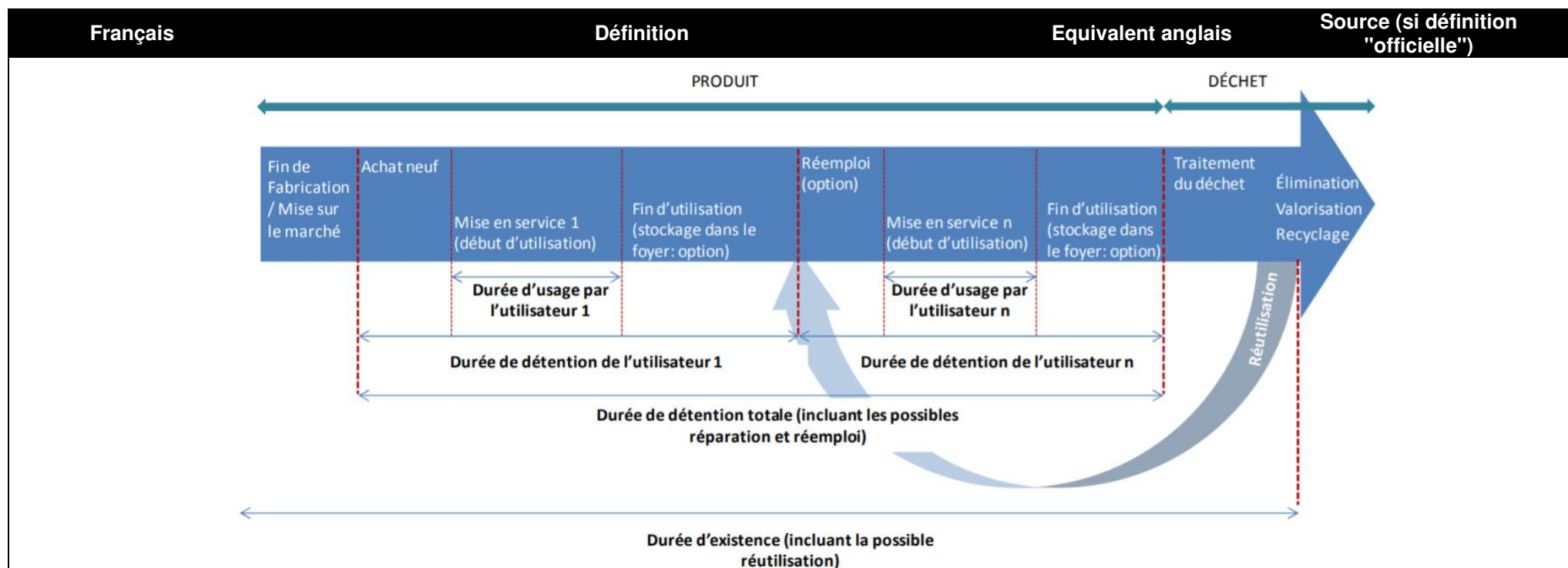


Figure 1: Représentation schématique des différentes durées de vie⁷

Economie circulaire	Economie dans laquelle la valeur des produits, des matières et des ressources est maintenue dans l'économie aussi longtemps que possible et la production de déchets est réduite au minimum.	Circular economy	Plan d'action en faveur de l'économie circulaire, COM(2015) 614
Economie collaborative	L'économie collaborative est une économie de pair à pair. Elle repose sur le partage ou l'échange entre particuliers de biens (voiture, logement, parking, perceuse, etc.), de services (covoiturage, bricolage, etc.), ou de connaissances (cours d'informatique, communautés d'apprentissage, etc.), avec échange monétaire (vente, location, prestation de service) ou sans échange monétaire (dons, troc, volontariat), par l'intermédiaire d'une plateforme numérique de mise en relation.	Sharing economy	www.vie-publique.fr

⁷ Étude sur la durée de vie des équipements électriques et électroniques, ADEME, 2012

Français	Définition	Equivalent anglais	Source (si définition "officielle")
Economie de la fonctionnalité	L'économie de fonctionnalité consiste en la substitution de la vente d'un produit par la vente de l'usage. La valeur d'un produit pour le consommateur réside dans la fonction, donc les bénéfices qu'il retire de son utilisation en réponse à son besoin, et non dans la possession du produit en question. Par exemple, dans une économie de fonctionnalité, les consommateurs achètent – dans une certaine durée - de la mobilité plutôt qu'un véhicule, une climatisation constante à 18 degrés plutôt que du gaz ou de l'électricité, un service de nettoyage régulier plutôt qu'un lave-linge, etc. Dans une telle optique, la valeur économique du produit ne repose plus sur sa valeur d'échange, mais bien sur sa valeur d'usage.	Functional economy	Avis d'initiative adopté le 15/12/2016 au Comité économique et social européen
Fiabilité	Probabilité pour qu'une pièce primaire, un dispositif ou un équipement complet soit utilisé sans défaillance pendant une période de temps déterminée, dans des conditions opérationnelles spécifiées.	Reliability	-
Fin du statut de déchet	Certains déchets cessent d'être des déchets au sens de [la définition du terme "déchets"], lorsqu'ils ont subi une opération de valorisation ou de recyclage et répondent à des critères spécifiques à définir dans le respect des conditions suivantes: a) la substance ou l'objet est couramment utilisé à des fins spécifiques; b) il existe un marché ou une demande pour une telle substance ou un tel objet; c) la substance ou l'objet remplit les exigences techniques aux fins spécifiques et respecte la législation et les normes applicables aux produits; et d) l'utilisation de la substance ou de l'objet n'aura pas d'effets globaux nocifs pour l'environnement ou la santé humaine.	End-of-waste status	Directive n° 2008/98/CE du 19/11/08
Préparation en vue de la réutilisation	Toute opération de contrôle, de nettoyage ou de réparation en vue de la valorisation par laquelle des substances, matières ou produits qui sont devenus des déchets sont préparés de manière à être réutilisés sans autre opération de prétraitement.	Preparation for reuse ⁹	Article L541-1-1 du Code de l'environnement - Directive 2008/98/CE relative aux déchets - révisée
Préparation en vue du réemploi	Les opérations de contrôle, de nettoyage ou de réparation en vue de la valorisation par lesquelles des déchets, des produits ou des composants de produits qui ont été collectés par un organisme de préparation en vue du réemploi ou un système de consigne agréé sont préparés de manière à pouvoir être réutilisés sans autre opération de prétraitement. ⁸	Preparation for reuse ⁹	Directive 2008/98/CE relative aux déchets - révision 2015 paquet économie circulaire
Reconditionnement	Remise en état d'un équipement pouvant nécessiter une activité de réparation particulière	Refurbishment	-
Récupération	Récupération d'un nombre limité de pièces sur des produits usagés	-	SCORELCA Économie circulaire

⁸ Techniquement, préparation en vue de la réutilisation ou du réemploi sont identiques, leur différence réside dans le contexte dans lequel elles sont réalisées.

⁹ Il n'existe pas en anglais de termes spécifiques pour la réutilisation et le réemploi

Français	Définition	Equivalent anglais	Source (si définition "officielle")
Recyclage	Toute opération de valorisation par laquelle les déchets, y compris organiques, sont retraités en substances, matières ou produits aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins. Les opérations de valorisation énergétique des déchets, celles relatives à la conversion des déchets en combustibles et les opérations de remblaiement ne peuvent pas être qualifiées d'opérations de recyclage.	Recycling	Directive n° 2008/98/CE du 19/11/08
Réemploi	Toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui ne sont pas des déchets sont utilisés de nouveau <u>pour un usage identique</u> à celui pour lequel ils avaient été conçus. À noter que les installations qui pratiquent le réemploi ne sont pas des installations classées ICPE au titre des déchets.	Reuse ⁹	Article L541-1-1 du Code de l'environnement - Directive 2008/98/CE relative aux déchets
Refabrication (éventuellement réusinage)	Remise en état d'un produit usagé à un niveau de qualité identique à celui d'un produit neuf	Remanufacturing	L'économie circulaire, Remy Le Moigne, 2014
Réutilisation	Toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui sont devenus des déchets sont utilisés de nouveau. NB : ils peuvent être utilisés de nouveau dans la même application qu'initialement ou dans une application différente.	Reuse ⁹	Article L541-1-1 du Code de l'environnement - Directive 2008/98/CE relative aux déchets
Réutilisation pour une fonction différente - Reconversion	Réutilisation impliquant une utilisation différente du produit réutilisé par rapport au produit initial	Repurposing	-
Sous-produit	Une substance ou un objet issu d'un processus de production dont le but premier n'est pas la production dudit bien ne peut être considéré comme un sous-produit et non comme un déchet au sens de la définition du terme "déchets" que si les conditions suivantes sont remplies: a) l'utilisation ultérieure de la substance ou de l'objet est certaine; b) la substance ou l'objet peut être utilisé directement sans traitement supplémentaire autre que les pratiques industrielles courantes; c) la substance ou l'objet est produit en faisant partie intégrante d'un processus de production; et d) l'utilisation ultérieure est légale, c'est-à-dire que la substance ou l'objet répond à toutes les prescriptions pertinentes relatives au produit, à l'environnement et à la protection de la santé prévues pour l'utilisation spécifique et n'aura pas d'incidences globales nocives pour l'environnement ou la santé humaine	By-product	Directive n° 2008/98/CE du 19/11/08
Traitement	Toute opération de valorisation ou d'élimination, y compris la préparation qui précède la valorisation ou l'élimination	Treatment	Directive n°2008/98/CE du 19/11/08
Valorisation	Toute opération dont le résultat principal est que des déchets servent à des fins utiles en remplaçant d'autres matières qui auraient été utilisées à une fin particulière, ou que des déchets soient préparés pour être utilisés à cette fin, dans l'usine ou dans l'ensemble de l'économie.	Recovery	Directive n° 2008/98/CE du 19/11/08

Français	Définition	Equivalent anglais	Source (si définition "officielle")
	NB : On pourrait faire la distinction entre valorisation matière et « valorisation produit », laquelle couvrant réemploi et réutilisation.		
Valorisation énergétique	Destinée aux déchets qui ne peuvent être recyclés ou valorisés sous forme de matière, la valorisation énergétique consiste à récupérer et valoriser l'énergie produite lors du traitement des déchets par combustion ou méthanisation. L'énergie produite est utilisée sous forme de chaleur ou d'électricité. La valorisation énergétique peut être directe : le déchet est brûlé dans une installation dédiée, construite et opérée selon des critères définis afin de minimiser les impacts environnementaux et sanitaires. C'est le mode le plus utilisé actuellement pour les déchets municipaux. Elle peut aussi être différée - pour les déchets industriels de préférence - soit par la production d'un combustible solide de récupération, soit par la production d'un gaz ou d'un coke dans des procédés de gazéification ou de pyrolyse.	Energy recovery	ADEME
Valorisation matière	Principes de la valorisation matière La valorisation matière se définit par l'utilisation de déchets en substitution à d'autres matières ou substances. Néanmoins, la valorisation matière exclut toute forme de valorisation énergétique. On distingue trois opérations principales de valorisation matière : • Le recyclage, permettant de retraiter les déchets dans le cadre de leurs fonction initiale ou à d'autres fins ; • La fabrication de combustibles solides de récupération, préparés à partir de déchets non dangereux destinés à être ensuite valorisés énergétiquement dans des installations d'incinération ou de co-incinération ; • Le remblaiement de carrières, réalisé avec apport de matériaux extérieurs (déblais de terrassement, matériaux de démolition...) nécessitant un tri préalable de ces matériaux afin de garantir l'utilisation des seuls matériaux inertes.	Material recovery	ADEME
Valorisation produit	Par opposition à la valorisation matière, valorisation se définissant par l'utilisation de produits ou déchets en substitution à d'autres produits ou services. Ceci inclut le réemploi et la réutilisation	Product recovery	Définition ad hoc.

Français	Définition	Equivalent anglais	Source (si définition "officielle")
	Figure 2 – Schéma explicatif des relations entre valorisations(s)		
Processus de recyclage final	Opération de recyclage qui commence lorsqu'aucune autre opération de tri mécanique n'est plus nécessaire et que les déchets entrent dans un processus de production et sont effectivement retransformés en produits, matières ou substances.	Final recycling process	Directive n° 2008/98/CE du 19/11/08 révisée paquet économie circulaire

2.3. Guide méthodologique et recommandations

L'objet de cette section est d'accompagner le praticien ACV dans la réalisation d'évaluations environnementales ou d'ACV incluant la considération de secondes vies et/ou d'applications multiples d'un produit (bien ou service). Elle est structurée en trois temps :

1. Un arbre de décision permettant de suivre le cheminement usuel relatif à l'intégration de la seconde vie dans l'élaboration de l'ACV ;
2. Une section explicative reprenant et explicitant chacun des différents points de l'arbre de décision ;
3. Une dernière section relative aux limites des méthodes actuelles et recommandations sur des points complémentaires à investiguer dans des travaux ultérieurs, tels que l'étude « Boucles matière, boucles produit et ACV » prochainement lancée par SCORELCA au moment de la rédaction de ce rapport.

La revue bibliographique méthodologique ainsi que les fiches méthodes décrites dans les chapitres qui suivent ont servi de base pour l'élaboration de ces éléments méthodologiques. En particulier, les fiches méthodes servent à la fois de support méthodologique et d'illustration des différents points développés ci-après.

2.3.1 Arbre de décision

L'arbre de décision pour la prise en compte de vies multiples en ACV est présenté en page suivante. La légende associée à cette figure est présentée ici :

- Chaque item est numéroté et correspond à un paragraphe détaillé en section 2.3.2 ;
- En termes de forme des blocs :
 - Les blocs à fond blanc en forme de rectangle sans bords repliés sont des blocs « information », c'est-à-dire des blocs qui guident le praticien dans sa prise de décision ;
 - Les blocs en forme de rectangle avec les bords repliés sont des blocs « question » desquels deux possibilités ou plus découlent ;
- Les différents items sont regroupés par rectangles colorés qui correspondent aux sous-sections suivantes de ce chapitre.

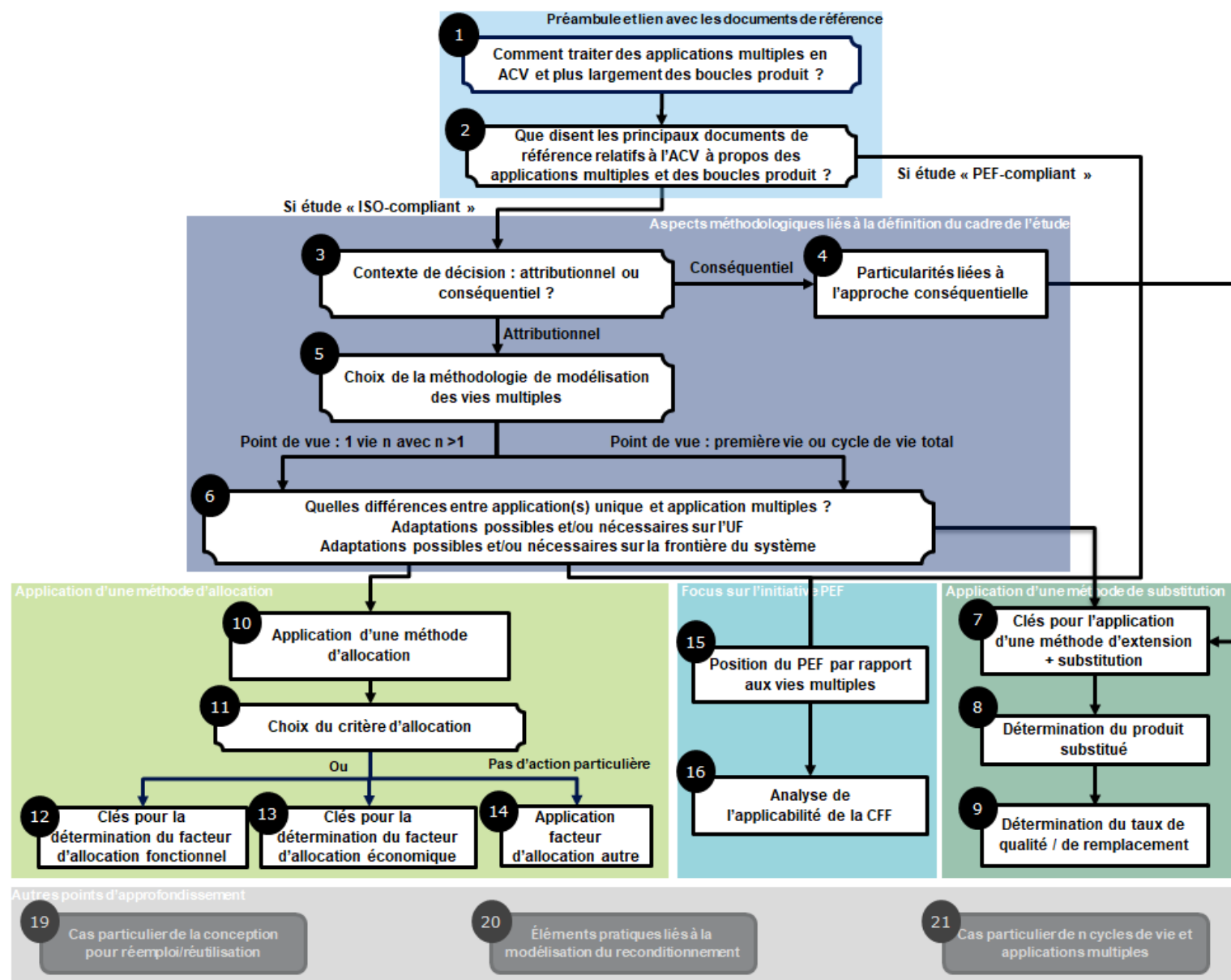


Figure 3 - Arbre de décision pour la prise en compte de vies multiples en ACV

Pour faciliter la lecture de ces différentes recommandations, l'index suivant est fourni ci-après.

Tableau 2 : Index des cinq sections issues de l'arbre de décision

Section	Accès
Préambule et lien avec les documents de référence	Section 2.3.2.1 page 17 / 215
Aspects méthodologiques liés à la définition et du cadre de l'étude	Section 2.3.2.2 page 21 / 215
Application d'une méthode de substitution	Section 2.3.2.3 page 25 / 215
Application d'une méthode d'allocation	Section 2.3.2.4 page 28 / 215
Focus sur l'initiative PEF	Section 2.3.2.5 page 34 / 215
Autres questions d'approfondissement	Section 2.3.2.6 page 36 / 215

2.3.2 Recommandations

2.3.2.1 Préambule et lien avec les documents de référence

❖ #1 Comment traiter des applications multiples en ACV et plus largement des boucles produit ?

De manière spontanée, on pourrait commencer par faire une distinction entre applications identiques ou multiples.

Cas d'usages similaires entre les vies d'un même produit ou service

Ce cas apparaît comme étant a priori le plus simple. Plusieurs exemples sont développés ci-après.

Du point de vue de l'ACV, si l'usage de seconde vie est le même qu'en première vie, alors le cycle de vie total reste inchangé et il est possible de considérer que l'unité fonctionnelle et le périmètre sont étendus (cela peut toutefois être questionné si le produit change de propriétaire, auquel cas une allocation est parfois nécessaire). C'est le cas par exemple des « box internet » chez Orange, re-manufacturées et réutilisées plusieurs fois, de façon transparente pour les clients.

De façon similaire, on peut aussi mentionner diverses études menées par la Commission Européenne sur les gains (notamment environnementaux) d'une meilleure réparabilité des produits, les *implementing measures* liés à la Directive Écoconception 2009/125/EC par catégorie de produits, etc. L'évaluation menée correspond alors à une approche globale, portant sur le « marché » : sont intégrés dans l'unité fonctionnelle l'ensemble des produits considérés (par exemple des lave-vaisselles), et ce sur l'ensemble de leur(s) cycle(s) de vie. Dans ce cas, une allocation des impacts entre les différents cycles de vie n'est pas nécessaire.

Dernier exemple, dans le cadre de l'étude ADEME sur la consommation collaborative¹⁰ incluant des initiatives de réemploi, les unités fonctionnelles choisies pour les ACV étaient centrées sur l'usage, par exemple : *utiliser une machine à laver pour un cycle, une tablette pour une journée, porter un jean un jour*. Dans ce cas de figure avec des vies multiples, le bénéfice environnemental associé au réemploi consistait simplement en un meilleur amortissement des impacts des phases production, reconditionnement et fin de vie. In fine, calculer les bénéfices de la situation avec réemploi par rapport au cas de référence revenait dans ce cas de figure à l'application d'une méthode d'allocation fondée sur la durée de vie totale dans le scénario conventionnel ou respectivement collaboratif.

De ces exemples, il apparaît donc qu'il y a plusieurs façons de résoudre les problèmes liés à l'extension de la durée de vie d'un produit ou service sur un usage similaire : soit par simple allongement de la durée de vie, soit par allocation entre deux usages successifs – qui se ramène au cas précédent si l'allocation est simplement fondée sur la durée d'utilisation.

¹⁰ Voir : <http://www.etudeconsocollab2016.ademe.fr/>

Cas d'usages différents entre les vies d'un même produit ou service

Si la seconde vie concerne un produit et/ou un usage différent(s), par exemple pour une batterie de voiture qui serait utilisée en usage stationnaire dans sa seconde vie, **alors on peut estimer que la modélisation se rapproche conceptuellement de celle d'un procédé multifonctionnel**. A partir de ressources et d'un procédé donné, plusieurs fonctions sont assurées, la différence avec les cas de multifonctionnalité classiques bien connus en ACV étant que pour un produit à vies multiples cela se passe successivement dans le temps, et non simultanément. **Par ailleurs, on peut en vérité généraliser ce parallèle aussi bien pour des applications multiples que pour des applications identiques.**

On est alors ramené à un problème connu, dont les solutions varient de l'allocation - physique, économique... - à l'extension des frontières du système - ou impacts évités par la non-production du produit substitué dans ce second usage.

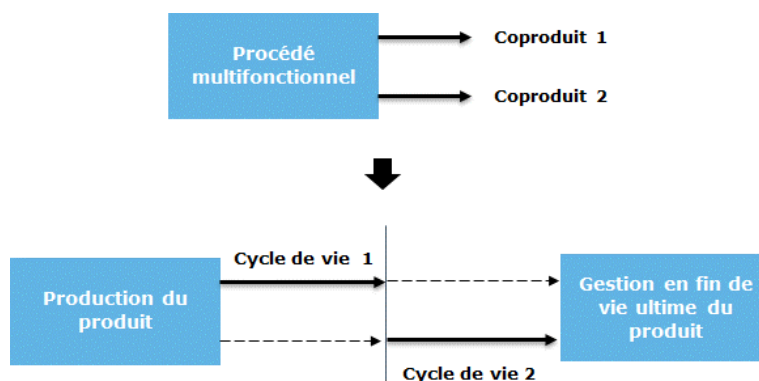


Figure 4 : Illustration du parallèle entre coproduits et multi-cycle de vie

A vrai dire, si l'on revient au cas précédent d'usages similaires entre différentes vies d'un même produit, on constate que les différents raisonnements correspondent à la même problématique. **Le parallèle avec la multifonctionnalité peut donc être établi de la même façon entre applications identiques et multiples.**

La spécificité de la problématique des vies multiples, par rapport à celle des coproduits, est que l'on ne connaît pas toujours a priori l'état du produit à l'issue de sa première vie, ni à l'issue de sa n-ième vie, ni le nombre de vies successives - ni la performance du produit dans sa n-ième vie. Les étapes de réparation ou de reconditionnement entre deux vies successives sont également complexes à évaluer.

L'objectif des éléments suivants est ainsi de clarifier les différents aspects à prendre en compte lorsqu'un praticien cherche à modéliser des vies et/ou des applications multiples d'un même produit.

❖ #2 Que disent les principaux documents de référence relatifs à l'ACV à propos des applications multiples et des boucles produit ?

Une fois le parallèle fait entre vies multiples et multifonctionnalité, il est important de regarder ce que disent les textes normatifs et de référence sur le traitement en ACV des vies multiples, du réemploi et de la réutilisation. Cette section n'a pas vocation à analyser tous les documents normatifs existants mais se focalise sur les textes de référence jugés les plus importants dans un contexte européen.

Normes ISO 14040 et 14044

Les règles d'affectation entre coproduits sont définies par l'ISO 14044, section 4.3.4.2 :

- **Subdivision du système** en autant de processus que de coproduits/« co-fonctions » : ce cas de figure n'est pas approfondi dans la suite de ce rapport. En effet les processus de réemploi et de réutilisation sont par nature difficiles à découper. Cela est confirmé par la revue bibliographique via laquelle aucun cas n'a pu être subdivisé, les méthodes ci-dessous étant appliquées. Par ailleurs, les problématiques d'application de la subdivision ne sont pas spécifiques au réemploi et à la réutilisation.
- **Extension des frontières du système** pour y inclure la ou les secondes fonctions et **substitution** des impacts associés au coproduit évité « isolé ».

- Allocation des impacts entre les coproduits ou fonctions : de préférence selon un critère qui reflète les relations physiques sous-jacentes existants entre eux ; sinon selon d'autres relations mutuelles telles que la valeur économique des coproduits ou « co-fonctions ».

Ceci correspond à la **hiérarchie des modes de traitement de la multifonctionnalité**.

Par ailleurs, la suite de la norme ISO 14044 fait le parallèle entre réutilisation, recyclage et traitement de la multifonctionnalité, ce qui rejoint le parallèle fait à l'item #1 :

Extrait NF EN ISO 14044:2006 – section 4.3.4.3 Règles d'affectation pour la réutilisation et le recyclage.

« 4.3.4.3.1 Les principes et règles d'affectation en 4.3.4.1 et 4.3.4.2 sont également valables pour les cas de réutilisation et de recyclage.

4.3.4.3.2 Cependant, dans ces situations une élaboration plus étendue est nécessaire pour les raisons suivantes :

- la réutilisation et le recyclage (ainsi que le compostage, la récupération d'énergie ou d'autres processus assimilables à la réutilisation ou au recyclage) peuvent impliquer que les intrants et les extrants associés aux processus élémentaires d'extraction et de traitement des matières premières et de l'élimination finale des produits soient partagés entre plusieurs systèmes de produits ;
- la réutilisation et le recyclage peuvent modifier les caractéristiques propres aux matières lors de l'utilisation ultérieure ;
- il convient de prêter une attention toute particulière à la définition de la frontière du système en ce qui concerne les processus de récupération.

4.3.4.3.3 Plusieurs règles d'affectation sont valables pour la réutilisation et le recyclage. [...]

- a) Une règle d'affectation en circuit fermé s'applique aux systèmes de produits en circuit fermé. Elle s'applique également aux systèmes de produits en circuit ouvert, dans lesquels aucune modification n'intervient dans les propriétés inhérentes de la matière recyclée. Dans ces situations, le recours à l'affectation est évité dans la mesure où l'utilisation de matières secondaires remplace l'utilisation de matières vierges (primaires). Toutefois, la première utilisation de matières vierges dans des systèmes de produits en circuit ouvert peut suivre une règle d'affectation en circuit ouvert décrite en b).
- b) Une règle d'affectation en circuit ouvert s'applique à des systèmes de produits en circuit ouvert dans lesquels les matières sont recyclées dans d'autres systèmes de produits et où la matière subit une modification de ses propriétés inhérentes. »

Cependant, on peut supposer à cette lecture que ceci s'applique surtout au recyclage et aux boucles matière :

- le terme réutilisation semble couvrir à la fois réemploi et réutilisation, le vocabulaire lié à la seconde vie n'étant pas encore formalisé en 2006¹¹ ;
- les propriétés inhérentes des matériaux doivent être prises en considération – ceci est pertinent mais le vocabulaire choisi s'applique surtout aux boucles matières ;
- Enfin, mention est faite de boucles ouvertes ou fermées, ce qui est plus propre à une approche de boucle matière que boucle produit.

Il n'y a pas d'autre mention de la réutilisation dans le reste du document.

ILCD Handbook

L'ILCD Handbook analyse de façon plus détaillée le cas du réemploi et de la réutilisation. La hiérarchie des modes de traitement de la multifonctionnalité est de façon logique, alignée sur les normes ISO 14040 et 14044.

¹¹ Ou alors, cela pourrait être dû à une traduction de *reuse* en anglais qui regroupe réemploi et réutilisation.

Le parallèle entre multifonctionnalité et valorisation de fin de vie (valorisation énergétique, matière ou produit) est plus formalisé et fait l'objet de l'annexe 14 du document.

On notera toutefois un point qui n'est pas développé par l'ISO : la position du document par rapport aux formules de fin de vie de type substitution et allocation¹². Ceci concerne par exemple des formules de fin de vie comme la Circular Footprint Formula ou la formule de fin de vie des Principes Généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation¹³. Ces formules ne s'inscrivent pas dans la hiérarchie des modes de traitement de la multifonctionnalité ISO, mais comme des méthodes visant à fournir des incitations à générer et/ou utiliser de la matière secondaire¹⁴. Ce point est plus développé en section 2.3.2.5. Par souci de concision, ces éléments ne sont pas plus développés ici. Ils sont d'ailleurs principalement illustrés pour le cas du recyclage.

PEFCR Guidance

L'item #15 présente le cas du référentiel PEF, et notamment ce qui est dit dans la PEFCR Guidance. Là aussi, la hiérarchie des modes de traitement de la multifonctionnalité est alignée avec les documents précédents qui supervisent le référentiel PEF. Un focus plus détaillé est effectué en section 2.3.2.5.

EN 15804

La norme EN 15804 pour les produits de construction de 2012 a vocation à être révisée à court/moyen-terme pour s'aligner en partie sur le référentiel PEF et respecte de façon générale la hiérarchie des modes de traitement de la multifonctionnalité. On peut toutefois noter deux spécificités :

- Cas du module D : Si un produit de construction était réutilisé ou employé, cela serait inclus dans le module D « Bénéfices et charges au-delà des frontières du système ». A noter que si le module D était adjoint au total du cycle de vie, cette méthode consisterait en une extension des frontières du système + substitution.
- Dans les cas où une allocation est appliquée, le critère d'allocation doit respecter l'objectif principal des processus étudiés, en affectant tous les produits et fonctions pertinents de manière appropriée (soit sur les propriétés physiques si la différence de revenus entre deux coproduits est faible, soit sur des valeurs économiques dans le cas contraire) :

La norme précise que lorsque la différence de revenus générés par les coproduits n'est pas faible, l'allocation doit être fondée sur un critère économique. Ce raisonnement est fondé sur le fait que, pour des coproduits de valeur distincte, c'est le coproduit de plus haute valeur qui guide le plus le système étudié, ce qui nécessite de lui attribuer plus d'impacts qu'à l'autre coproduit considéré comme « secondaire ».

Appliquer cette règle au réemploi ou à la réutilisation serait lourd de sens : cela conduirait dans une majorité des cas à appliquer une allocation économique plutôt que physique¹⁵. À notre connaissance, cette règle n'est pas reprise dans un autre référentiel, et il n'est d'ailleurs pas certain qu'elle soit conservée dans la révision de la norme.

Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation

En conformité avec les normes ISO, la hiérarchie des modes de traitement de la multifonctionnalité est respectée à travers ce document. On remarquera cela dit que ce référentiel a pour particularité de ne pas mentionner explicitement les problématiques de réemploi et de réutilisation. Nous supposons que c'est parce que ces problématiques n'ont pas encore eu vocation à être spécifiquement abordées. Ceci n'est pas plus développé ici. On pourra néanmoins se référer à l'item #15 sur le PEF, lequel regroupe des observations également valables pour le référentiel français.

Conclusions

L'interprétation des normes ISO permet de conclure que les règles pour la prise en compte du réemploi ou de la réutilisation doivent suivre la hiérarchie des modes de traitement de la multifonctionnalité, tout comme le

¹² Se référer à la fiche n°4 de •RECORD, 2010. Mode De Prise En Compte De La Fin De Vie Lors De La Réalisation D'analyses De Cycle De Vie (ACV) « Produits » - État De L'art

¹³ Non développé ici, se référer à ADEME, 2016. Principes Généraux pour l'Affichage Environnemental des Produits de grande consommation ».

¹⁴ Se référer à la section 14.1 et au paragraphe « Dispute over the correct way how to model recycling. »

¹⁵ Le raisonnement s'arrête cependant ici en lien avec la norme EN 15804, dans la mesure où celle-ci cadre la modélisation de la seconde vie (réemploi, réutilisation ou toute valorisation) au travers du module D qui correspond à une approche de substitution comme évoqué ci-dessus.

recyclage. Cependant, si cette hiérarchie est alignée, certains référentiels adoptent en parallèle une méthode d'allocation-substitution (PEF, référentiel pour l'affichage des produits de consommation en France).

Pour approfondir :

- NF EN ISO 14044:2006 Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices

Se référer à la section 4.3.4.3 Règles d'affectation pour la réutilisation et le recyclage.

- European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010

Se référer à l'annexe 14 qui aborde la modélisation du recyclage, du réemploi/réutilisation et de la récupération d'énergie, et en particulier à l'exemple de la table en métal réemployée en section 14.5.2

- NF EN 15804+A1 Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Déclarations environnementales sur les produits - Règles régissant les catégories de produits de construction

Se référer aux sections présentant la modélisation des bénéfices et charges au-delà des frontières du système et l'affectation entre coproduits.

2.3.2.2 Aspects méthodologiques liés à la définition et du cadre de l'étude

Cette section a pour vocation d'aborder les différentes questions à se poser dans le cadre de la première étape d'une ACV telle que définie par l'ISO 14040, c'est-à-dire la définition du cadre de l'étude, de son périmètre et de ses objectifs.

❖ #3 Contexte de décision : attributionnel ou conséquentiel ?

Le choix ou l'identification du contexte de décision d'une ACV est l'une des questions cadrant fortement la manière dont on va modéliser le système étudié. Il n'y a pas de spécificité à ce propos pour des études d'ACV relatives à du réemploi ou de la réutilisation. Pour rappel, L'ILCD propose de cadrer le choix de l'approche (attributionnelle ou conséquentielle) en fonction de la « situation » de l'étude (A, B ou C), déterminée par 1/ l'échelle de la décision et 2/ l'objectif de l'étude. On propose ici de reprendre cette distinction et de la « revisiter » dans un contexte d'étude du réemploi ou de la réutilisation de produits :

- Situation A : Support à la décision au niveau microscopique : la question définie par l'étude demeure dans le cas du réemploi ou de la réutilisation liée à un produit spécifique. Dans le cas de la réutilisation d'une batterie mobile en application fixe par exemple, on ne considère dans ce contexte aucun changement de dynamique du marché des batteries à application mobile ou fixe¹⁶. En pratique, on se place notamment dans ce contexte pour des démarches d'écoconception à l'échelle d'une entreprise. **On adopte alors une modélisation attributionnelle.**
- Situation B : Support à la décision au niveau méso/macrosopique : la question définie par l'étude se doit de considérer des conséquences structurelles de type effets indirects sur les marchés. Dans l'exemple mentionné ci-dessus sur les batteries à application mobile puis fixe, l'étude se devrait d'intégrer les conséquences environnementales liées à l'augmentation de la demande pour des batteries à application fixe et/ou mobile (essor d'une chimie particulière par exemple, conséquences sur le mix énergétique, etc.). On choisit notamment de se placer dans ce contexte pour des études stratégiques sur des procédés industriels ou technologies déployés ou amenés à être déployés à large

¹⁶ Ou en d'autres termes, on ne considère que les flux physiquement liés aux différentes étapes du cycle de vie du produit – sans considération d'effets indirects du marché.

échelle, ou des études d'aide à la décision dans le domaine des politiques publiques. **On adopte dans ce cas une modélisation conséquentielle.**

- Situation C : Contexte de comptabilité environnementale : sans objet dans le cas présent.

Dans le cadre de la revue bibliographique conduite pour ce projet, aucune publication adoptant une approche conséquentielle n'a pu être recensée¹⁷. Nous pensons que cela est dû à la difficulté d'identifier des données de marché relatives aux problématiques de réemploi et/ou de réutilisation¹⁸. Cela est particulièrement dommageable dans la mesure où ces problématiques s'insèrent dans le contexte de l'économie circulaire, qui vise justement à restructurer les modes de production et de consommation à une échelle la plus large possible.

Tenant compte de la plus grande application de l'approche attributionnelle dans les études d'ACV en général et de l'utilisation minoritaire de l'approche conséquentielle pour l'étude du réemploi ou de la réutilisation en particulier, la suite du guide et cette section du rapport sont avant tout pensées pour des ACV attributionnelles.

Cependant, l'item suivant développe les spécificités liées à une étude nécessitant une modélisation conséquentielle. Des points spécifiques sont précisés dans la suite de ces recommandations méthodologiques pour le contexte conséquentiel.

❖ #4 Particularités liées à l'approche conséquentielle

Malgré le manque d'applications à ce jour d'ACV conséquentielles sur le réemploi ou la réutilisation, plusieurs observations peuvent être faites, selon que l'on raisonne à partir du choix du contexte de décision ou du point de vue du praticien ACV.

- D'une part, un contexte de décision méso- ou macroscopique implique de prendre en compte les changements structurels indirects à l'échelle de marchés. La façon dont cela se traite en ACV conséquentielle se rapproche d'une approche d'extension des frontières du système et substitution, afin de définir les activités affectées par la décision, et de modéliser le mix de technologies marginales intervenant dans le système considéré.
- D'autre part, en anticipation de ce qui est mentionné dans l'item #5, l'allocation est recommandée à partir du moment où l'on s'intéresse aux impacts d'une vie n en particulier avec un nombre N de cycles de vies pour le produit ou service donné et $n > 1$. Ce type de point de vue et de formulation des objectifs de l'étude ACV est fondamentalement lié à une approche attributionnelle : on cherche à isoler les impacts d'une vie donnée (c'est-à-dire un coproduit) parmi l'ensemble des cycles de vie existant pour le système (processus multifonctionnel) considéré.

Prenant ces éléments en considération, une ACV conséquentielle incluant une problématique de réemploi ou de réutilisation privilégiera une méthode d'extension des frontières du système et de substitution pour la modélisation des vies multiples.

Dernière chose, la distinction à bien avoir en tête dans le cadre d'une application d'une méthode de substitution en ACV attributionnelle ou conséquentielle tient au mix de technologies qui est substitué :

- En ACV conséquentielle, on considèrera un mix de technologies marginales ;
- En ACV attributionnelle, on considèrera un mix de technologies moyen.

On pourrait toutefois arguer qu'avec une échelle de décision nécessitant selon l'ILCD une modélisation attributionnelle, modéliser des impacts évités par rapport à un mix moyen est une approximation du mix « réellement » substitué : le mix marginal¹⁹. Ainsi, un corolaire serait que plus on cherchera à modéliser finement une extension des frontières du système avec substitution, plus on augmentera l'échelle de décision de l'étude.

¹⁷ Voir <https://consequential-lca.org/>.

¹⁸ Par ailleurs, l'utilisation de l'ACV en complément de modèles prospectifs est à notre connaissance encore relativement rare. Voir http://projet.ifpen.fr/Projet/upload/docs/application/pdf/2015-10/scelectra_report.pdf (consulté le 20 mars 2019)

¹⁹ Le mix moyen correspond à la combinaison pondérée des activités permettant de réaliser la fonction étudiée, mais dans une optique de réemploi ou réutilisation, il est probable qu'un bien réemployé / réutilisé ne se substitue en réalité qu'à une partie des activités permettant de remplir cette fonction.

Pour approfondir :

- Site internet <https://consequential-lca.org/> (dernier accès le 25 octobre 2018)

Présente des exemples d'ACV conséquentielles appliquées à des problématiques de fin de vie, mais selon une vision matériaux plutôt que produits jusqu'à présent.

- A. Kanudia et al, 2015. SCElecTRA Scenarios for the Electrification of Transport Final report. Dernier accès le 3 décembre 2018 : http://projet.ifpen.fr/Projet/upload/docs/application/pdf/2015-10/scelectra_report.pdf

Exemple d'approche ACV conséquentielle couplée à des modèles prospectifs, faisant le lien avec l'exemple de l'essor des batteries à application fixe et/ou mobiles.

❖ #5 Choix de la méthodologie de modélisation des vies multiples

À ce niveau, plusieurs questions primordiales se posent : quel est le point de vue du praticien ACV ? L'objectif de l'étude ? Dans quel contexte se déroule-t-elle ?

1. Point de vue « **tous les cycles de vie** ». Cela dépend si le praticien ACV cherche ou non à évaluer les impacts de l'essor de la réutilisation ou du réemploi d'une catégorie de produits à un niveau macroscopique, sur l'ensemble de sa durée d'existence, i.e. s'il cherche à évaluer la pertinence d'une réutilisation / d'un réemploi.
Si c'est le cas, ceci correspond à une échelle de décision méso ou macroscopique on encore à une **approche conséquentielle**. Dans ce cas il est recommandé – suivant la hiérarchie des modes de traitement de la multifonctionnalité²⁰ – de privilégier une **extension des frontières du système avec substitution**.
Si ce n'est pas le cas et que le praticien cherche à connaître les impacts précis associés à chaque vie dans une **approche attributionnelle** avant de les agréger au niveau cycle de vie, alors il doit plutôt se tourner vers des méthodes **d'allocation** ou bien vers la **Circular Footprint Formula (CFF)**.
2. Point de vue « **première vie** ». Cela s'applique lorsque le praticien ACV cherche à évaluer les impacts environnementaux d'un produit réutilisé / réemployé du point de vue de la première vie, c'est-à-dire du metteur sur le marché (amont) à un niveau microscopique. Ceci correspond plutôt à une échelle de décision microscopique, mais avec la possibilité de représenter les différentes vies comme des coproduits. Dans ce cas il est également recommandé de privilégier si possible une **extension des frontières du système avec substitution**, non seulement pour être en ligne avec les référentiels existants, mais aussi du fait de l'incertitude existant sur les facteurs d'allocation du point de vue du premier cycle. Néanmoins, la **CFF reste également pertinente**, notamment si la définition du produit substitué est imprécise. Il est aussi possible de faire appel à une méthode d'allocation, mais à condition qu'elle ne prenne pas en compte les vies suivantes (par exemple si le facteur d'allocation est fondé sur la durée de vie totale, cette dernière n'est pas connue / définie à l'issue de la première vie) ou bien que le praticien maîtrise très bien les différentes vies du produit.
3. Point de vue « **vie quelconque avec $n > 1$** ». Cela s'applique lorsque le praticien cherche à évaluer les impacts environnementaux d'un produit réutilisé / réemployé du point de vue de l'utilisateur (aval) à un niveau microscopique. Dans ce cas de figure, il n'apparaît pas faisable d'appliquer une extension des frontières du système avec une substitution en direction de la vie $n-1$. Ceci est confirmé par les pratiques identifiées dans le cadre de la revue bibliographique méthodologique. Ainsi, dans ce cas de figure, il est recommandé – par défaut selon la hiérarchie des modes de traitement de la multifonctionnalité – d'appliquer une **allocation entre les n cycles de vie couverts ou bien d'appliquer la CFF**. Néanmoins, comme soulevé dans le cas « première vie », pour certaines

²⁰ Ceci n'est pas mentionné explicitement, mais l'on suppose qu'une subdivision du système multifonctionnel en plusieurs systèmes monofonctionnels équivalents n'est pas possible.

méthodes d'allocation (par exemple la fonctionnalité intégrée) il est nécessaire de connaître toutes les vies du produit. Si cela n'est pas le cas, alors la CFF doit être privilégiée. Pour cette dernière, il suffit en effet de connaître uniquement les caractéristiques des vies n-1 et n+1 et du produit neuf pour les calculer sur la vie n.

Pour la mise en pratique, des aspects complémentaires sont aussi à prendre en considération : il peut exister des cas d'étude où la substitution est complexe à appliquer même dans les cas n°1 et n°2, en plus du cas n°3. Ainsi, le praticien doit se poser la question suivante : **la substitution peut-elle être modélisée de manière fiable et robuste ?**

Comme évoqué entre autres par le PEFCR Guidance (voir item #15), pour répondre à cette question, deux points sont à analyser :

1. La démonstration de la présence (ou de l'absence) d'effet d'une substitution directe, démontrable de façon empirique ; et
2. La faisabilité de la modélisation du produit substitué : les données du profil d'utilisation des ressources et d'émissions déduites d'une façon représentative²¹.

Si la réponse est oui à ces deux questions, alors la méthode peut être appliquée. Sinon, il est nécessaire d'appliquer une méthode d'allocation.

Des éléments de réponse à ces questions sont présentées dans les paragraphes #8 et #9. Si la pertinence de la substitution est confirmée, alors le praticien peut appliquer cette méthodologie.

Un autre élément peut orienter le choix vers la CFF : si le commanditaire le souhaite, ou que l'étude est réalisée par ou pour une institution pour laquelle il est pertinent de se référer au référentiel PEF. Cela peut être le cas pour des institutions publiques européennes ou des institutions publiques nationales si celles-ci souhaitent s'appuyer sur la légitimité du PEF.

Dernière remarque, il est à noter au vu de ces observations que l'usage du produit (application identique ou non entre deux vies successives) n'est pas un critère de choix pour la méthode employée, constat confirmé par la revue bibliographique méthodologique. Si l'usage du produit ne conditionne pas la méthode, il a néanmoins des implications sur la modélisation effectuée par le praticien (frontière, UF) comme discuté dans la section suivante.

❖ #6 Quelles différences entre applications identiques et multiples ?

Dans ce projet, l'une des questions centrales concerne la fonction du produit lors de ses vies successives : le produit est-il utilisé dans ses différentes vies pour une même application ou bien pour des applications différentes ?

En réalité, comme constaté dans la revue bibliographique méthodologique et dans l'élaboration des fiches méthodes en section 2.7, cette question n'a que peu d'influence sur le choix entre une méthode de substitution et une méthode d'allocation. Les seuls paramètres à considérer sont ceux présentés en item #5, à savoir le point de vue du praticien puis le respect de certains critères pour appliquer ou non une méthode de substitution.

En revanche, la distinction entre applications identiques et applications multiples induit des choix spécifiques lors de la définition du champ de l'étude, en particulier la frontière du système et l'unité fonctionnelle :

- Dans les cas d'usages similaires, dans la mesure où la fonction fournie est de même nature, il est aisé d'étendre la frontière du système pour qu'elle inclue non pas une seule vie mais aussi les suivantes, comme une forme de répétition de la première. Ceci est par exemple valable pour des produits à longue durée de vie. On peut aussi citer en exemple un produit réemployable (par exemple une fourchette en métal), à comparer à son équivalent jetable (fourchette en plastique). On a alors d'un côté le cycle [fabrication + n*(lavage) + fin de vie] contre le cycle n*[fabrication + fin de vie] [Unge14].

²¹ Se référer à la Recommandation 2013/179/UE relative à l'utilisation de méthodes communes pour mesurer et indiquer la performance environnementale des produits et des organisations sur l'ensemble du cycle de vie. Dernier accès le 4 décembre 2018 : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32013H0179&from=GA>

- Dans le cas d'un usage multiple, la définition de la frontière et de l'unité fonctionnelle (UF) est moins immédiate selon les configurations étudiées. Certains auteurs peuvent préconiser de faire une extension des frontières en créant une UF *monofonctionnelle* [Ahma15]. Cette méthode est utile dans le cas d'une allocation, car elle permet de définir des « quantités de fonction » fournies dans chacun des cycles de vie, qui peuvent servir de base à la définition de facteurs d'allocation (une telle UF dans le cas de batteries de voitures réutilisées en application stationnaire serait « Délivrer X kWh d'électricité ». Néanmoins, elle ne semble pas utile dans le cas d'une extension avec substitution. En effet, cela revient à créer une UF artificielle pour faire coïncider les différentes fonctions. Il est préférable de définir une UF *multifonctionnelle* du type « assurer une fonction A au cycle n puis assurer une fonction B au cycle n+1 etc. » (pour reprendre l'exemple suivant, de type « Parcourir Y kilomètres puis délivrer Z kWh d'électricité » ...

Pour approfondir :

- FICHE METHODE N°3 : Zink T., Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment :
- FICHE METHODE N°4 : Ahmadi, L., A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems
- FICHE METHODE N°1 : Richa K., Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles

Développent les problématiques de définition de l'unité fonctionnelle et de la frontière du système selon le contexte de l'étude. En particulier la fiche méthode n°5 le fait du point de vue de l'utilisateur amont puis de l'utilisateur aval.

2.3.2.3 Application d'une méthode de substitution

❖ #7 Conseils pour l'application d'une méthode d'extension des frontières du système avec substitution

Le principe d'une méthode de substitution appliquée à la réutilisation ou au réemploi est de ramener l'ensemble du cycle de vie à un procédé monofonctionnel, en soustrayant au système la fonction de la vie ultérieure non spécifiquement étudié.

Cette fonction fournie par la vie ultérieure est la fonction assurée par le produit réutilisé ou réemployé, qui se substitue à un produit déterminé comme étant la référence (ou un mix « moyen ») pour assurer cette fonction.

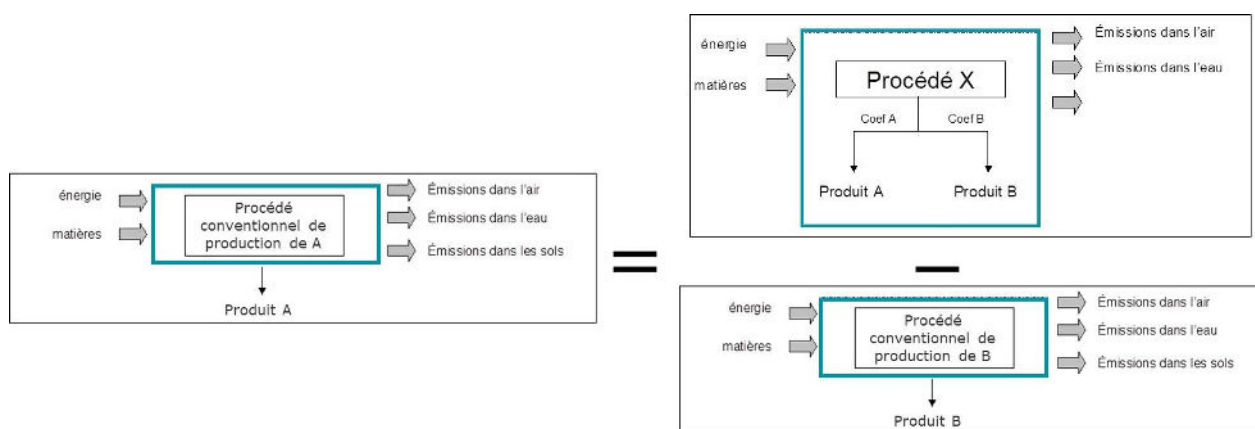


Figure 5 – Illustration simplifiée de la méthode de substitution

L'application de la méthode de substitution pour des boucles produit ne diffère pas fondamentalement de la méthode pour des boucles matières. Pour l'appliquer, il est recommandé de se référer à la fiche méthode de

l'étude RECORD sur l'état de l'art de la prise en compte de la fin de vie en ACV – fiche méthode n°3. On pourra également se référer aux fiches méthodes développant cette méthodologie.

Pour approfondir :

- RECORD, 2010. Mode De Prise En Compte De La Fin De Vie Lors De La Réalisation D'analyses De Cycle De Vie (ACV) « Produits » - État De L'art

Se référer à la fiche méthode n°3.

- FICHE METHODE N°3 : Zink T., Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment :

Applique une méthode de substitution dans deux configurations différentes : pour application similaire ou pour applications différentes.

- FICHE METHODE N°4 : Ahmadi, L., A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems
- FICHE METHODE N°1 : Richa K., Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles

Appliquent une méthode de substitution au cas de la batterie avec application mobile puis fixe.

❖ #8 Clés pour la détermination du produit substitué

La méthode d'extension des frontières du système et substitution dans le cas de la réutilisation ou du réemploi consiste à étendre les frontières du système pour inclure une (ou plusieurs) vie successive(s), et à retrancher les impacts et bénéfices du système substitué par cette(ces) vie(s) successive(s). Par conséquent, la définition du système substitué est primordiale puisqu'elle **peut fortement conditionner les résultats de l'analyse**.

Bien entendu, la validité des résultats obtenus par une telle approche augmente lorsque le système substitué est le plus proche possible de la réalité (représentativité technologique, temporelle, géographique). Par exemple, une machine à laver reconditionnée va selon toute vraisemblance se substituer à une machine à laver neuve, mais dans des proportions a priori différentes (cf. item #9)²². Si dans ce cas, la substitution est simple, cela n'est pas toujours aussi évident. En effet, dans le cas des batteries de véhicule électrique réutilisées dans des systèmes de stockage d'énergie stationnaires, le système auquel la seconde utilisation des batteries se substitue n'est pas simple à définir. Par exemple, [Rich15] considère que ces batteries réutilisées se substituent à la production, à l'utilisation et à la fin de vie de batteries de type Plomb-Acide (PbA) prévues à cet effet²³. En réalité, à l'heure actuelle l'électricité produite (par exemple par des modes de production intermittents) en excédent par rapport à la demande est en partie exportée ou stockée dans des stations de transfert d'énergie par pompage (STEP) et n'est pas forcément stockée dans des batteries PbA. Ces dernières font partie des technologies existantes, au même titre qu'il existe également des technologies prometteuses comme le stockage par air comprimé, via hydrogène, avec un volant d'inertie, par chaleur, etc. Pour améliorer la représentativité du modèle du système substitué, il aurait pu être intéressant de considérer comme système substitué soit un mix caractéristique des techniques actuelles soit un mix estimé des technologies de stockage de demain.

On pourrait aussi questionner la définition du système substitué dans le cas d'étude développé dans [Zink14] : les auteurs estiment qu'un smartphone reconverti se substitue à un parcmètre mobile ; une substitution à une application parcmètre sur smartphone serait sans doute plus représentative de la réalité à l'heure actuelle.

Il est possible de généraliser ces deux exemples pour distinguer deux cas :

²² Si l'on se ramène au service rendu – laver du linge – et que l'on constate que la machine à laver de seconde main remplit moins bien cette fonction par exemple.

²³ Se basant sur une autre référence bibliographique.

1. **Le système étendu considéré par le praticien reflète une réalité existante.** Dans ce cas, il faut déterminer le plus précisément possible le fonctionnement du marché, développer le modèle le plus représentatif possible, et comparer des systèmes réellement équivalents.
2. **Le système étendu considéré par le praticien reflète une situation future probable.** Ce cas est plus complexe puisqu'il implique de faire des hypothèses prospectives sur l'évolution d'un marché. Les recherches doivent alors se porter sur la définition de ce scénario futur ainsi que sur les données associées. Le modèle de Bass présenté par [Lu15] peut aider à prédire les impacts des innovations technologiques sur un marché par exemple.

De manière générale il est souvent ardu de définir avec précision le système substitué, et encore plus de collecter les données pertinentes associées. Il est malgré tout indispensable de faire l'exercice de recherche pour bien identifier les éventuels manques de connaissances, notamment en vue de l'évaluation de la qualité des données.

En ACV attributionnelle, cela se concrétise par la modélisation du mix moyen. Si l'on souhaite prendre en compte des effets indirects de marché, il est plus judicieux de chercher à déterminer le mix de technologies marginales, le mix moyen étant alors un proxy de ce mix marginal. Pour déterminer comment le marché est impacté par le système étudié et quel est le mix de technologies marginales substitué, on peut se référer aux travaux du projet CALCAS, avec une approche générale en quatre étapes :

- Identifier l'échelle et l'horizon temporel du changement potentiel étudié ;
- Identifier les limites du marché ;
- Identifier les tendances en termes de volume du marché ;
- Identifier les changements en termes d'offre et de demande.

De tels travaux nécessitent des connaissances approfondies sur les interactions entre les acteurs économiques impactés par les vies multiples du produit considéré.

Pour approfondir :

- FICHE METHODE N°3 : Zink T., Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment :

Pose la question du produit réellement substitué

- B. Weidema, T. Ekvall, R. Heijungs, 2009. CALCAS, Guidelines for application of deepened and broadened LCA – Deliverable D18 of work package 5 of the CALCAS project

Présente une approche générique pour la détermination du mix substitué pour des applications d'ACV conséquentielle – le parallèle pouvant être fait avec la détermination du mix substitué en extension des frontières du système avec substitution.

❖ #9 Clés pour l'affinage du taux de qualité et/ou de remplacement

Un aspect essentiel pour définir avec précision le système substitué est de définir **le taux de remplacement, à savoir la quantité de système effectivement substitué**. Ceci est en vérité lié à l'item #8 précédent. Un exemple qui illustre bien cette notion est l'achat de vêtements d'occasion. Il a en effet été montré que lorsqu'un client achète N vêtements de seconde main, cela ne l'empêche pas d'acheter un certain nombre de vêtements neufs en parallèle [Cast14]. Ainsi, dans certains cas, son nombre de vêtements neufs plus d'occasion est supérieur au nombre de vêtements qu'il aurait eu s'il n'avait acheté que des vêtements neufs²⁴. On définit alors le taux de remplacement R :

$$R = \frac{\Delta Q_{\text{prim}}}{\Delta Q_{\text{sec}}}$$

Avec :

²⁴ On pourrait assimiler cela à un effet rebond.

- ΔQ_{prim} la variation de production (et d'utilisation) de produits primaires, soit le nombre de produits non fabriqués.
- ΔQ_{sec} la variation de production (et d'utilisation) de produits secondaires, soit le nombre de produits reconditionnés.
- R compris entre 0 et 1.

Ce taux de remplacement s'applique lorsqu'il est possible de raisonner en termes de nombre de produits réutilisés²⁵, ou en qualité du service rendu par le bien ou service étudié. Ceci est notamment illustré dans [Zink14] et [Rich15] via des analyses de sensibilité sur les impacts en fonction du taux de remplacement (ou grandeurs équivalentes). Par exemple, [Zink14] considère qu'un smartphone reconditionné a un taux de remplacement de 5% par rapport à un smartphone neuf mais de 100% par rapport à un parcètre neuf, néanmoins ces grandeurs reposent sur des hypothèses parfois discutables. Dans [Rich15], le taux de réutilisation de batteries post-véhicule électrique est analysé au travers d'une analyse de sensibilité pour des valeurs de 10 à 100% mais sans se positionner sur une valeur estimée représentative de la réalité – vraisemblablement par manque de donnée documentée. À cet égard, aucune publication identifiée dans la revue bibliographique ne prenait en compte ce paramètre selon une approche robuste, telle que des statistiques d'usage par les consommateurs par exemple.

Ainsi, il est primordial de se poser la question du taux de remplacement et dans la mesure du possible d'y apporter une **réponse fondée sur des études techniques et sur des données consommateurs les plus fiables possibles**, telles que des sondages auprès des usagers.

Pour approfondir :

- FICHE METHODE N°3 : Zink T., Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment :
- FICHE METHODE N°1 : Richa K., Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles

Appliquent un taux de remplacement ou de qualité pour modéliser la substitution.

2.3.2.4 Application d'une méthode d'allocation

❖ #10 Conseils pour l'application d'une méthode d'allocation

L'allocation est une approche attributionnelle qui permet de résoudre la problématique de multifonctionnalité liée au réemploi et à la réutilisation. L'idée est de répartir les impacts liés au réemploi et/ou à la seconde vie entre le système qui fournit le produit pour une seconde vie et le système qui l'incorpore.

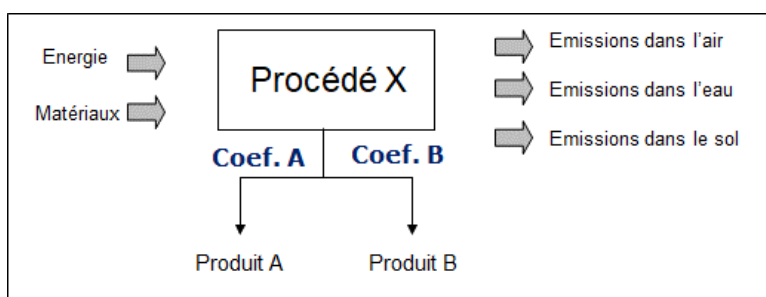


Figure 6 – Illustration simplifiée de la méthode d'allocation

Pour l'appliquer, il est recommandé de se référer à la fiche méthode de l'étude RECORD sur l'état de l'art de la prise en compte de la fin de vie en ACV – fiche méthode n°5. On pourra également se référer aux fiches méthodes développant cette méthodologie.

²⁵ L'analogie peut être faite avec le taux de qualité de la matière secondaire quand on étudie un procédé de recyclage, avec le ratio Q_s/Q_p

Pour approfondir :

- RECORD, 2010. Mode De Prise En Compte De La Fin De Vie Lors De La Réalisation D'analyses De Cycle De Vie (ACV) « Produits » - État De L'art

Se référer à la fiche méthode n°5, bien qu'elle ne se réfère qu'à de l'allocation en fonction de flux physiques.

- FICHE METHODE N°2 : Pertl A., Life cycle assessment aspects of reuse products
- FICHE METHODE N°1 : Richa K., Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles

Appliquent une méthode d'allocation, respectivement à une machine à laver et à une batterie.

❖ **#11 Choix du critère d'allocation**

Pour rappel, d'après la norme ISO 14044 et les différents textes s'y référant, l'allocation fondée sur des relations physiques est privilégiée par rapport à des allocations économiques.

Le choix à opérer par défaut est de suivre l'ordre de priorité recommandé par l'ISO 14044 en fonction des données disponibles. À noter que dans certains cas particuliers cet ordre peut être remis en question selon le référentiel méthodologique suivi (exemple de la norme EN 15804 présenté à l'item #2).

Il convient de distinguer d'une part l'allocation économique et fonctionnelle et d'autre part les allocations de type 50/50, 80/20 ou 100/0, etc. En effet, les allocations économiques et fonctionnelles sont spécifiques au produit considéré puisqu'elles rendent compte d'une réalité *mesurable*, qu'elle soit physique ou économique. Il apparaît donc légitime de privilégier l'une ou l'autre de ces méthodes d'allocation dans des cas où le praticien ACV possède une bonne connaissance de son système, c'est-à-dire qu'il est capable d'en déterminer avec précision les caractéristiques soit techniques soit économiques. Dans certains cas, la seconde vie du produit est conditionnée par des considérations économiques ; par exemple la viabilité d'une société spécialisée dans le reconditionnement des smartphones dépend de sa capacité à vendre le produit pour une seconde vie. Dans de tels cas, il est toujours possible de trouver des critères fonctionnels (l'exemple le plus simple étant l'âge du produit, comme évoqué dans [Pert11] mais le critère économique (par exemple pris d'achat du smartphone usagé / prix de vente du smartphone reconditionné) peut mieux traduire le scénario réel dans certains cas.

Ainsi, la question à se poser est la suivante : **Via quels paramètres la valeur de mon produit est-elle mesurée ?** Comme présenté dans [Rich15], il est courant de réaliser des analyses de sensibilité sur ces paramètres. Les valeurs les plus homogènes selon le critère d'allocation permettent de valider la robustesse de l'approche.

Enfin, les allocations de type 100/0 (ou 0/100), 50/50, 80/20 (ou 20/80) sont plutôt applicables dans des cas d'étude relatifs à un référentiel méthodologique donné, ou lorsque le praticien ne dispose pas de données assez robustes sur son système pour pouvoir faire une allocation fonctionnelle ou économique qui traduise fidèlement la réalité.

En conclusion, hormis les cas où l'on suit un référentiel donné où le ratio d'allocation est fixé par convention (comme le PEF), il vaut mieux faire l'allocation sur critère fonctionnel en priorité, puis économique ensuite. Comme développé dans l'item #14, la situation du marché est un critère important à considérer dans ce cas.

Pour approfondir :

- FICHE METHODE N°1 : Richa K., Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles

Applique différentes méthodes d'allocation en analyse de sensibilité.

- FICHE METHODE N°2 : Pertl A., Life cycle assessment aspects of reuse products

Développe une méthode d'allocation fonctionnelle vs. économique

❖ #12 Clés pour la détermination du facteur d'allocation fonctionnelle

Comme détaillé dans le paragraphe précédent, un facteur d'allocation fonctionnelle reflète les relations physiques sous-jacentes entre un système amont et un ou plusieurs système(s) aval(s). Plusieurs relations physiques pouvant exister, il est nécessaire de déterminer celle qui est la plus pertinente. Dans le cas de produits ayant plusieurs vies, la question qui prédomine est : **Comment rendre compte de la qualité de mon produit tout au long de sa vie, et en particulier entre deux vies consécutives ?**

✚ [Pert14] propose une approche rudimentaire, consistant à considérer que la fonctionnalité du produit est constante au cours de sa vie et que la répartition des impacts de la production et de la fin de vie entre les différentes vies se fait au prorata de leurs durées respectives. Cela revient à dire que si le produit a une durée d'existence N alors chaque utilisation i d'une durée n_i se verra attribuer (n_i / N) % des impacts. Cette méthode peut être utilisée dans les cas où :

- Il est acquis que le produit ne se dégrade pas significativement tout au long de son existence ;
- Il n'y a pas d'informations robustes sur les modes de dégradation du produit.

De manière plus générale, le praticien peut se poser les questions suivantes :

- Quelle est la grandeur physique la plus pertinente pour mesurer la qualité / l'efficacité / la dégradation de performance du produit au long de son existence (par exemple le temps que met une batterie de smartphone à se décharger durant un état de veille) ?
- Comment l'usage du produit influe-t-il sur cette grandeur (par exemple le temps d'utilisation quotidien du smartphone) ?
- Existe-il des modèles pour traduire la variation de cette grandeur physique en fonction du temps ? Sinon, est-il possible d'en établir un ?

En fonction des réponses à ces questions, l'estimation de la fonctionnalité au cours des différentes vies sera plus ou moins détaillée, et le praticien pourra allouer plus finement les impacts entre les différentes vies.

✚ Une autre méthode d'allocation fonctionnelle peut être extrapolée à partir de [Ahma15] : l'auteur décrit la dégradation d'une batterie de véhicule électrique en analysant son efficacité énergétique en fonction du nombre de cycles réalisés. Cette efficacité décroît dans un premier temps de manière exponentielle puis linéairement. Dans ce cas, si la dégradation de la batterie est de $X\%$ sur l'ensemble de son existence, alors chaque utilisateur i responsable de la dégradation de $x_i\%$ de la batterie peut se voir allouer (x_i / X) % des impacts des activités « communes » aux différentes vies, c'est-à-dire l'ensemble des activités permettant 1/ la mise à disposition du produit (production initiale du produit), 2/ le maintien de la fonctionnalité du produit (étapes de reconditionnement, réparation, etc.) ainsi que 3/ la gestion du produit en fin de vie. Cela revient à allouer la « consommation nette » du bien ou service entre les utilisateurs : on alloue les « impacts communs » (i.e. impacts des activités « communes ») entre les différentes vies (amont et aval) au prorata de l'usure de la performance de chacune d'entre elles. En d'autres termes, moins une vie « use » le produit, moins elle se voit allouer d'impacts « communs ». Cette approche peut être qualifiée d'approche « cumulative », ou « en delta ».

Cette approche pourrait être particulièrement pertinente dans le cas de produits à longue durée de vie (ex : bâtiments) ou des biens ou services changeant fréquemment d'usagers (comme dans l'économie collaborative). Elle le serait moins pour des produits qui n'ont qu'une ou deux vies avant d'atteindre leur étape de fin de vie « ultime » (recyclage ou élimination).

Cette approche est intéressante, mais ne tient pas compte du temps d'immobilisation du produit et des ressources qui le constituent, à consommation nette identique. Une autre approche, généralisant, d'une certaine manière, l'approche simplifiée proposée par [Pert14] (consistant à considérer que la fonctionnalité du produit est constante au cours de sa vie et que la répartition des impacts de la production et de la fin de vie entre les différentes vies se fait au prorata de leurs durées respectives), consiste à intégrer la fonctionnalité sur la durée de chaque vie et à allouer les impacts communs à chaque vie au prorata de la fonctionnalité intégrée. Cette approche tient non seulement compte de l'évolution de la fonctionnalité au cours du temps mais aussi de la durée de chaque vie. Cette approche revient à allouer les impacts proportionnellement à la quantité de service rendu (à scénario d'usage identique entre les différentes vies).

Le schéma suivant illustre la différence entre la méthode en delta et la méthode intégrée. Sur ce schéma, on considère deux variantes d'un produit ayant deux vies : la 1^{ère} variante du produit, notée a , a une fonctionnalité linéairement décroissante et sa deuxième vie finit à t_{fdv_2a} . La 2^{ème} variante du produit, notée

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

b , a une fonctionnalité identique à a sur la 1^{ère} vie, et linéairement décroissante sur la 2^{ème} vie mais ayant une 2^{ème} vie finissant à t_{fdv_2b} .

- On observe que l'approche en delta fournit des facteurs d'allocation identiques entre les deux variantes du produit.
- Au contraire, l'approche intégrée alloue davantage d'impacts communs à la 2^{ème} vie dans le cas de la variante b du produit.

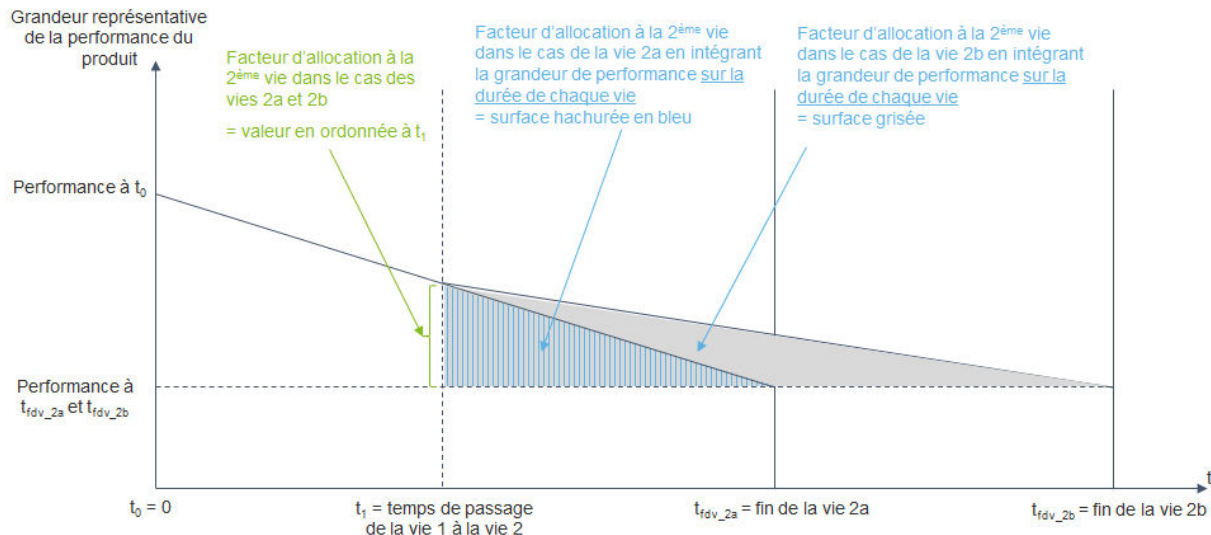


Figure 7 - illustration de deux approches d'allocation : « cumulative » ou « en delta » en vert ; et « intégrée » en bleu

En conclusion, l'intérêt de la méthode est qu'elle prend en compte « l'usure » du produit engendrée par chacune de ses vies. La méthode intégrée, elle, a l'avantage de tenir compte de la durée de chaque vie via l'intégration de la fonctionnalité au cours du temps, et donc de tenir également compte du temps d'immobilisation du produit par chaque vie.

Pour approfondir :

- FICHE METHODE N°2 : Pertl A., Life cycle assessment aspects of reuse products

Développe une méthode d'allocation fonctionnelle pour le cas d'une machine à laver réemployée, basée sur la capacité de la machine à assurer sa fonction durant sa vie

- FICHE METHODE N°1 : Richa K., Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles

Développe une autre approche d'allocation fonctionnelle basée sur la dégradation de la batterie.

❖ #13 Clés pour la détermination du facteur d'allocation économique

Si l'allocation économique peut paraître de prime abord plus évidente que l'allocation fonctionnelle, elle n'en reste pas moins complexe. En effet, la valeur d'un produit au cours du temps peut se mesurer de différentes manières. Par exemple, à titre illustratif, on pourrait supposer une batterie de véhicule électrique en application stationnaire possède a priori une valeur faible puisque la demande pour ce type de batterie est faible ; en revanche, l'électricité restituée par cette batterie en période de forte consommation a elle une valeur importante puisque la demande est conséquente. A l'inverse, en reprenant l'exemple du smartphone reconditionné, son prix de vente reflète sa réelle valeur économique. Il paraît alors possible de généraliser en affirmant que le facteur clé à considérer pour l'allocation économique peut être lié aux revenus générés par le produit pour son utilisateur.

Une fois ce point connu, deux cas sont alors possibles : soit les prix du marché sont connus et fiables, soit ils ne le sont pas (marché pas encore établi, confidentialité, etc.). Si les prix sont connus, l'allocation économique est relativement simple à réaliser. Dans le cas contraire, le praticien doit se demander s'il existe des modèles

économiques prédictifs fiables ou des données extrapolables. Il peut également être utile d'utiliser des modèles de pénétration de marché pour affiner les hypothèses faites, cf. [Lu15].

Dans des cas généraux ou bien si aucune information pertinente n'est disponible, il est possible d'utiliser des méthodes d'allocations économiques génériques [Pert11]. Il est effectivement possible de dire que la valeur d'un produit :

- Diminue à chaque pas de temps d'un facteur X%, X étant fixe. Ce deuxième cas correspond sensiblement à la manière dont est calculé un amortissement linéaire en comptabilité.
- Diminue à chaque pas de temps d'un facteur X%, X pouvant être à la fois dépendant de la nature du produit mais aussi de son usage. Ce troisième cas s'assimile au calcul d'un amortissement non linéaire. Un tel amortissement peut alors être dégressif ou variable (de la forme Valeur brute du produit acquis * [consommation annuelle / consommation totale sur la durée de vie du produit]).

Il est également intéressant de noter que souvent, dans le cas de produits ayant plusieurs vies successives, **la valeur économique intègre déjà la baisse de la fonctionnalité du produit** [Rich15]²⁶. Dans cet exemple sur une batterie, on pourrait dire que les auteurs font en quelque sorte un double comptage : ils prennent en considération la baisse de qualité de la batterie (puisque leur facteur d'allocation économique traduit en partie la baisse de fonctionnalité de la batterie) ainsi que le prix de marché de l'électricité.

En complément, on peut citer d'autres travaux qui illustrent bien les données sur lesquelles il faudrait pouvoir se reposer pour déterminer un facteur d'allocation économique :

- L'Argus automobile : Ce modèle estime le prix d'une voiture en fonction des données intrinsèques (marque, modèle, options, motorisation, etc.) et des données d'usage (état général, kilométrage, nombre d'utilisateurs, etc.). Le résultat est donné en unités monétaires mais intègre bien des éléments fonctionnels. L'Argus constitue ainsi un bon exemple, bien approprié de tous, de définition de la valeur économique à partir de critères techniques sur lesquels s'évalue la dégradation d'une automobile.
- La norme NF ISO 15686 dans le secteur du bâtiment propose une approche intéressante de type « coût global ». Elle cadre et définit l'intégration des coûts comme la construction, l'exploitation, la maintenance ou la fin de vie en fonction du temps. Il pourrait alors être possible d'utiliser cette approche pour allouer des impacts environnementaux sur une période / vie donnée aux coûts associés.
- De façon similaire à ce qui est présenté à la section précédente, on pourrait également extrapoler une méthode d'allocation de type « consommation nette » où chaque utilisateur se verrait allouer les impacts en fonction de la dégradation économique du produit pendant la vie considérée.

Pour approfondir :

- FICHE METHODE N°2 : Pertl A., Life cycle assessment aspects of reuse products
- FICHE METHODE N°1 : Richa K., Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles

Développe différentes estimations de facteurs d'allocation économique.

❖ #14 Application d'un facteur d'allocation autre

Dans certains cas, l'application d'un facteur d'allocation économique ou fonctionnel n'est pas la solution choisie. Cela a notamment lieu dans le cas où l'application de l'une ou l'autre de ces méthodes n'est pas souhaitée, notamment si ceci est déterminée par convention au sein du référentiel méthodologique suivi par l'étude²⁷.

La définition d'un facteur d'allocation autre devrait idéalement être élaborée en fonction de la situation de marché, de concert entre utilisateurs de produits réemployés/réutilisés en aval et fournisseurs de produits

²⁶ Voir section 6 de la fiche méthode associée en particulier.

²⁷ Cf. ratios d'allocation des bénéfices et charges associés au recyclage selon le type de matériau considéré dans les référentiels de l'affichage environnementale français ou PEF

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

réemployables/réutilisables en amont. En théorie, cinq situations peuvent donc être recensées et sont décrites ci-après. L'exemple²⁸ est pris d'une batterie à application mobile sur sa première vie puis stationnaire (ou fixe) sur le second.

Tableau 3 - Types de situation de marché et choix du facteur d'allocation

#	Offre	Demande	Commentaire / Exemple	Allocation des impacts et des bénéfices du réemploi / réutilisation
1	Élastique	Inélastique	- La demande de batteries de seconde main pour application stationnaire augmente - L'offre de batteries de seconde main peut suivre.	Favorable à la seconde vie Allocation des bénéfices à la production (100 :0)
2	Infiniment élastique	Élastique	- La demande de batteries de seconde main pour application stationnaire augmente, - L'offre de batteries de seconde main suit de façon immédiate.	Favorable à la seconde vie Allocation des bénéfices à la production (100 :0)
3	Inélastique	Élastique	- L'offre de batteries mobiles pouvant être réutilisées en application stationnaire augmente, - La demande peut suivre.	Favorable à la première vie Allocation des bénéfices à la fin de vie (0:100)
4	Inélastique	Infiniment élastique	- L'offre de batteries mobiles pouvant être réutilisées en application stationnaire augmente - La demande de batteries de seconde main pour application stationnaire suit de façon immédiate.	Favorable à la première vie Allocation des bénéfices à la fin de vie (0:100)
5	Élasticités égales		L'offre de batteries de seconde main et la demande pour application fixe s'adaptent l'une à l'autre.	Équitable entre les deux Allocation 50:50

Dans le contexte actuel d'économie majoritairement linéaire, il existe vraisemblablement peu de cas où l'on viendrait à attribuer la majorité des impacts à la seconde vie étudiée : cela correspondrait à des produits dont la réutilisation ou le réemploi est plus valorisable que la première vie. Les situations n°3 et n°4 ont donc vocation à rester théoriques. Dans les faits, le facteur d'allocation attribué à la seconde vie a vocation à osciller entre 0% et 50%. Comme vu dans [Rich15], choisir 50% est le cas le plus pessimiste pour la seconde vie, tandis que ne lui allouer aucun impact est probablement trop optimiste.

Dans un cas de figure où les acteurs de la première vie à l'amont et les acteurs de la seconde à l'aval s'entendent, il peut être possible de définir par convention un facteur d'allocation de référence. Ceci permet notamment d'assurer le fait que le calcul des bénéfices et charges associés au réemploi ou à la réutilisation est au global un jeu à somme nulle. Cependant, à notre connaissance, aucune convention de ce type n'a été prise jusqu'à présent pour des approches produit. Ceci est beaucoup plus complexe que dans le cas de filières matériaux, dans la mesure où cela nécessite un fort niveau de maturité économique de l'ensemble de la chaîne de valeur dans laquelle intervient le réemploi ou la réutilisation.

Pour approfondir :

- RECORD, 2010. Mode De Prise En Compte De La Fin De Vie Lors De La Réalisation D'analyses De Cycle De Vie (ACV) « Produits » - État De L'art

²⁸ Issu de l'étude RECORD sur les méthodes de fin de vie déjà citée par ailleurs.

Se référer à la fiche méthode n°4 et à la section 4.1 de cette fiche en particulier

- FICHE METHODE N°1 : Richa K., Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles

Applique une méthode d'allocation de type 50/50 et 100:0.

2.3.2.5 Focus sur l'Initiative Product Environmental Footprint

❖ #15 Positionnement du référentiel PEF vis-à-vis du réemploi, de la réutilisation et des vies multiples

Les commentaires ci-après se fondent sur le contenu du Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR, abrégé en PEF) Guidance, version draft 6.3 de décembre 2017, dernière version à date de la rédaction du présent document. L'approche développée dans ce document présente la particularité d'être complémentaire avec les méthodes de substitution et d'allocation présentées précédemment.

Multifonctionnalité

La PEFCR Guidance ne diverge pas de l'ILCD Handbook ou des normes ISO concernant la hiérarchisation des modes de traitement de la multifonctionnalité (section 7.7). Il appartient au PEFCR de définir les règles communes pour modéliser la multifonctionnalité :

- En cas de subdivision, les activités à subdiviser et selon quel principe ;
- En cas d'allocation, les règles pour l'application du critère d'allocation, les valeurs à fournir – que ce soit une allocation physique ou basée sur un autre critère.

On pourrait faire remarquer qu'il serait également souhaitable au sein des PEFCR que les règles pour le cas d'une approche de substitution (après extension des frontières) soient définies : définition de produit substitué et taux de remplacement / qualité.

Enfin, pour finir sur la multifonctionnalité, la Circular Footprint Formula (CFF) est explicitement présentée comme étant la méthode permettant de traiter les cas de multifonctionnalité complexes liés à la valorisation matière ou énergétique. Celle-ci est évoquée plus en détail à l'item #16.

Extension de la durée de vie d'un produit

La section 7.8 « Extension de la durée de vie d'un produit » de la PEFCR Guidance est la principale section d'intérêt pour le projet qui se rapproche le plus du sujet de la présente étude. Y sont distingués deux cas :

1. Applications identiques.

Dans ce premier cas de figure, il est recommandé d'inclure l'allongement de la durée de vie grâce au réemploi dans le périmètre de l'étude, l'unité fonctionnelle et le flux de référence, notamment en intégrant la notion « combien de temps » dans l'UF. Des valeurs de durée de seconde vie ont vocation à être des informations à collecter obligatoirement par les entreprises au sein du PEFCR. Nous comprenons en fait entre les lignes qu'il est recommandé dans le cas du réemploi d'appliquer une méthode d'extension des frontières du système.

2. Applications multiples.

Les applications multiples sont vues, dans la PEFCR guidance, comme un cas de multifonctionnalité, et nécessitent d'être traitées au même titre que le recyclage, via l'application de la Circular Footprint Formula.

La suite de cette section 7.8 du document concerne les taux de réemploi/réutilisation. Cependant, elle couvre plutôt des activités intermédiaires au sein du cycle de vie d'un produit étudié (par exemple des emballages réutilisés plusieurs fois).

Axes d'approfondissement du PEF concernant le réemploi et la réutilisation

Comme vu à l'item #5 (a contrario des premières observations faites en item #1), la revue bibliographique ainsi que les fiches méthodes ont permis de constater que le choix de la méthode de traitement de la seconde vie ne reposait pas sur la distinction entre un contexte d'applications identiques ou multiples du produit étudié. Nous n'avons pas identifié d'éléments de justification sur cette distinction spécifiquement faite par la PEFCR Guidance. Le cas d'applications multiples est d'ailleurs encore peu approfondi, au-delà de la mention de la CFF.

Nous notons néanmoins que la question du réemploi et de la réutilisation a été très peu couverte au sein des différents « Technical Secretariats » de la phase pilote du PEF. Plusieurs causes expliquent probablement cela :

- Une absence de produits pour lesquels le réemploi ou la réutilisation constituent une filière de fin de vie significative ;
- De manière générale, la réutilisation / le réemploi, sauf pour certains produits particuliers (emballages type palettes), sont encore des pratiques minoritaires ;
- Dans une démarche progressive, les TS se sont attaqués dans un premier temps aux questions plus centrales, donc concernant la fin de vie, plutôt aux boucles matière qu'aux boucles produit.

Le sujet pourra être approfondi le jour où des PEFCR seront initiés pour des catégories de produits où le réemploi/la réutilisation sont incontournables.

Dans tous les cas, une révision nous paraît donc nécessaire concernant la racine de la problématique, notamment pour déterminer si distinguer applications identiques ou multiples est nécessaire. En plus de cela, il nous paraît judicieux, comme cela est évoqué à plusieurs endroits dans la PEFCR Guidance pour les boucles matières, que les paramètres de modélisation de la seconde vie, que ce soit le choix d'un facteur d'allocation, les paramètres liés à la substitution, etc., soient cadrés au niveau des PEFCR, afin d'améliorer la comparabilité des produits de la même catégorie.

Enfin, une autre limite actuelle du référentiel PEF est le manque d'approfondissement sur l'application de la CFF au cas du réemploi ou de la réutilisation, ce qui constitue l'objet de la section qui suit.

❖ #16 Analyse de l'applicabilité de la Circular Footprint Formula dans le cas du réemploi ou de la réutilisation

La Circular Footprint Formula (CFF) est la formule à appliquer dans le cadre du PEF pour répartir les impacts environnementaux de la valorisation énergétique ou matière entre l'amont et l'aval du système étudié.

La PEFCR Guidance met le *reuse* au même niveau que le recyclage. Le terme « *reused* » entre parenthèses suit en effet chaque itération du terme « *recycled* » dans l'explicitation de la formule. Il s'agit d'une formule de substitution et allocation²⁹. Le principe d'une formule de substitution et allocation n'a quasiment pas été mise en application dans les publications identifiées dans la revue bibliographique, à l'exception de [Lu15] – mais avec une approche plus matériaux que produits. Pour l'application de cette méthode, il est recommandé de se référer à l'étude RECORD sur les méthodes de fin de vie, fiche n°4.

On se place ci-après dans le cas d'une vie *n* d'un produit. Pour étudier l'applicabilité de la formule, sa forme modulaire (CFF-M) est analysée ci-après. On se focalise sur le terme des charges associées à la production et sur les termes liés aux bénéfices et charges liés aux intrants secondaires (issus de la vie *n-1*) et les bénéfices et charges liés aux sortants secondaires (fournis à la vie *n+1*). *Les termes liés à la valorisation énergétique et à la fin de vie sans valorisation ne sont pas présentés ni analysés ci-dessous.*

²⁹ Au même titre que la formule de fin de vie d'autres référentiels tels que celui relatif à l'affichage environnemental en France.

Charges associées à la production $(1 - R_1) E_V + R_1 \times E_{\text{reused}}$

Charges et bénéfices en liés à la réutilisation d'un produit $-(1 - A) R_1 \times (E_{\text{reused}} - E_V \times Q_{\text{Sin}}/Q_p)$

Charges et bénéfices liés à l'envoi d'un produit à la réutilisation $+(1 - A) R_2 \times (E_{\text{reuslingEol}} - E_V^* \times Q_{\text{Sout}}/Q_p)$

Avec :

- Facteur d'allocation entre amont et aval
- Taux de réutilisation / réemploi
- ICV du reconditionnement.
- ICV du produit « neuf » / original »
- ICV du produit (virtuellement) substitué
- Facteur qualité

Comme on le voit pour chacun de ces deux modules, la parenthèse de droite, incluant la soustraction, correspond à une approche de substitution, ensuite allouée entre la vie n étudié et la(les) vie(s) $n-1$ (amont) et $n+1$ (aval). La CFF est donc une formule de substitution et allocation.

On peut faire les commentaires suivants pour chaque type de terme :

- Q_s/Q_p : dans le cas du réemploi ou de la réutilisation, ce ratio doit rendre compte de la nature et de la qualité de la substitution. Cela est équivalent au taux de remplacement étudié par [Zink14] par exemple, cf. item #9.
- E_V et E_V^* : correspondent à l'ICV de fabrication du produit substitué, en amont ou respectivement en aval. La construction de cet ICV n'est pas forcément évidente à établir selon le type de produit étudié, et devrait être défini au niveau du PEFCR.
- E_{recycled} et $E_{\text{recyclingEol}}$: correspondent à l'ICV de la préparation en vue du réemploi / réutilisation, autrement dit l'étape intermédiaire entre les vies $n-1$ et n ou n et $n+1$ respectivement. Comme vu lors de la revue bibliographique méthodologique, les données d'inventaire ne sont pas forcément aisées à collecter, et les bases de données ACV sont peu fournies en ICV liés aux activités de préparation pour réemploi, reconditionnement, vérification, etc. Il serait sans doute bénéfique que les PEFCR définissent les règles de collecte de ces données (c'est-à-dire génériques ou spécifiques par entreprise) ou de fournir des données génériques devant être utilisées par tous³⁰.
- R_1 et R_2 : correspondent au taux de réemploi et/ou de réutilisation du produit étudié (resp. en amont et en aval de la vie étudiée).
- $+/(1 - A)$: correspond au facteur d'allocation entre les cycles de vie. Il est défini par convention dans le PEFCR. Ceci serait particulièrement difficile dans le cas du réemploi ou de la réutilisation. Il serait toutefois possible de définir des règles similaires à ce qui est présenté dans le Tableau 3 plus haut.

Via cette analyse, on constate donc que sur le papier, la CFF est effectivement applicable au cas de la réutilisation (et le serait également au cas du réemploi). Dans la pratique, à notre connaissance, cela n'a pas encore été fait, et son applicabilité reste à ce jour à tester au vu des difficultés à définir des valeurs pour certains de ses termes.

Pour approfondir :

- RECORD, 2010. Mode De Prise En Compte De La Fin De Vie Lors De La Réalisation D'analyses De Cycle De Vie (ACV) « Produits » - État De L'art

Se référer à la fiche méthode n°4.

2.3.2.6 Autres questions d'approfondissement

Les points détaillés ci-après ne sont pas intégrés en tant que tels dans l'arbre de décision en début de ce chapitre. En effet, aucun lien ou cheminement logique explicite n'a été trouvé avec le reste de l'arbre. Néanmoins, ces différents points correspondent à des questionnements des membres de SCORELCA durant le projet.

³⁰ Des réflexions complémentaires sur ce point sont présentées en section 2.3.2.6

❖ **#19 Cas particulier de la conception en vue d'un réemploi ou d'une réutilisation**

Certains produits sont conçus spécifiquement pour faciliter leur réemploi ou leur réutilisation. Cette forme d'écoconception s'accompagne généralement d'un surcoût dans les phases de production. Ce surcoût peut être aussi bien économique qu'environnemental, mais l'idée est que les bénéfices associés à la conception compensent ce surcoût sur l'ensemble de la durée d'existence du produit. Pour ne pas désavantager la phase de production et la prise d'initiative pour favoriser le réemploi / la réutilisation, il apparaît pertinent d'étaler ces surcoûts sur les différentes vies du produit.

Deux approches sont alors possibles sur le papier :

- Extension des frontières du système avec substitution.

Il pourrait être pertinent de réaliser une analyse comparative avec un scénario de référence considérant un produit fonctionnellement équivalent mais non conçu pour réemploi ou réutilisation. Pour rendre compte des impacts supplémentaires de la phase amont, il paraît alors pertinent d'appliquer une extension des frontières et une substitution pour inclure la seconde vie et ainsi comptabiliser les bénéfices environnementaux de cette seconde vie.

- Application d'une méthode d'allocation

Un autre choix est de les allouer intégralement à la vie supplémentaire qui a été possible grâce à l'écoconception du bien ou service étudié.

En lien avec l'item #5, la première solution consistant à appliquer une substitution paraît tout de même préférable à l'allocation, afin de s'aligner avec la hiérarchisation des méthodes de traitement de la multifonctionnalité.

Dans les deux configurations, une condition nécessaire doit néanmoins être remplie pour mener l'analyse à bien : il faut que les impacts de la « surconception » si l'on peut dire soient isolables du reste de la conception du produit ou service. Cela peut être envisageable dans le cas de la reconception d'un produit existant. Sinon, la détermination du produit « de référence » théorique, fonctionnellement équivalent, peut être établie à partir d'hypothèses ou pourquoi pas basée sur les pratiques passées de l'entreprise. Cela n'est sans doute pas sans soucis d'ordre pratique dans certaines configurations.

❖ **#20 Eléments pratiques liés à la modélisation de l'étape de reconditionnement**

Entre deux vies successives, le produit subit fréquemment des étapes intermédiaires de remise à niveau, de reconversion, de reconditionnement, etc. Ces étapes doivent bien évidemment être comptabilisées dans le calcul des impacts environnementaux mais il peut exister une certaine ambiguïté. En effet, dans le cas où ces étapes interviennent entre la vie N et la vie N+1, à quelle vie sont-elles rattachées ?

Cela n'a pas d'influence méthodologique lorsque le praticien adopte une extension des frontières puisque dans ce cas le système englobe à la fois la vie N, la vie N+1 et ces étapes intermédiaires. Il faut néanmoins prendre garde à ne pas oublier ces étapes intermédiaires qui peuvent avoir des impacts environnementaux significatifs et influencer sur la performance du produit.

Par contre la question se pose dans le cas de l'allocation. Il est alors **nécessaire de se demander comment la fin de la vie N aurait été gérée sans la présence de la vie N+1 et d'allouer à N les étapes qui lui sont propres**. Prenons par exemple le cas fictif d'un véhicule électrique en fin de vie. On suppose dans le cas sans réutilisation qu'il est désassemblé, que la carcasse part en filière VHU et la batterie est recyclée. Dans le cas où il y a réutilisation, le véhicule est désassemblé, la batterie remise à niveau et reconditionnée avant sa seconde utilisation. Dans cet exemple, les impacts liés aux étapes de désassemblage et les étapes de remise à niveau et de reconditionnement doivent être répartis entre les vies N à N+1.

[Rich15] présente un cas où une partie des batteries de véhicule électrique usées ne sont pas réutilisées en application stationnaire et envoyées en fin de vie car elles ne respectent pas les recommandations techniques. Les auteurs ont choisi de placer les impacts et bénéfices de la fin de vie des batteries refusées dans les frontières du système « N+1 », à savoir la réutilisation en usage stationnaire. Cela peut se justifier puisque les exigences techniques pour leur réutilisation sont fixées par cet utilisateur aval : il porte donc la responsabilité de la réorientation des batteries en fin de vie. En réalité, ces batteries auraient vraisemblablement de toute

façon été envoyées en fin de vie si la vie additionnelle en aval n'existait pas. Il aurait donc été logique que la vie en amont intègre en partie ces impacts et qu'ils soient alloués vers le cycle aval.

L'important est donc que le praticien soit conscient des enjeux qui concernent ces étapes intermédiaires et qu'il expose avec clarté les procédés inclus dans la frontière de son système et les hypothèses réalisées.

Au-delà de ces considérations relatives à la définition de chaque système, un autre constat, issu de la revue bibliographique méthodologique, est **le manque de données relatives à ces activités**. Même au sein des publications telles que les cinq étudiées au sein des fiches méthodes, nous avons constaté que la modélisation de l'étape de reconditionnement était basée sur des données peu robustes. Il y aurait en vérité un effort de fond à fournir pour mieux comprendre les procédés mis en jeu et combler ces manques en données.

❖ #21 Cas particulier de *n* vies sur des applications multiples

Un cas particulier évoqué au cours du projet – et par ailleurs probablement le plus compliqué auquel on puisse être confronté – est celui d'un bien ou service ayant *n* vies (avec $n > 2$) et ce pour des applications multiples. Un tel cas d'étude est complexe pour plusieurs raisons, qui sont mentionnées ci-dessous :

- Avec un nombre de vies qui augmente, le niveau de connaissance sur le devenir d'un produit diminue et devient plus incertain.
- En revenant au parallèle avec la multifonctionnalité, traiter un procédé trifonctionnel ou plus peut potentiellement être plus complexe que le fait de traiter un procédé bifonctionnel.
- Raisonner au-delà d'une vie *n* et des vies *n-1* et/ou *n+1* n'est pas forcément intuitif pour le praticien ACV, en particulier pour appliquer les méthodes d'extension des frontières du système avec substitution ou l'allocation.

La revue bibliographique méthodologique n'a pas permis d'identifier de publication traitant de *n* vies d'un bien ou service sur des applications multiples. Quelques publications comme [Pert11] ne traitent pas plus de deux vies successives mais évoquent le cas de *n* vies et précisent que leur méthodologie est généralisable à ce cas de figure.

Il apparaît néanmoins que ce type de situation, qui devrait plus trouver sa place dans un contexte d'économie circulaire, doit être approfondie pour être traitée en ACV de manière robuste.

2.4. Conclusions, limites actuelles et discussion

Les sections précédentes de ce guide ont permis de structurer les différentes étapes qu'il est nécessaire de déployer dans le cas d'une étude d'ACV incluant du réemploi ou de la réutilisation. Dans ce cadre, effectuer le parallèle avec la multifonctionnalité permet de cadrer la problématique et de hiérarchiser les différentes solutions possibles.

Trois principales méthodes pour traiter cette problématique ont été identifiées grâce à la revue bibliographique méthodologique : l'extension des frontières du système avec substitution, l'allocation, ou l'application d'une méthode de substitution et allocation (par exemple avec la Circular Footprint Formula (CFF) mise en place dans le cadre de l'initiative PEF et spécifiquement analysée en section 2.3.2.5).

Différents aspects de ces méthodes ont été développés, spécifiquement dans le cas de boucles produit. On peut notamment citer la nécessité de déterminer les dynamiques de marché entre produits de seconde et de première main, ou le besoin de se fonder sur des études techniques spécifiques pour déterminer l'équivalence fonctionnelle entre produit neuf et produit réutilisé / réemployé. In fine, dans un contexte d'économie circulaire, il nous semble fructueux d'aborder ces problématiques de vies multiples, de réemploi ou de réutilisation avec une vision conjointe entre enjeux environnementaux, économiques et techniques. Des initiatives existantes comme L'Argus automobile ou la norme NF ISO 15686, mentionnés précédemment, sont par exemple des outils établis de détermination de la valeur économique de produits de seconde main – en l'occurrence les voitures ou les bâtiments dans ces deux cas de figure. **Il serait nécessaire, à l'avenir, d'identifier d'autres travaux de ce type pour nourrir et améliorer les réflexions sur les enjeux environnementaux dans les cas (amenés à se généraliser) de réemploi et de réutilisation.**

A cet égard, a été discuté au cours du projet le fait que les problématiques sont différentes entre des produits à longue durée de vie (bâtiments par exemple), des produits réutilisés de nombreuses fois (par exemple outils médicaux [Ibbo13] [Unge14]) ou des produits limités à deux ou trois vies maximum (comme les batteries). Il n'a pas été possible dans le cadre de ce projet de **définir des recommandations par type de produit – cependant, une prochaine étude SCORELCA sur les boucles produit pourrait permettre de compléter ces aspects, pourquoi pas en complémentarité du guide méthodologique établi ici.**

Concernant les méthodes de substitution et allocation telles que la CFF, un constat peut être que ces méthodes ont initialement été pensées pour traiter des boucles matière plutôt que des boucles produit. Si l'on regarde par exemple la CFF, plusieurs paramètres de la formule (comme le facteur A par exemple) posent question pour une application sur des boucles produit. De façon plus générale, il a été constaté que les problématiques de réemploi et de réutilisation n'avaient pas encore été pleinement investiguées dans le cadre de l'expérimentation PEF. **Une recommandation à faire au JRC serait ainsi d'affiner les recommandations méthodologiques du document PEFCR Guidance pour établir des règles aussi homogènes que possible pour toutes les catégories de produits dès qu'une problématique de réemploi ou de réutilisation survient.**

Plus généralement, nous approchons, avec la réflexion sur la modélisation des vies successives d'un produit en ACV, un problème plus large et déjà identifié par ailleurs, qui est celui de la modélisation de la consommation de ressources. En effet, des travaux récents³¹ mettent l'accent sur l'incohérence entre une modélisation de l'utilisation des ressources sous la forme d'une consommation, et l'intérêt de distinguer les usages conservatifs des usages dispersifs, voire de comptabiliser les usages « concentrateurs », qui permettent par exemple de mettre à disposition des métaux à partir de minerais peu concentrés.

Une telle modélisation par la consommation était pertinente dans une économie linéaire. Dans une perspective d'économie circulaire, les ressources ne peuvent plus être considérées comme consommées. Elles sont immobilisées pendant un certain temps dans un produit donné, après avoir éventuellement été concentrées, et sont ensuite soit remises à disposition de la technosphère, soit dispersées.

Les impacts (souvent importants) de l'extraction et du raffinage nécessaire à la production du métal devraient être répartis sur les multiples vies du métal, avec une allocation tenant compte :

- de la qualité nécessaire à l'usage considéré (souvent déterminée par la pureté du métal, ou son niveau d'oxydation),
- du temps d'immobilisation dans le produit considéré,
- de la capacité du produit à libérer le métal en fin de vie, dans de bonnes conditions de qualité.

Ces limites actuelles du mode de prise en compte de la déplétion des ressources en ACV ont été mises en avant dans l'étude SCORELCA 2012-02 sur les « Indicateurs d'épuisement des ressources en Analyse du Cycle de Vie », et synthétisés dans le cadre du sujet d'approfondissement B sur la prise en compte de la valeur résiduelle effective des déchets de l'étude SCORELCA 2015-05 « méthodes innovantes d'évaluation de l'impact environnemental des déchets ».

Ces considérations formulées pour modéliser les boucles matière pourraient nous inspirer dans l'élaboration de modèles de vies multiples. Il pourrait être intéressant de distinguer différentes boucles potentielles : réutilisation du produit dans un usage similaire - sans ou avec refabrication - réutilisation dans un usage dégradé, réutilisation de pièces et composants, recyclage de la matière, voire valorisation énergétique.

Il s'agit plus ici de création/destruction de valeur au sein de la technosphère que d'impacts environnementaux. D'aucuns remettent en question la modélisation des ressources comme une aire de protection en ACV, arguant qu'il s'agit plus d'actifs économiques. Cela pourrait justifier une allocation fondée sur les prix (ou la différence de prix entre le prix d'achat et le prix de revente comme produit d'occasion, pièces d'occasion ou matière à recycler) et la durée d'immobilisation.

Cependant, la raréfaction des ressources facilement accessibles conduit les producteurs à aller chercher des ressources toujours plus éloignées, moins concentrées, dont l'extraction est plus énergivore et plus polluante. Les enjeux de matériaux représentent donc un véritable enjeu environnemental, même s'ils ne sont pas considérés comme une aire de protection en tant que telle. Cela souligne encore, s'il en était besoin, l'importance d'une transition vers une économie circulaire.

³¹ Voir les travaux de Adibi, 2016, ou Asselin & Teulon 2016, par exemple, mentionnés dans les références en section 5.2

Les difficultés pratiques que l'on peut imaginer pour mettre en œuvre des méthodes d'allocation telles que celles évoquées plus haut tiennent à l'ignorance, en début de vie du produit, de sa durée de vie future, de ses usages ultérieurs, et de l'éventuelle utilisation de certains des composants et matériaux. Cela dit, des hypothèses peuvent être faites sur ces différents points, de façon à évaluer les bénéfices et les coûts de la mise en œuvre d'une économie circulaire. Il s'agit là d'une explication, qui prend tout son sens dans un contexte encore peu favorable à cette transition.

2.5. Recommandations méthodologiques et enseignements pour la partie B

2.5.1 Recommandations pour la partie B

En vue de l'application des recommandations faites ici dans une étude spécifique portant sur le cas de batteries, il a été recommandé d'approfondir les points suivants avec la nouvelle perspective apportée par l'étude de cas :

- En termes de modes de traitement de la multifonctionnalité, il a été recommandé de tester en parallèle les méthodes suivantes :
 - Extension des frontières du système avec substitution ;
 - Allocation, de préférence fonctionnelle ;
 - L'application de la Circular Footprint Formula (CFF).
- Différents scénarios de seconde vie, dont un scénario incluant éventuellement une troisième vie dans une application différente.

2.5.2 Enseignements de la partie B

Les principaux enseignements d'ordre méthodologie apportés par la partie B sont consignés dans cette section. Des conclusions plus étayées sont proposées en section 3.2.6 page 190.

❖ Extension des frontières du système

Le cas d'étude souligne la pertinence de cette méthode dans une approche conséquentielle. L'absence de facteur d'allocation – dont la définition est généralement sujette à débat – peut renforcer la crédibilité d'une telle approche globale. Par ailleurs, l'extension des frontières permet de prendre en compte plus de 2 cycles de vie, à condition que le praticien soit capable d'isoler le produit substitué pour chaque vie additionnelle.

❖ Méthode d'allocation selon la fonctionnalité intégrée

La partie B a souligné les enjeux développés précédemment, à savoir la définition précise de la fonctionnalité d'un produit. Si cette méthode s'applique bien à des cas avec plus de 2 cycles de vie, elle nécessite aussi de connaître la durée et la performance du produit dans chacune des vies considérées, ce qui peut poser de réels enjeux de disponibilité des informations. Cette caractéristique rend la méthode plus adaptée à l'évaluation de systèmes existants qu'à celle de technologies émergentes. Enfin, la fonctionnalité intégrée pénalise ou crédite plus ou moins le premier utilisateur en fonction des usages ultérieurs, bien qu'il n'en soit pas responsable.

❖ Allocation substitution selon la CFF

La méthode de la Circular Footprint Formula (CFF) nécessite la définition d'un grand nombre de paramètres, pour caractériser en particulier l'état du marché du bien et sa qualité relative. Dans la plupart des cas, ces paramètres ne sont pas prédéfinis et il faut faire des hypothèses après enquête sur les marchés. La partie B a également permis de mettre en avant le traitement différencié des flux de matière et d'énergie d'un côté, et des déchets de l'autre, ce qui a des impacts sur le calcul. Comme les déchets de fin de vie sont attribués uniquement à la dernière application, cela peut avoir des effets pervers et déresponsabiliser les fabricants.

Par rapport à la fonctionnalité intégrée, la CFF présente l'avantage de ne devoir déterminer que les caractéristiques des vies $n-1$ et $n+1$, et les impacts dépendent uniquement de l'état d'un produit à un instant t et pas de son devenir. Enfin, le cas d'étude a également soulevé le manque de clarté du périmètre d'application de la formule CFF : à la batterie dans son ensemble, ou à ses composants, ou à ses matériaux ?

2.6. Revue bibliographique

Les recommandations et le guide méthodologique présentés au chapitre précédent sont issus d'un travail plus profond d'analyse bibliographique méthodologique. Le fruit principal de ce travail en a été la sélection des cinq publications d'intérêt avec SCORELCA et l'analyse de ces publications :

- A l'issue de la revue bibliographique, une présélection de publications d'intérêt a été proposée à SCORELCA, transmise via le fichier de revue bibliographique (fichier Excel) et un guide de lecture présenté ci-après.
- Après sélection finale des publications d'intérêt, chacune d'elles a fait l'objet d'une analyse retranscrite dans une fiche méthode. Les fiches méthodes sont présentées dans la section suivante au chapitre 2.7.

2.6.1 Travaux effectués

Les principales étapes ayant permis d'aboutir au tableur (fichier de revue bibliographique) sont les suivantes :

1. Une importante revue de la bibliographie sur l'évaluation des impacts environnementaux associés au réemploi, à la réutilisation, et aux multiples cycles de vie, avec fonction(s) unique ou multiples. Environ 90 publications ont été identifiées et recensées dans le tableur. Ces publications ont été listées dans la base de données bibliographique du tableur.
2. Étant donné le nombre conséquent de publications identifiées lors de cette revue, un premier filtrage des publications identifiées a été effectué, permettant de se ramener à un nombre plus restreint de publications présentant un intérêt pour la suite des travaux. Les résultats de ce premier filtrage des documents sont détaillés en colonne J du tableur (voir détails en section suivante).
3. A l'issue de ce premier filtrage, l'équipe projet a présélectionné 24 publications parmi toutes les publications retenues à l'issue du premier filtrage. Pour ces publications, des informations complémentaires ont été renseignées plus spécifiquement sur les aspects méthodologiques qui étaient pris en compte ou non. Enfin, il a été attribué à chacune de ces méthodes un niveau de priorité (1 étant le niveau de priorité le plus élevé, 4 le niveau le plus faible) en vue de la sélection finale des 4 à 5 cas d'études à aborder en détail dans la suite des travaux.

Deux choses à noter en complément :

- Les différentes étapes de ce travail ont suivi un processus itératif impliquant plusieurs membres de l'équipe projet. Cela a notamment permis d'induire des échanges en interne au sein de l'équipe et de réviser si besoin les priorisations faites sur les différentes publications analysées au cours des différentes étapes de la revue et de l'analyse.
- Une enquête auprès de la communauté ACV via un sondage a permis de compléter la base de données selon l'intérêt des informations fournies à travers ce sondage (publications non identifiées par exemple).

Le fichier ayant été transmis à SCORELCA est filtré sur les 24 publications issues de la présélection. Il est néanmoins possible via les fonctionnalités du tableur de modifier les filtres pour accéder à la totalité des publications répertoriées. Les différentes références sont précisées en chapitre 3.

2.6.2 Guide de lecture de la revue bibliographique méthodologique

Ce fichier constitue la base de données bibliographique pour la revue méthodologique de la partie A.

❖ Informations générales sur les publications

Pour l'ensemble des publications recensées, le tableur comprend les champs généraux suivants, renseignés pour chaque publication :

- **Tag** : numéro d'identification unique des publications identifiées
- **Nom** (auteur principal)

- **Prénom** (auteur principal)
- **Titre** de la publication
- **Année** de publication
- **Éditeur**
- **Cadre méthodologique** : indique le cadre méthodologique dans lequel s'inscrit la méthode utilisée ou présentée dans la publication comme l'ACV, ou des méthodes plutôt économiques par exemple.
- **Type de document** : indique s'il s'agit d'un article, d'une thèse, d'une présentation, d'actes de conférence, etc.
- **Type de contenu** : précise si la publication traite d'un cas d'étude, d'un développement méthodologique, d'une revue de la bibliographie, etc.
- **« Intérêt pour le projet ? »** : ce champ indique l'avis final du consortium sur la pertinence de la méthode ou des méthodes faisant l'objet de la publication en regard des objectifs de la mission en cours pour SCORELCA. Ce champ présente donc les conclusions du premier filtrage des méthodes évoqué précédemment. L'avis du consortium d'exclure ou de conserver la ou les méthode(s) s'est basé notamment :
 - Sur le lien avec la thématique des cycles de vie multiples, du réemploi et de la réutilisation.
 - Sur le fait que la publication permettait d'adopter une approche de type « boucle produit », par opposition aux « boucles matières » déjà abordées dans l'étude SCORELCA sur les méthodes innovantes de prise en compte de la fin de vie.
 - Sur la clarté et la transparence de la publication. Notamment, les publications rentrant dans le sujet du projet mais traitant d'une problématique des cycles de vie multiples moins bien que d'autres publications déjà identifiées ont été exclues. C'est le cas par exemple de beaucoup d'éléments de la bibliographie qui présentent des ACV simplifiées de réemploi.
- **Commentaire** : ce champ donne des éléments synthétiques de compréhension des principaux points de la publication.

❖ *Analyse plus spécifique des publications*

Comme évoqué précédemment, la recherche bibliographique a permis d'identifier 90 publications. Leur inventaire dans le tableur et l'identification préliminaire de leur intérêt a permis de faire un premier filtrage aboutissant à 24 publications d'intérêt « O » ou « (O) ». Ces publications ont ensuite été soumises à la grille d'analyse contenant les critères suivants :

- **Méthode utilisée pour le traitement de la seconde vie** : ce champ indique l'approche générale pour prendre en compte les multiples cycles de vie. Le plus souvent, il s'agit soit d'une extension des frontières du système avec modélisation des impacts évités, soit d'un fractionnement des impacts entre les cycles de vie, permis par un critère d'allocation.
- **Type d'objet considéré** : mentionne dans le cas d'études abordant un objet précis, le plus souvent en tant qu'exemple de la méthodologie présentée.
- **Nombre de cycles de vies** : distingue les publications ne traitant que deux cycles de vie de celles en traitant plus.
- **Application multiple ou unique** : distingue le cas où un bien remplit plusieurs fonctions ou non, les questions méthodologiques n'étant pas les mêmes selon le cas de figure.
- **Frontière du système étudié** : indique si l'étude considère uniquement une vie parmi tous les cycles de vie du produit considéré ou si toutes les vies
- du produit sont considérés. A noter le lien avec le champ « méthode utilisée pour le traitement de la seconde vie ».
- **Prise en compte de la qualité du service rendu** : indique si la publication aborde la problématique du changement de fonctionnalité et de la perte de qualité avec la succession des cycles de vie.

Sur la base de ces différents critères, un niveau de priorité de 1 à 4 a été indiqué pour les différentes publications (1 étant le niveau le plus haut, 4 le plus bas, pour les publications d'intérêt pour le projet « (O) »),

avec l'explication associée. C'est sur cette base que l'équipe projet s'est accordée sur les 5 publications sélectionnées.

2.7. Fiches méthode

1. FICHE METHODE N°1 : RICH K., ENVIRONMENTAL TRADE-OFFS ACROSS CASCADING LITHIUM-ION BATTERY LIFE CYCLES

Fiche methode N°1

Problématique traitée : *Comparaison de la modélisation de vies multiples pour un même produit du point de vue du premier utilisateur ou du second.*

1. Informations générales sur la publication

Titre de la publication	Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles
Auteurs(s) :	Kirti Richa, Callie W. Babbitt, Nenad G. Nenadic, Gabrielle Gaustad
Organisation(s) d'appartenance :	Golisano Institute for Sustainability, Rochester Institute of Technology
Date de diffusion :	2015
Référence :	Richa K. C.W. Babbitt, N.G. Nenadic, G. Gaustad. Int J Life Cycle Assess (2015) 22: 111.
Type(s) d'options de fin de vie couvert(s) (réemploi, réutilisation, etc.) :	Réutilisation
Approche utilisée pour le traitement de la seconde vie	Comparaison entre extension des frontières du système et allocation
Catégorie(s) de produit considérée(s)	Spécifique aux batteries de véhicules électriques réemployées dans des systèmes de stockage d'énergie
Applications identique ou multiples	Applications multiples
Prise en compte de la qualité du service rendu lors de la seconde vie et au-delà	Oui, pour la méthode d'allocation avec la considération de plusieurs paramètres

2. Introduction

Les véhicules électriques (VE) sont identifiés comme une solution intéressante pour réduire les émissions de gaz à effet de serre du secteur des transports. Cependant, un frein majeur à leur déploiement est le coût élevé des batteries Lithium-ion. Les auteurs identifient la réutilisation de ces batteries dans d'autres applications comme un moyen de réduire ces coûts. En particulier, la réutilisation des batteries Lithium-ion dans des applications fixes est documentée comme comportant un certain attrait économique, notamment par rapport aux batteries Plomb-Acide (PbA).

3. Enjeux & objectifs

L'objet de la publication est d'investiguer les potentiels intérêts environnementaux pour les différents utilisateurs, à savoir :

1. Les fabricants de batteries et de véhicules électriques : dans quelle mesure l'ajout d'une seconde vie réduit les impacts environnementaux sur l'ensemble du cycle de vie ?
2. Les exploitants de systèmes stationnaires de stockage d'énergie (SSSE) : quel sont les impacts liés à la réutilisation d'une batterie Li-ion, impacts comparés à ceux d'une batterie PbA neuve ?

Il est à noter que les deux cas ne considèrent pas des systèmes équivalents. En effet, dans le premier cas les auteurs réalisent une extension des frontières du système (pour prendre en compte la production de la batterie, son utilisation dans un véhicule électrique, son utilisation en SSSE et sa fin de vie) couplée à une substitution puisque sont soustraits les impacts liés à la production évitée d'une batterie PbA.

Dans le second cas, le SSSE est directement comparé à l'utilisation de batteries PbA pour une fonction identique. Les auteurs discutent différents moyens d'allouer les impacts de la production initiale et de la fin de vie de batteries de VE au SSSE.

L'objectif est ainsi d'analyser la répartition des impacts sur chaque vie en fonction des méthodes utilisées.

4. Description de la méthodologie

Description des choix méthodologiques

Choix méthodologique 1 (CM1)

Ce choix méthodologique inclut une fonction de mobilité assurée par une batterie Lithium Manganèse Oxide (LiMn_2O_4). A la fin de cette vie, il est supposé que cette batterie se substitue dans une application fixe à une batterie PbA, laquelle est jugée comme étant la technologie majoritairement utilisée actuellement dans des applications de stockage d'énergie fixe.

Choix méthodologique (CM2)

Ce choix méthodologique inclut une fonction de stockage d'énergie fixe indépendamment de la première vie de la batterie. Les auteurs réalisent une comparaison entre les impacts associés à des batteries LiMn_2O_4 de VE réutilisées en SSSE et les impacts associés à une batterie de type PbA réalisant une fonction identique.

Éléments méthodologiques

CM1 - Choix de l'unité fonctionnelle

L'UF a été définie comme le « Fonctionnement d'une batterie pour faire rouler un véhicule électrique sur une certaine distance pour X années puis dont les cellules sont utilisées dans un système stationnaire de stockage d'énergie ».

CM2 - Choix de l'unité fonctionnelle

L'UF a été définie comme un « Système de stockage d'énergie à base de batteries réutilisées, délivrant au quotidien une certaine quantité d'énergie pour une certaine durée, en prenant en compte une profondeur de décharge (expected Depth of discharge - DoD) donnée ».

CM1 - Frontière du système

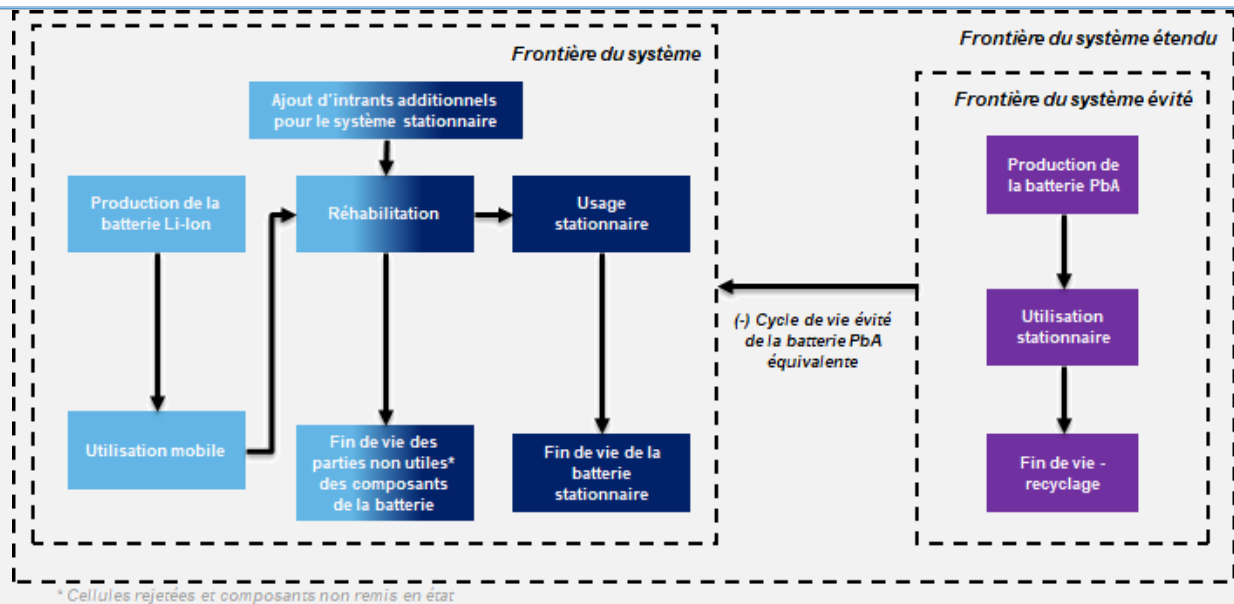


Figure 8 -Frontière de CM1

CM2 - Frontière du système

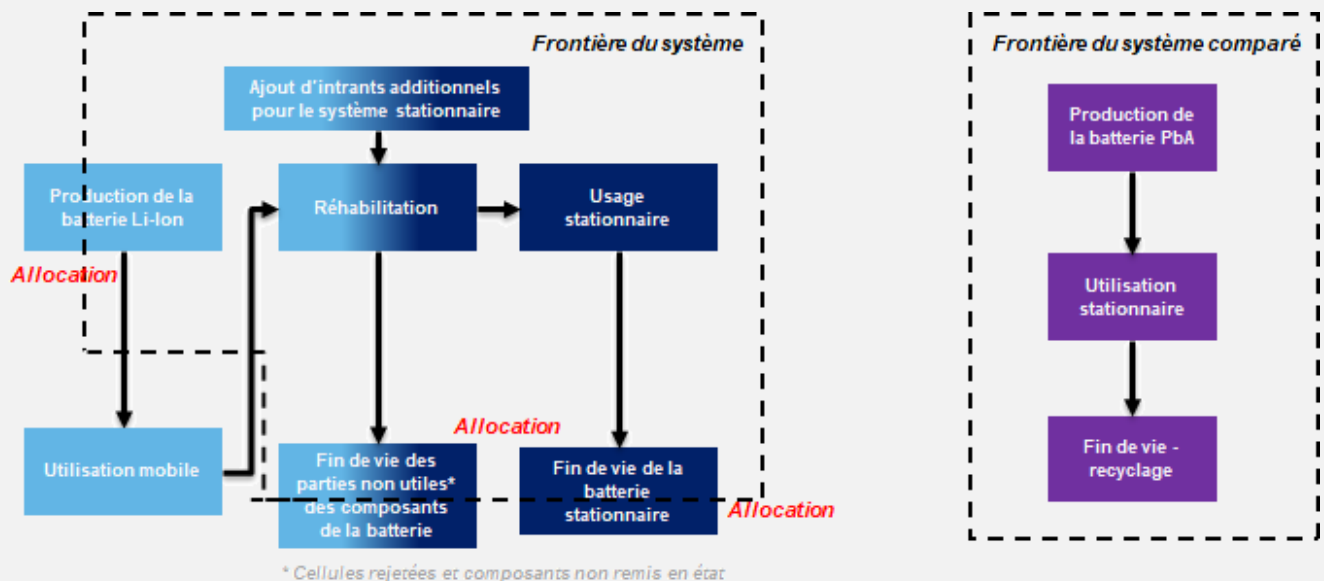


Figure 9 - Frontière de CM2

Les différences suivantes entre la frontière de CM1 et celle de CM2 peuvent être notées en particulier :

- La frontière du choix méthodologique 1 inclut les deux cycles de vie de la batterie sur sa durée de vie totale, tandis que le second système n'en considère qu'une partie.
- Le premier système regarde le cycle de vie de la batterie PbA au travers des impacts évités qu'il représente. A l'inverse, le second système considère le cycle de vie de la batterie PbA comme un second système pour comparaison au système réutilisé.
- La phase d'utilisation mobile est prise en compte dans le CM1 mais pas dans le CM2

CM1 - Paramètres pour la prise en compte de la seconde vie

Ce premier choix méthodologique 1 consiste à étendre la frontière du système puis à substituer un système évité, à savoir la production, l'utilisation et la fin de vie de batteries PbA à fonctionnalité équivalente.

Pour affiner la prise en compte de la substitution, les auteurs jouent sur deux paramètres :

1. Le ratio de cellules de batteries effectivement réutilisables (F), qui varie entre 10% et 100% faute d'informations spécifiques. Une étude de sensibilité est réalisée sur ce paramètre.
2. La durée de la seconde vie de la batterie réutilisée, qui varie entre 1 et 10 ans, là encore faute d'informations spécifiques.

CM2 - Paramètres pour la prise en compte de la seconde vie

Dans le second cas, le système de la batterie Li-ion réutilisée est comparé avec celui d'une batterie PbA neuve à fonctionnalité équivalente. Néanmoins, il est nécessaire d'attribuer au système de stockage stationnaire à la fois une partie des impacts de la production de la batterie ainsi que les impacts / bénéfices liés à sa fin de vie. Pour ce faire, les auteurs ont développé quatre critères d'allocation :

1. Allocation fonctionnelle basée sur un critère énergétique ;
2. Allocation économique basée sur le ratio de l'évolution du prix de la batterie (en \$/kWh) neuve ou réutilisable ;
3. Méthode des stocks : pas d'impacts liés à la première vie de la batterie ;
4. Allocation 50/50 : répartition uniforme des impacts entre les deux cycles de vie sur les étapes en commun.

Par ailleurs, les deux mêmes paramètres variables (ratio de cellules de batteries effectivement réutilisables et durée de la seconde vie de la batterie réutilisée) mais aussi l'efficacité de la batterie PbA sont considérés dans une analyse de sensibilité.

Il est également à noter que seuls les impacts des composants des batteries effectivement réutilisés (cellules et module) sont alloués. Ainsi, les impacts de la production et de la fin de vie des cellules et modules alloués au SSSE I_{SSSE} s'expriment en fonction des :

- Impacts de la production de tous les modules et cellules : I_{PROD} ;
- Impacts de la fin de vie des cellules et modules effectivement utilisés dans le SSSE : $I_{FDV - UT}$
- Impacts de la fin de vie des cellules et modules non utilisés dans le SSSE puisqu'ils ne remplissent pas les critères définis : $I_{FDV - NON UT}$

Allocation fonctionnelle

L'allocation fonctionnelle est basée sur la capacité de stockage énergétique des batteries au niveau de changement d'utilisateur via la baisse de qualité des cellules. La capacité de stockage dans le SSSE E_{SSSE} est fixée dans l'UF et définie pour toute la durée d'utilisation. La capacité de stockage des batteries du VE E_{VE} est définie comme la capacité de stockage totale des batteries de VE nécessaires pour obtenir une batterie stationnaire telle que définie dans l'UF. Cela prend en compte le ratio de cellules de batteries effectivement réutilisables F. Dans le cas particulier où $F = 100\%$ (i.e. 100% des batteries du VE effectivement réutilisées) on a $E_{SSSE} = E_V$ mais plus généralement $E_{VE} \leq E_{SSSE}$. Il est à noter que l'on ne tient pas compte de la dégradation de la performance d'une batterie au cours de sa durée de vie.

Ainsi les impacts de la production et de la fin de vie des cellules et modules alloués au SSSE s'expriment de la façon suivante :

$$I_{SSSE} = \frac{E_{SSSE}}{E_{SSSE} + E_{VE}} * (I_{PROD} + I_{FDV-UT} + I_{FDV-NON UT})$$

Allocation économique

Ce mode d'allocation combine la capacité de stockage des batteries et leur prix sur le marché. La valeur initiale des batteries du VE est notée V_{VE} et est calculée en multipliant E_{VE} par le prix en \$/kWh pour des batteries neuves. De la même manière, la valeur marchande des batteries stationnaires V_{SSSE} calculée en multipliant E_{SSSE} par le prix en \$/kWh pour une batterie réutilisée. Ainsi V_{SSSE} / V_{VE} représente la valeur marchande du système de batteries stationnaires en comparaison de la valeur marchande des batteries constitutives du VE.

Les impacts de la production et de la fin de vie des cellules et modules alloués au SSSE s'écrivent alors :

$$I_{SSSE} = \frac{V_{SSSE}}{V_{VE}} * (I_{PROD} + I_{FDV-UT} + I_{FDV-NON UT})$$

Méthode des stocks

Cette méthode se base sur la considération que chaque produit doit se voir allouer uniquement les impacts de son propre cycle de vie. Les auteurs expliquent que I_{PROD} est nul, mais aussi $I_{FDV-NON UT}$ puisque la gestion de fin de vie des batteries est réalisée au sein de la première vie. Par contre 100% de I_{FDV-UT} sont alloués au second cycle. On a donc :

$$I_{SSSE} = I_{FDV-UT}$$

Allocation 50/50

Ce scénario d'allocation implique que les impacts sont partagés de manière égale entre les deux cycles de vie. Cela peut être considéré comme le scénario pessimiste du point de vue de l'utilisateur de SSSE. On a donc logiquement :

$$I_{SSSE} = \frac{1}{2} * (I_{PROD} + I_{FDV-UT} + I_{FDV-NON UT})$$

5. Cas d'application et/ou illustration(s)

Les auteurs s'intéressent dans leur publication à la comparaison entre un système conventionnel de stockage d'électricité assuré par des batteries de type PbA avec des batteries LiMn_2O_4 (Li-ion) utilisées dans des VE puis en SSSE. La phase de production inclut notamment la fabrication de la cathode, de l'anode ou encore de l'électrolyte. Pour la phase d'utilisation, il est considéré que la capacité d'un cycle de la batterie décroît de 95% au moment de sa production à 80% à la fin de son utilisation dans un véhicule électrique. Des étapes de refabrication et de test sont ensuite incluses avant la seconde vie. Ce dernier inclut les phases d'utilisation et de fin de vie des batteries (premier recyclage des batteries non conformes pour utilisation en SSSE puis recyclage après ce second cycle). Enfin, les procédés de production et de recyclage des batteries PbA sont également détaillés.

Un scénario de référence est défini en considérant que 50% des cellules des batteries de VE sont réutilisées, et que la batterie stationnaire a une durée de vie de 5 ans.

Résultats

Résultats clés pour le CM1

Les auteurs ont choisi de représenter les résultats pour deux indicateurs : la consommation d'énergie primaire totale (Cumulated Energy Demand – CED) et le potentiel de réchauffement climatique (Global Warming Potential – GWP). La Figure 10 montre les résultats pour le CM1 dans le scénario de référence. La ligne pointillée représente les impacts totaux du cycle de vie des batteries sans réutilisation.

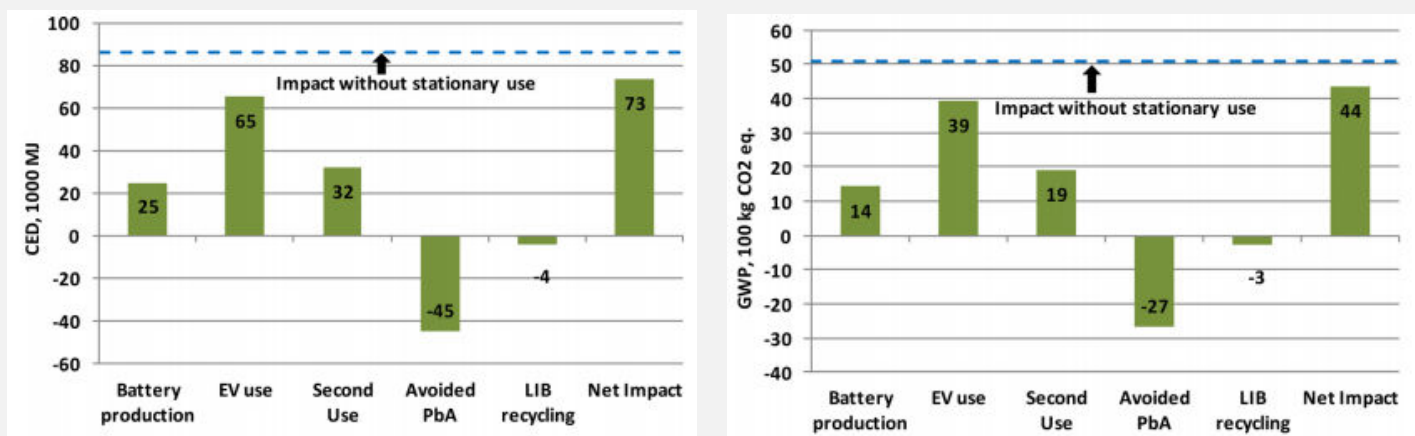


Figure 10: Énergie totale et potentiel de réchauffement climatique par étapes pour le CM1 dans le scénario de référence

Il est alors possible de constater que la réutilisation induit tant une consommation d'énergie que des émissions d'eq. CO₂ plus faibles qu'en l'absence de seconde vie des batteries.

Les auteurs ont également mis en regard la durée de vie des batteries réutilisées et le ratio de conversion des cellules. Il apparaît que les seuls cas pour lesquels le système avec réutilisation est moins intéressant que celui sans réutilisation en termes de consommation d'énergie sont ceux où la durée de vie est de 1 an et le ratio de conversion inférieur à 50%.

Comme prévisible, à ratio de conversion fixé, plus la durée de vie des batteries réutilisées est longue, et plus la demande en énergie est faible. On constate également que plus la durée de vie des batteries est longue, et plus l'impact du ratio de conversion est important. Par exemple, alors que le ratio de conversion ne fait que peu varier les impacts lorsque la batterie réutilisée a une durée de vie de 1 an (la consommation d'énergie diminue uniquement de moins de 5% lorsque le ratio passe de 10 à 100% dans ce cas), pour une durée de seconde vie de 10 ans, la consommation d'énergie diminue de 70% lorsque le ratio passe de 10 à 100%. Il est également à noter que la décroissance de la demande en énergie en fonction de F est linéaire, avec un facteur de linéarité d'autant plus grand que la durée de vie augmente.

Résultats clés pour le CM2

Dans le CM2, les auteurs ont calculé les consommations d'énergie primaire totale (CED) en fonction de l'efficacité estimée des batteries PbA substituées (de 75 à 95%). Dans tous les cas, le système utilisant les batteries Li-ion réutilisées présente les consommations d'énergie les plus faibles. Pour une batterie PbA très efficace (85%), la consommation d'énergie n'est que 15% plus élevée, mais elle atteint près du double (86%) pour les batteries les moins efficaces. Cela montre l'importance de la prise en compte de ce paramètre sur les impacts environnementaux du système substitué.

Avec les paramètres définis par les auteurs, la consommation d'énergie allouée à la seconde utilisation est la plus importante avec la méthode d'allocation 50/50, puis avec l'allocation économique, l'allocation énergétique et enfin la méthode des stocks. La méthode d'allocation 50/50 est par ailleurs la plus sensible aux variations du ratio de conversion. Il est également intéressant de noter que l'approche basée sur la qualité des batteries (allocation économique et énergétique) résulte dans des performances environnementales intermédiaires. De manière générale, la hiérarchie présentée ici n'est pas absolue puisque les résultats des méthodes d'allocation varient en fonction des 3 paramètres clés.

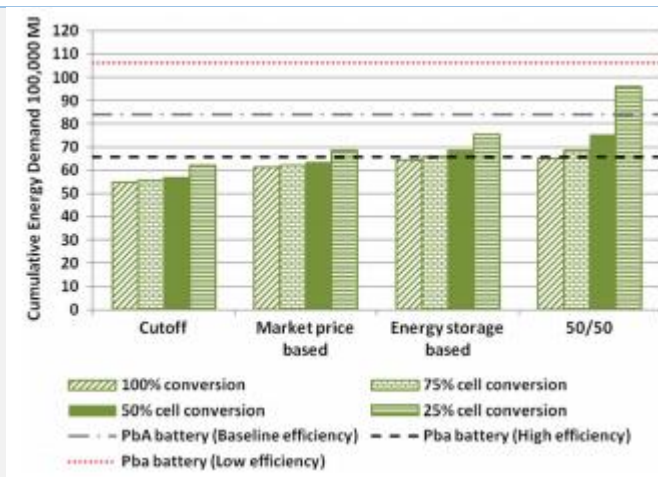


Figure 11 - Demande en énergie des batteries Li-ion, durée de vie de 5 ans

6. Propositions méthodologiques complémentaires / Pour aller plus loin

Comparaison des deux choix méthodologiques

Il aurait été instructif de pouvoir comparer les résultats de manière absolue entre les deux choix méthodologiques. Cependant, les choix tels que l'UF ou les frontières des systèmes ne le permettent pas vraiment. Au final, il est possible de comparer différents systèmes d'allocation mais pas les méthodes de substitution et d'allocation entre elles. En effet, comparer à une batterie PbA ou en soustraire les impacts revient mathématiquement au même. En revanche, il serait possible pour l'approche CM2 de calculer les impacts de la première utilisation des batteries, comme le complémentaire de ce qui est alloué au second cycle de vie, pour être comparé au résultat de CM1.

Comment choisir un mode d'allocation ?

Dans la mesure où l'extension des frontières du système avec substitution est favorisée par le système normatif vis-à-vis de l'allocation, il est pertinent de se demander quels sont les modes d'allocation préférables selon les circonstances. En effet, du point de vue du dernier utilisateur, il apparaît peu concevable de réaliser une extension des frontières.

Le corpus normatif actuel privilégie dans un premier temps une subdivision des systèmes, puis une approche par substitution et enfin une allocation (d'abord basée sur des critères physiques, puis des critères économiques). Si la méthode des stocks peut apparaître comme une manière de subdiviser un système global en deux sous-systèmes bien distincts, cette séparation n'est pas dirigée par des considérations physiques mais plus par des hypothèses arbitraires.

Par ailleurs, dans la méthode proposée par les auteurs, l'allocation économique et l'allocation fonctionnelle fournissent des résultats similaires. Dans ce cas, l'allocation économique reflète bien le niveau de fonctionnalité fourni à chaque vie, aussi les deux modes semblent pertinents. Néanmoins, il existe une incertitude sur les prévisions des prix de l'électricité produite par un tel système puisque le marché n'est pas encore bien établi. Il est également à noter que l'allocation économique est plus une allocation « fonctionnello-économique » dans la mesure où le prix se combine avec la fonctionnalité. Cela diffère d'autres allocations économiques (comme celle définie par [Pert11]) où seul le prix au rachat est pris en compte. Avec la méthode présentée par les auteurs, la baisse de qualité est incluse à la fois dans la partie fonctionnalité et dans le fait que les prix sont indirectement alignés sur la qualité du produit. Cela peut être considéré soit comme un double comptage soit comme une manière de mettre en avant cette décroissance fonctionnelle. Ainsi, la méthode d'allocation devrait principalement dépendre du paramètre (qu'il soit énergétique, économique ou autre) le plus pertinent dans pour le secteur du SSSE. Deux méthodes (50/50 et méthode des stocks) ne reflètent pas les caractéristiques des batteries réutilisées pour allouer les différents impacts et bénéfices. Dans le cas de la méthode des stocks, il est questionnable de considérer que le second utilisateur ne se voit pas allouer des impacts associés à la phase de production ou au traitement des batteries non réutilisées. Cela a tendance à favoriser le second cycle au détriment du premier, et n'encourage pas les producteurs de batteries à créer des systèmes qui soient plus facilement utilisables en application stationnaire. La méthode des stocks pourrait éventuellement être valable dans le cas (utopique) où il n'y aurait pas de viabilité économique pour la seconde vie, et qu'une subvention publique ou une fiscalité écologique proportionnelle au calcul de l'impact permettrait de rééquilibrer le bilan économique de la réutilisation. A l'inverse, l'allocation 50/50 implique que les impacts soient partagés de manière égale entre les deux cycles de vie. Cela pourrait être considéré comme le scénario pessimiste du point de vue de l'utilisateur de SSSE, mais les auteurs estiment que la validité de cette allocation augmente si l'on considère que le partenariat entre fabricants de batteries et utilisateurs en applications

stationnaire est arrangé en amont. En réalité, l'allocation 50/50 est arbitraire et un partenariat entre usagers amont et aval devrait se traduire via l'allocation économique. De plus, cette allocation 50/50 peut se justifier lorsqu'il faut donner une règle générale pour un matériau, mais cela n'est plus le cas avec un produit dont on connaît les utilisations.

Taux de conversion des cellules (F)

Il avait été identifié dans [Ahma15] que le taux de réutilisation des batteries utilisées en VE n'avait pas été pris en compte. A l'inverse, [Zink14] ont détaillé la prise en compte d'un taux de renouvellement des EEE. Les auteurs ont ici aussi considéré que le ratio de conversion des cellules était une variable à prendre en compte dans le calcul des impacts. Néanmoins, ce ratio pourrait être affiné si des études technico-économiques approfondies existaient sur le sujet.

Batteries non réutilisées

Par ailleurs, dans le CM2, il est également pertinent de se demander si le choix des auteurs d'attribuer une partie des impacts de la fin de vie des batteries non réutilisées au SSSE est pertinent. En effet, pourquoi cela est-il considéré comme faisant partie de la 2^{de} vie puisque même sans ce 2nd cycle, un traitement en fin de vie doit être envisagé, notamment pour les batteries non conformes ? Une des réponses serait de considérer que le second utilisateur fixe les conditions de réutilisation des batteries, et est donc en partie responsable des impacts liés à la fin de vie de celles écartées. Néanmoins, comme les débouchés de ces batteries ne sont à l'heure actuelle que très peu nombreux, il est fortement probable que ces batteries seraient dirigées directement vers des systèmes de gestion de fin de vie si le SSSE n'existait pas.

Système comparé

Si des analyses de sensibilité permettent de cerner les différentes variables, il est également possible de questionner le choix des batteries PbA comme système de comparaison. En effet, il n'existe que très peu de retours d'expérience sur ce sujet, et il serait intéressant de pouvoir prendre en compte d'autres alternatives. En prenant en compte un scénario plus actuel, les auteurs pourraient considérer que le surplus d'électricité ne vient pas alimenter les batteries d'un SSSE mais est soit envoyé vers des STEP, exporté, perdu, etc. Cela permettrait d'apporter un autre regard sur les conclusions de cette étude.

7. Conclusions

Cette publication présente l'avantage de présenter un panorama global des différentes méthodes permettant de comptabiliser les impacts entre le premier et le second utilisateur dans le cas de batteries de VE réutilisées en SSSE. Les auteurs détaillent d'abord un système étendu prenant en compte les deux cycles avec substitution des batteries PbA qui seraient utilisées sans réutilisation des batteries de VE. Dans un second temps, les auteurs se concentrent sur le point de vue du second utilisateur et réfléchissent à comment allouer les impacts des phases amont et de la fin de vie. Parmi les 4 modes d'allocation proposés, seules les allocations énergétiques et économiques prennent réellement en compte la qualité de la batterie au moment du changement d'utilisateur. La méthode des stocks et l'allocation 50/50 sont des méthodes génériques qui ne prennent pas en compte les enjeux spécifiques au système étudié.

Les auteurs détaillent également différentes variables à prendre en compte lors de la définition des systèmes : efficacité des batteries substituées, durée de vie des batteries réutilisées et ratio de conversion des cellules entre première et seconde utilisation. Il aurait été intéressant que les choix concernant les deux derniers paramètres soient plus étayés en s'appuyant sur des recommandations techniques.

2. FICHE METHODE N°2 : PERTL A., LIFE CYCLE ASSESSMENT ASPECTS OF REUSE PRODUCTS

Fiche methode N°2

Problématique traitée : *Développement de modes d'allocation dans le cas du réemploi vs. préparation pour le réemploi*

1. Informations générales sur la publication

Titre de la publication	Life cycle assessment aspects of reuse products
Auteurs(s) :	Andreas Pertl, Gudrun Obersteiner Stefan Salhofer
Organisation(s) d'appartenance :	University of Natural Resources and Life Sciences, Department of Water, Atmosphere and Environment, Institute of Waste Management, Vienna, Austria
Date de diffusion :	2011
Référence :	Pertl A, Obersteiner G, Salhofer S., 2011, 'Life cycle assessment aspects of reuse products', paper presented to LCM Conference, Berlin, August 28-31, 2011.
Type(s) d'options de fin de vie couvert(s) (réemploi, réutilisation, etc.) :	Réemploi et préparation au réemploi
Approche utilisée pour le traitement de la seconde vie	Système de bénéfices / impacts alloués entre première et seconde vie qui s'appuie sur une allocation fondée soit sur la fonctionnalité soit sur la valeur marchande
Catégorie(s) de produit considérée(s)	Potentiellement toute catégorie de produit
Applications identique ou multiples	Application unique pour les deux vies successives
Prise en compte de la qualité du service rendu lors de la seconde vie et au-delà	Une des méthodes d'allocation proposées est fondée sur la fonctionnalité du produit, mais cette dernière reste constante.

2. Introduction

La hiérarchisation des modes de déchets telle que définie dans la directive cadre européenne (Directive 2008/98/CE) présente la « Prévention des déchets » comme la priorité première. La prévention inclut notamment la possibilité de réemployer un produit. Le réemploi est défini ici comme la vente d'un produit d'un premier utilisateur à un second utilisateur (vente en direct, via des plateformes en ligne, etc.). Le produit doit remplir la même fonction dans ses deux vies tout en sachant que les éventuelles étapes de réparation ne sont pas traitées dans la publication. Comme le premier utilisateur n'a pas de volonté d'abandonner le produit, ce dernier ne rentre pas dans le cadre des régulations sur les déchets.

Une quantité importante de produits pouvant être réemployés finissent néanmoins dans des centres de collecte. Ils remplissent alors les critères qui leurs permettent d'être qualifiés de déchets. Il devient alors impossible de revendre ces

produits sans permis spécial. Pour encourager le réemploi vis-à-vis du recyclage, la CE a alors introduit la notion de « Préparation pour le réemploi ». Après des tests de qualité, cette étape facilite la sortie d'un produit du statut de déchet. Il peut alors être vendu ou donné à des consommateurs sans précaution particulière.

Les motivations pour favoriser le réemploi et la préparation pour le réemploi sont les bénéfices supposés en termes d'impacts environnementaux de ces produits en comparaison à des produits neufs.

3. Enjeux & objectifs

Cette publication s'inscrit dans le contexte du projet TRANSWASTE qui cherchait notamment à évaluer la performance environnementale des activités de préparation au réemploi (par ex. pour transfert d'un pays ayant un système de collecte développé vers un autre) via l'ACV pour identifier les produits qu'il serait plus avantageux de réemployer que de recycler. La publication analysée ici concerne plus précisément l'allocation des impacts entre la première et la seconde vie d'un produit réemployé. Les trois enjeux méthodologiques particulièrement ciblés dans cette publication sont :

1. Comment allouer les impacts environnements de la fabrication entre la première et la seconde vie des produits réemployés ?
2. Comment allouer les bénéfices / impacts de la fin de vie entre la première et la seconde vie des produits réemployés ?
3. Y a-t-il une différence entre l'application d'une méthode ACV pour le réemploi selon que l'on soit dans l'étape « prévention des déchets » ou celle « préparation pour le réemploi » ?

4. Description de la méthodologie

Prérequis et hypothèses

Méthodologiquement parlant, la différence majeure entre le réemploi et la préparation pour le réemploi est l'intentionnalité du premier utilisateur. Dans le cas du réemploi, le premier utilisateur considère que son produit a encore une valeur marchande donnée. Dans le cas de la préparation pour le réemploi, le premier utilisateur a l'intention de jeter son produit, ce qui signifie que sa valeur marchande devient nulle. Il est alors possible de distinguer deux scénarios :

- a) Le réemploi : le premier utilisateur vend le produit à un second utilisateur (grâce à une plateforme web, en direct, etc.) qui l'utilise jusqu'à la fin de sa durée de vie.
- b) Préparation pour le réemploi : le premier utilisateur veut se débarrasser du produit via un centre de collecte ou de recyclage dans la mesure où la vente directe ne l'intéresse pas (par ex. demande trop de temps). Etant donné que le produit est dans le même état que dans le scénario a), l'étape de préparation au réemploi est réalisée uniquement par des tests de qualité dont les impacts peuvent être considérés comme négligeables. Sans étape supplémentaire (par ex. réparation) le produit est récupéré par le second utilisateur qui l'utilise jusqu'à sa fin de vie.

Il est également à noter que cette méthodologie requiert une **durée de vie définie pour le produit étudié. On la note ici N**. Pour simplifier, on considère ici que N désigne un nombre d'années et nous raisonnons en nombres entiers (par ex. **le produit passe du premier utilisateur au second au bout de M années avec $0 \leq M \leq N$, N et M entiers**). Par ailleurs, dans la situation du réemploi et de la préparation pour le réemploi, les impacts de la phase d'utilisation sont identiques. Ainsi, les impacts de cette phase d'utilisation ne sont donc pas discutés par les auteurs.

Principes méthodologiques pour la prise en compte de la seconde vie

La question centrale est l'allocation des impacts de la phase de production entre la première et la seconde vie du produit. Deux méthodes sont développées dans l'article étudié : en fonction de la fonctionnalité ou de la valeur marchande du produit. Si ces deux fonctions varient en fonction du temps, elles induisent des résultats différents.

Fonctionnalité : La fonctionnalité se définit comme la capacité d'un produit à remplir sa fonction propre. Pertl et al. la considèrent comme constante, la fonctionnalité en fin de vie étant égale à celle au début. Néanmoins d'autres types de variations de la fonctionnalité peuvent être envisagés et seront discutés en partie 13

Valeur marchande : A chaque pas de temps (par ex. une année) la **valeur marchande (VM)** du produit perd le même pourcentage donné, appelé taux de dépréciation. On peut alors définir **P** tel que la **valeur marchande de l'année n+1 vaille P fois celle de l'année n** ($P \leq 1$). La valeur marchande initiale du produit VM(0) vaut 1 par définition. Cette valeur marchande est exprimée par les auteurs sous la forme d'une fonction exponentielle :

$$VM(i) = VM(0) \cdot \exp(ki) \text{ avec } k = \ln(P) \text{ d'où } VM(i) = \exp(i \cdot \ln(P))$$

$$\text{ainsi}^{32} VM(i) = \exp(\ln(P))^i$$

$$VM(i) = P^i$$

La méthodologie prend également en compte les bénéfices et impacts de la fin de vie (après le second utilisateur).

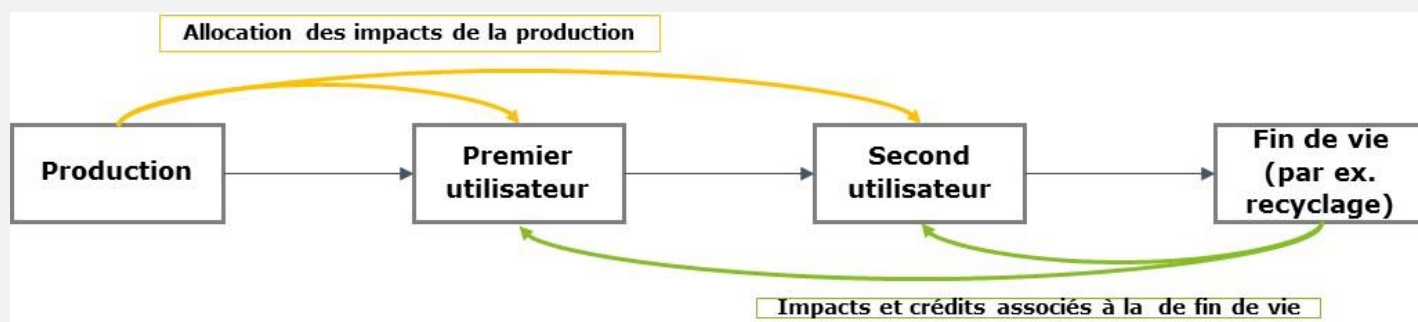


Figure 12 - Schéma de principe de la méthodologie

Cas du réemploi

Etant donné qu'après N années tous les impacts environnementaux de la phase de production doivent avoir été alloués, la question revient alors à déterminer quelle part de ces impacts est allouée à la première vie (et donc à la seconde par différence). Il en est de même pour les bénéfices de fin de vie obtenus, par exemple grâce au recyclage.

Réemploi - fonctionnalité

Les allocations dépendent bien évidemment du moment auquel le produit passe du premier au second utilisateur. La fonctionnalité étant constante, on a donc une **relation de proportionnalité qui s'établit entre les impacts alloués et le nombre d'années M au bout duquel la vente se fait entre les 2 utilisateurs**.

Les deux fonctions $I_1(M)$ et $I_2(M)$ représentant les impacts alloués respectivement à la première et la seconde vie sont de la forme $I_i(M) = a_i \cdot M + b_i$. Les valeurs remarquables sont $I_1(0) = 0$; $I_1(N) = 1$; $I_2(0) = 1$ et $I_2(N) = 0$.

On trouve ainsi que les fonctions I_i sont :

$$I_1(M) = M / N$$

$$I_2(M) = 1 - M / N$$

De la même manière, les bénéfices de fin de vie se répartissent de manière linéaire entre les deux vies du produit.

Réemploi – valeur marchande

La relation entre les impacts de la production alloués à la première vie et ceux alloués à la seconde vie est toujours la même, à savoir que leur somme est égale aux impacts de la production. Cependant, comme la valeur marchande est définie par une fonction exponentielle, les cas extrêmes précédents ne se vérifient plus exactement. En effet, si le premier utilisateur vend sa machine au second après N années (durée de vie maximale du produit), alors 0% des impacts de la production devraient être associés à la seconde vie. Or il est impossible mathématiquement de trouver une valeur u telle que $\exp(u) = 0$. Il serait alors plus juste de raisonner par limite et dire que plus l'utilisateur vend la machine proche de sa fin de vie, plus les impacts de la production alloués à seconde vie sont proches de 0 (pour reprendre la nomenclature précédente $\lim_{M \rightarrow N} I_2 = 0$ et $\lim_{M \rightarrow 0} I_2 = 1$). Il est important de souligner que les auteurs de la publication ne précisent pas l'équation exacte utilisée, ni comment la question des limites a été abordée. Comme les impacts associés à la seconde

³² $\exp(a \cdot b) = \exp(a)^b$

vie suivent la loi de la forme P^n , il paraît cohérent d'affirmer que ceux de la première vie suivent la loi $1 - P^n$. Or cela signifierait que l'on a bien 100% des impacts de la production alloués à la seconde vie à $M = 0$, mais pour $M = N$ ils ne vaudraient pas exactement 0. De la même manière à $M = 0$ les impacts alloués à la première vie seraient nuls mais ils ne vaudraient pas 100% pour $M = N$. pour remédier à cela, il suffit de normaliser en adoptant la fonction $\frac{P^n - P^N}{P^0 - P^N}$.

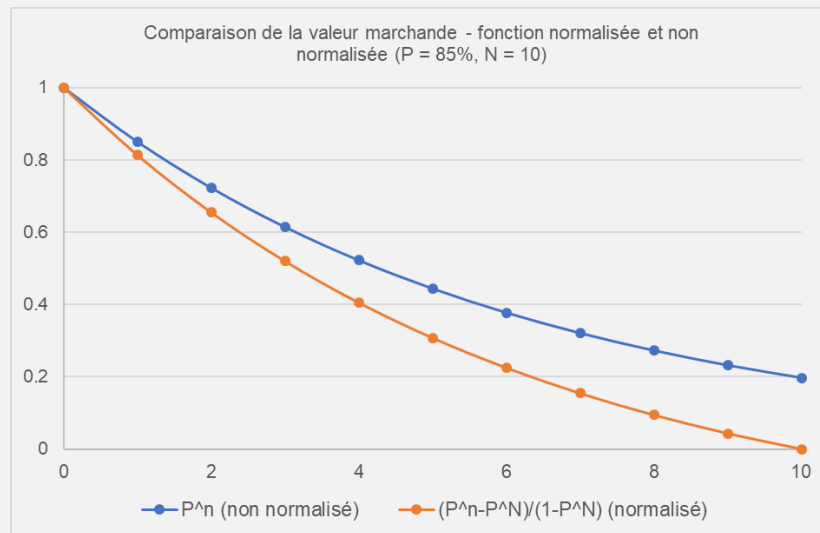


Figure 13 - Comparaison de la valeur marchande avec et sans normalisation

La même méthode est employée pour déterminer les bénéfices de recyclage associés à chaque vie.

Cas de la préparation pour réemploi

La différence majeure avec les cas de réemploi direct est que la valeur marchande du produit passe brusquement à 0 à la vie de sa première vie. Ce point est discutable, il s'agit ici d'un cas théorique dans lequel le produit passe brièvement par un statut de déchet et voit sa valeur marchande tomber à 0. La fonctionnalité n'est quant à elle pas impactée par ce changement de point de vue. L'approche des auteurs est ici discutable, puisque l'on devrait plutôt considérer que la valeur marchande augmente à nouveau dès que le produit n'est plus un déchet.

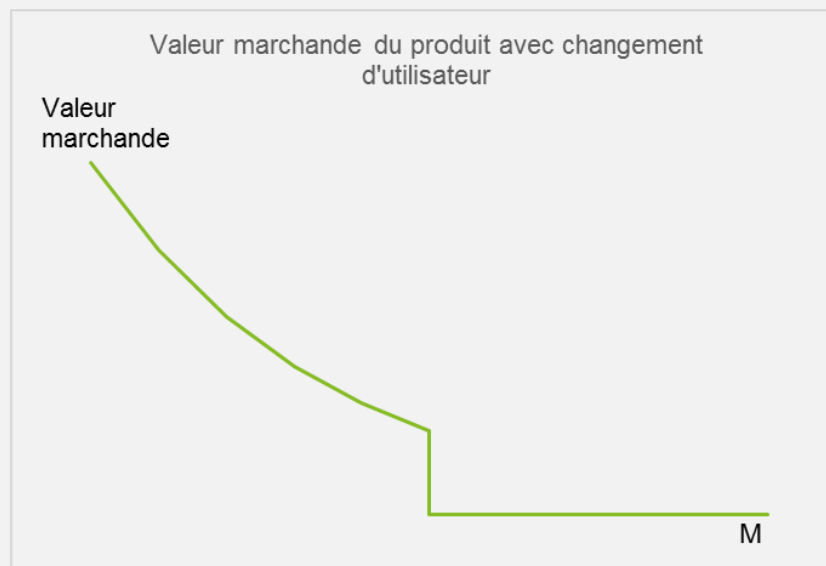


Figure 14 - Forme de la valeur marchande pour le cas préparation au réemploi

En appliquant une allocation fondée sur la valeur marchande, cela signifierait que dans tous les cas 100% des impacts de la production seraient portés par la première vie et 100% des bénéfices de recyclage par la seconde. Or, les auteurs affirment que les résultats pour le réemploi et la préparation pour le réemploi doivent être identiques. Pour respecter ce

principe de base, il devient nécessaire de trouver un ajustement méthodologique. Pour ce faire, les auteurs ont développé une approche hybride basée à la fois sur la causalité physique et sur la valeur marchande.

Comme explicité précédemment, les impacts de la production sont intégralement alloués à la première vie du produit. Cependant, lors du changement d'utilisateur, des bénéfices sont attribués à la première vie, qui correspondent aux impacts alloués à la seconde vie. En faisant la somme des impacts de la production et des bénéfices pour la première vie, cela donne une valeur identique au cas précédent.

Les bénéfices sont par ailleurs comptés comme des impacts alloués pour la seconde vie au moment du changement d'utilisateur. On raisonne de la même manière pour les bénéfices obtenus grâce au recyclage en fin de vie. La Figure 19 du cas d'étude illustre cette méthodologie. Cette méthode est assimilable à de la substitution dans la mesure où elle consiste à étendre les frontières de la première vie pour prendre en compte les impacts environnementaux évités par le réemploi. Cet ajustement méthodologique permet de concilier les deux approches.

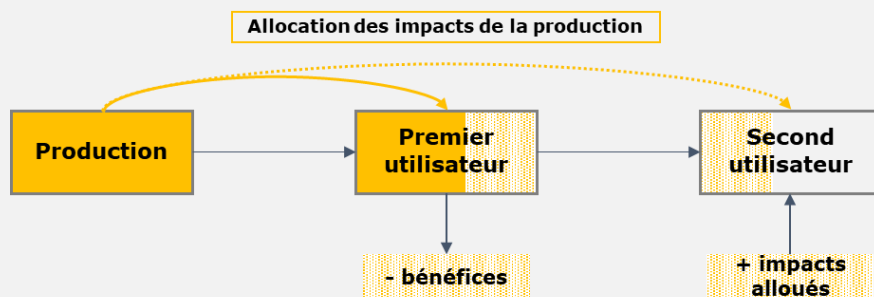


Figure 15 - Schéma illustratif de la méthodologie utilisée dans le cas de préparation pour réemploi – impacts de la production

Données spécifiques nécessaires

Les données spécifiques nécessaires pour mettre en œuvre la méthodologie sont :

- La durée de vie du produit en question ;
- Son taux de dépréciation (i.e. la perte annuelle de valeur marchande pour un pas de temps donné).

Ces données doivent bien sûr être complétées par les données usuelles d'ACV (données de production, d'utilisation, etc.) pour pouvoir réaliser une ACV grâce à cette méthode.

Autres spécificité(s) de l'approche développée

Les bénéfices en fin de vie

L'étude s'intéresse aussi aux bénéfices obtenus lors de la fin de vie du produit, notamment grâce au recyclage. Ces bénéfices viennent se retrancher aux impacts associés à chaque vie. L'allocation à chaque vie des bénéfices suit exactement le même modèle que l'allocation des impacts de la production. La Figure 16 illustre ceci et représente à la fois les impacts et les bénéfices de fin de vie alloués à la première vie (on considère ici que les impacts du recyclage équivalent à 25% des impacts de la production) dans les deux cas d'une allocation fonctionnelle et économique.



Figure 16 - Impacts de production et bénéfices de fin de vie attribués à la première vie – cas du réemploi

5. Cas d'application et/ou illustration(s)

Un cas d'application est développé dans la publication sur une machine à laver. Le choix de ce produit a été motivé par le fait que la réutilisation des DEEE est un des focus centraux du projet TRANSWASTE dans lequel s'inscrivent les recherches présentées ici. Il est considéré ici que la durée de vie d'une machine à laver est de 13 ans, que chaque année la machine perd 20% de sa valeur, que les bénéfices de la fin de vie représentent 20% des impacts de la production.

Avec les grandeurs définies précédemment on a donc :

- N = 13 ans
- P = 0.8

Les résultats obtenus par les auteurs dans le cas du réemploi sont les suivants :

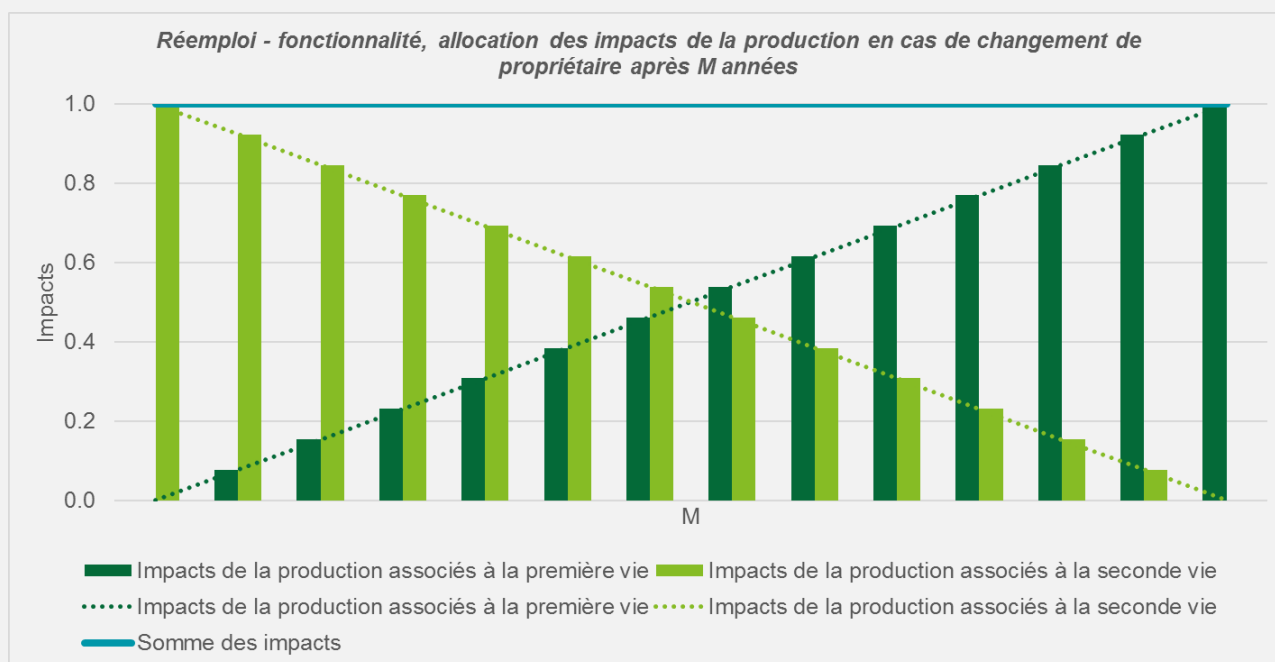


Figure 17 - Répartition des impacts et bénéfices pour la machine à laver dans le cas du réemploi - allocation basée sur la fonctionnalité

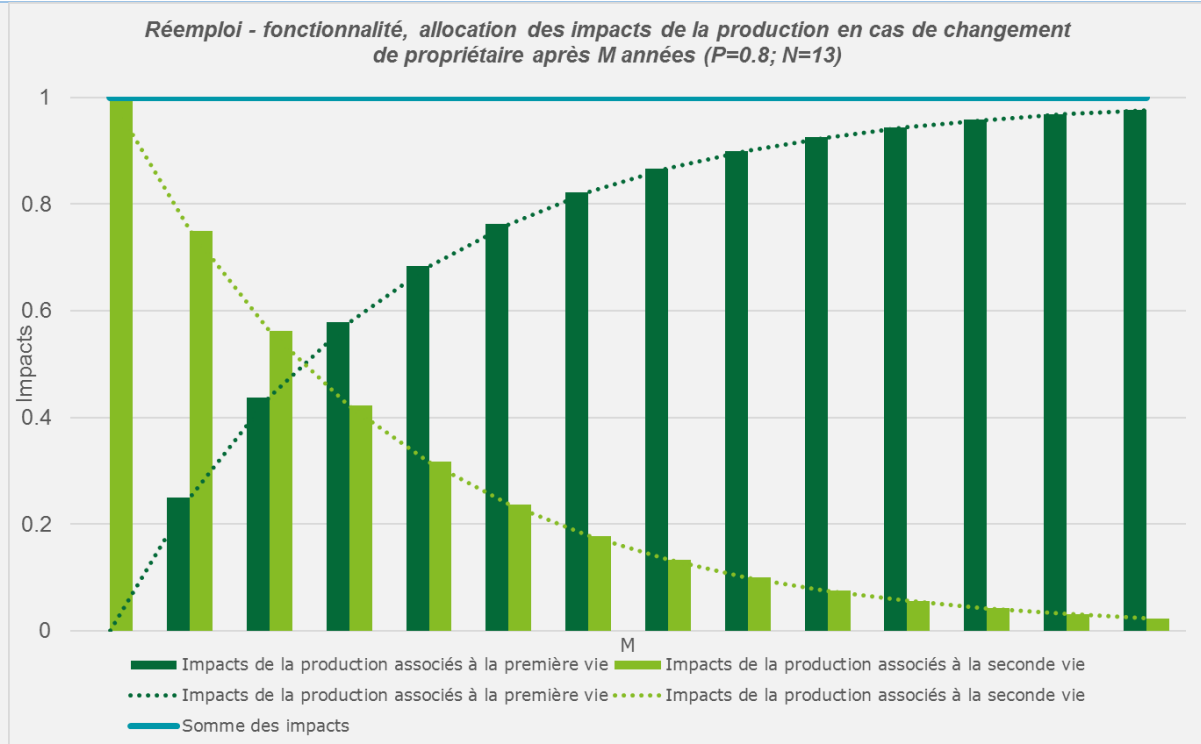


Figure 18 - Répartition des impacts et bénéfices pour la machine à laver dans le cas du réemploi - allocation basée sur la valeur marchande

En prenant le cas où l'utilisateur vend ou se débarrasse de son produit à 6 ans (environ la moitié de sa durée, 46% exactement) de vie, les résultats diffèrent de manière conséquente entre les deux méthodes. En effet, avec la fonctionnalité 46% des impacts de la production et 46% des bénéfices de recyclage sont attribués à la première vie tandis qu'en prenant en compte la valeur marchande ces valeurs s'élèvent à 80%.

La Figure 19 présente l'application de la méthodologie au cas de la préparation au réemploi. On a bien les impacts de la production intégrés associés à la première vie égaux à 100, puis des bénéfices de production sont associés à la première vie et équivalent aux impacts de la production alloué à la seconde vie. Au total, la somme des impacts et des bénéfices est la même que dans le cas du réemploi direct.

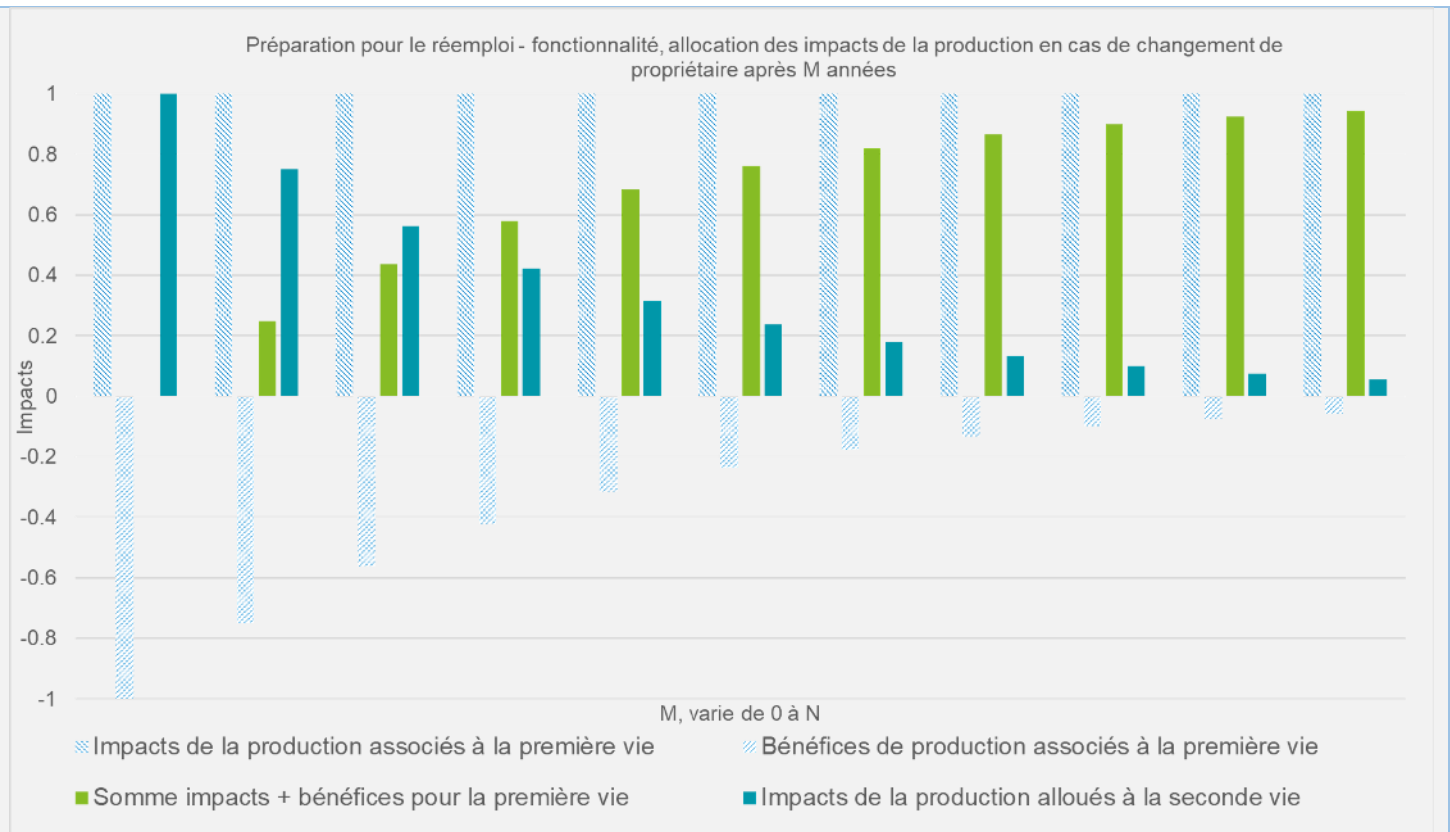


Figure 19 - Répartition des impacts et bénéfices pour la machine à laver dans le cas de la préparation au réemploi - allocation basée sur la valeur marchande

Pour avoir une idée claire de la répartition des impacts, il est possible de regarder séparément les parties relatives à l'allocation des impacts de la production et celles liées aux bénéfices en fin de vie. En se concentrant sur l'allocation des impacts de production, on constate bien que ceux-ci sont toujours intégralement attribués à la première vie de la machine à laver. Il faut néanmoins soustraire les bénéfices obtenus en prévision de la seconde vie (à ne pas confondre avec les bénéfices de fin de vie). Ces bénéfices se retrouvent ensuite comme impacts alloués à la seconde vie.

Le même raisonnement s'applique pour les bénéfices du recyclage. S'ils apparaissent initialement uniquement pour la seconde vie, il faut là encore leur retrancher une partie qui est attribuée à la première vie. La Figure 20 présente ces bénéfices en fin de vie.

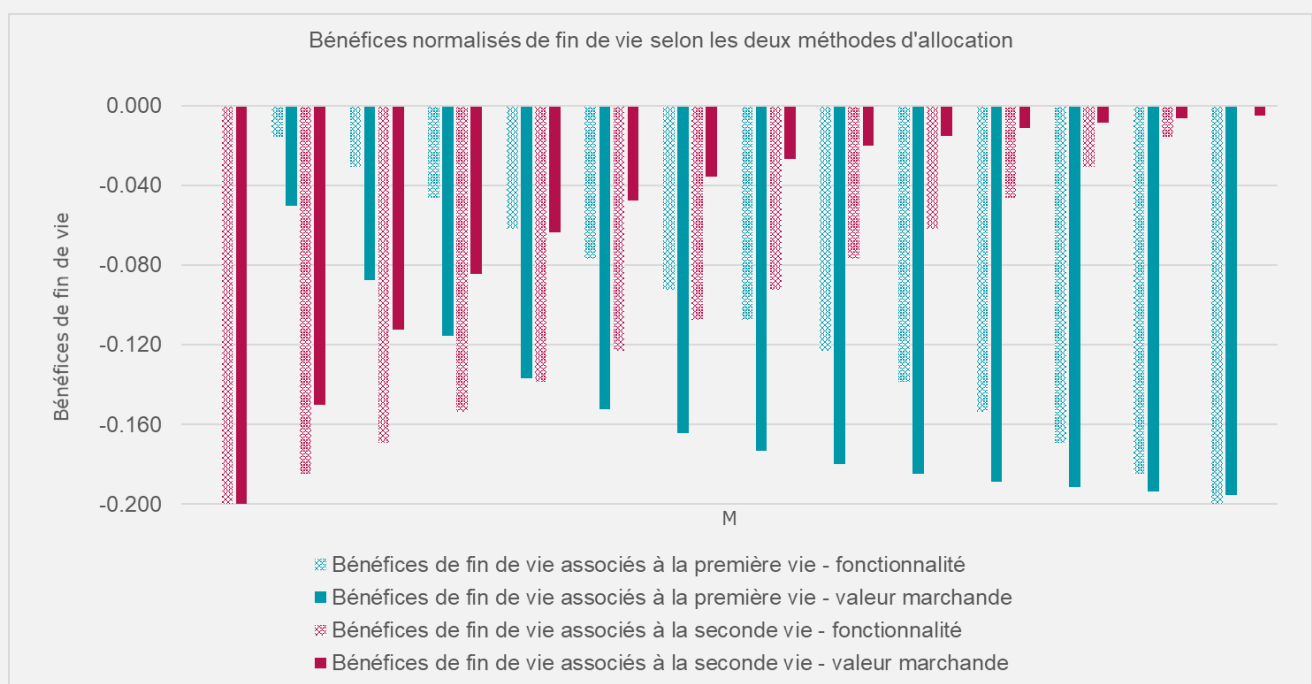


Figure 20 - Bénéfices de fin de vie selon les deux méthodes d'allocation

6. Propositions méthodologiques complémentaires / Pour aller plus loin

Autres modes de variation de la fonctionnalité et de la valeur marchande au cours du temps

L'hypothèse des auteurs qui consiste à dire que la fonctionnalité du produit reste constante tout au long de sa vie semble discutable et ne reflète pas la réalité physique. Il apparaît donc nécessaire de se demander quels seraient les changements en prenant en compte le fait que la fonctionnalité du produit « décroît ». Plusieurs fonctions peuvent alors être définies. Il est possible de définir la décroissance de la fonctionnalité comme une fonction exponentielle, les résultats prendraient alors la même forme que ceux présentés ici dans le cas de l'allocation basée sur la valeur marchande. Il est également à noter que le taux de « dépréciation fonctionnel » n'a pas besoin d'être constant tout au long de la vie du produit. La Figure 21 illustre ce point avec un taux de dépréciation fonctionnel valant d'abord 30 % puis 10 %. Il est également à noter que la fonction P^M n'est plus valable dans ce cas-là sur l'ensemble de l'intervalle.

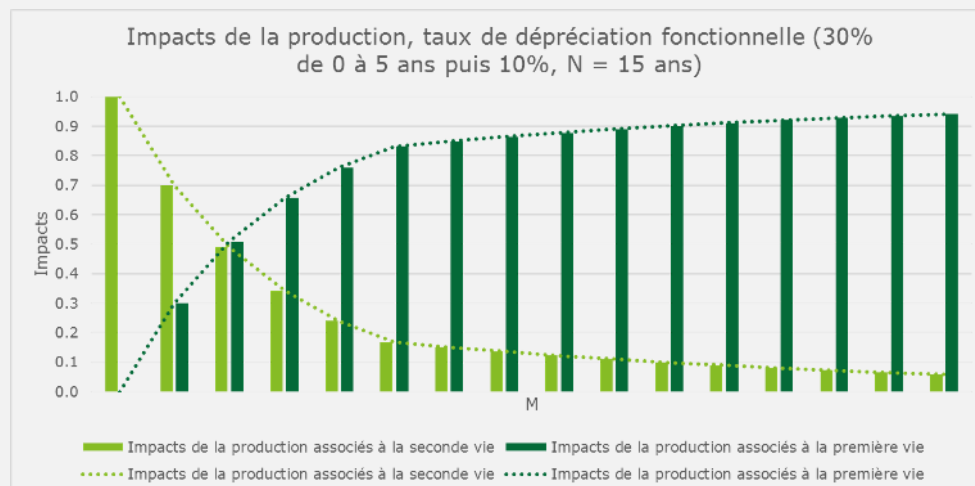


Figure 21: Impacts avec un taux de dépréciation fonctionnel non constant

Avec ces valeurs, on constate que dès 2 ans, les impacts associés à la première vie sont presque la moitié (49%) des impacts totaux de la production, tandis que cela était le cas pour la moitié de la durée de vie du produit dans le cas de l'allocation basée sur la fonctionnalité développée par les auteurs.

Mais la fonctionnalité peut aussi varier selon d'autres lois. [Ahma15] explique par exemple que la décroissance de capacité d'une batterie de véhicule électrique décroît de manière exponentielle sur les 300-500 premiers cycles puis de manière linéaire [Ahma14]. En considérant que la fonctionnalité est équivalente à la capacité de la batterie, on obtient une fonction telle que présentée en Figure 22.

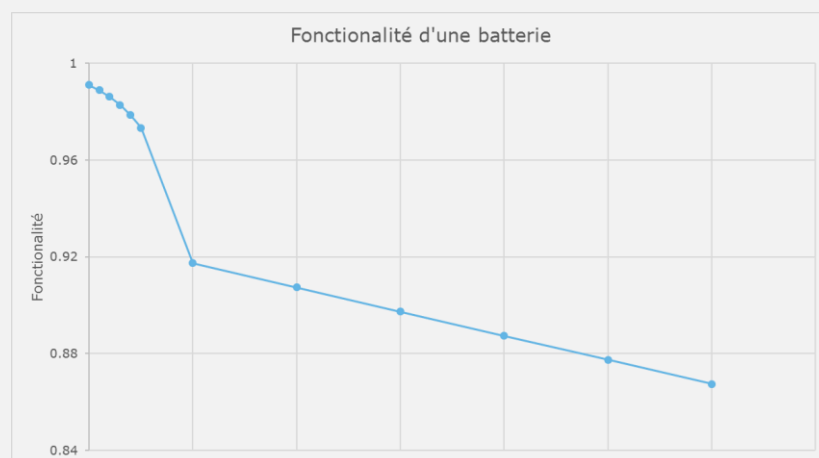


Figure 22: Diminution de la fonctionnalité d'une batterie de véhicule électrique

Si la fonctionnalité décroît très rapidement, cela ne concerne que les tous premiers cycles. En transposant en impacts environnementaux, cela signifie que le premier utilisateur va se voir attribuer une part plus conséquente des impacts même s'il garde la batterie tout aussi longtemps que le second utilisateur.

De manière générale, toute fonction peut être envisagée pour modéliser la décroissance fonctionnelle. La manière de calculer les impacts environnementaux pour chaque utilisateur reste toujours la même. En normalisant la fonctionnalité et les impacts à 1, et en notant f la fonctionnalité on a avec les notations précédentes :

$$I_1 = f(0) - f(M)$$

$$I_2 = f(M) - f(N)$$

Application à plus de deux vies

Les auteurs ne discutent cette méthode que dans le cas de produits ayant des applications identiques lors de leurs vies successives, et qui ne sont ni réparés ni modifiés de quelque façon que ce soit. Ici, le produit est réemployé une seule fois, mais il pourrait potentiellement se trouver dans une situation où il le serait plusieurs fois.

Dans le cas de l'allocation basée sur la fonctionnalité, le fait d'ajouter d'autres utilisateurs ne modifieraient pas en soi la méthodologie d'allocation des impacts de la production. En effet, si l'on considère la fonctionnalité constante, les impacts sont directement proportionnels au temps d'utilisation du produit. En prenant des impacts de production normalisés à 100%, chaque utilisateur j se verrait donc attribuer M_j / N % de ces impacts (avec M_j durée de possession du produit par l'utilisateur j et N durée de vie du produit).

Dans le cas du réemploi et de l'allocation basée sur la valeur marchande cela ne fonctionne pas exactement de la même façon. En effet, pour deux utilisateurs ayant possédé le produit la même durée, celui l'ayant possédé en premier se verra allouer plus d'impacts. Cela est dû au fait que la valeur marchande du produit décroît plus vite au début de sa vie qu'à la fin. Dans ce cas notons A_j le moment auquel l'utilisateur j achète le produit et B_j celui auquel il le vend. Les impacts qui lui seront alloués seront donc $(P^{A_j} - P^{B_j})$ % des impacts de la production. Cela est valable également pour l'allocation fonctionnelle.

Pour la préparation au réemploi, les valeurs finales sont identiques au réemploi direct par construction. Cependant, la méthodologie est plus complexe à définir. En effet, si les impacts de la production sont attribués à la première vie et les bénéfices de fin de vie à la dernière vie cela signifie que les cycles de vie « intermédiaires » n'ont ni impact ni crédit.

Un cas peut se présenter où il y a à la fois du réemploi et de la préparation au réemploi. Si l'allocation fonctionnelle suit le même schéma qu'explicité précédemment (attribuer $(P^{A_j} - P^{B_j})$ % des impacts à l'utilisateur j), l'allocation économique fait face aux mêmes problèmes que dans le cas de préparations au réemploi multiples.

Enfin, il serait possible d'imaginer appliquer une des deux méthodes d'allocation même si les applications des produits sont différentes, tant qu'on arrive à traduire « l'utilité » des différentes applications du produit selon une même fonction. Cela semble faisable pour la fonctionnalité, même si des étapes de remise à neuf peuvent s'ajouter et ainsi modifier la valeur marchande. Par contre, il est plus complexe d'évaluer la fonctionnalité dans le cas d'un produit ayant deux application successives différentes.

7. Conclusions

Cette publication présente de multiples intérêts. Tout d'abord elle donne des pistes pour deux méthodes d'allocation différentes (fonctionnalité et valeur marchande) pour attribuer les impacts de la phase de production aux différentes vies d'un produit dans le cas du réemploi. Cela permet d'avoir des options diverses pour évaluer de tels scénarios mais aussi pour les comparer. En effet, l'exemple de la machine à laver a montré que les différences entre les deux approches pouvaient induire des résultats significativement différents. Si les recommandations officielles sont d'utiliser une approche basée sur les caractéristiques physiques (comme la fonctionnalité), certains cas peuvent motiver une approche basée sur la valeur marchande du produit. L'un des facteurs déterminants est bien évidemment la qualité des données. Dans le cas d'un produit complexe (un bâtiment par exemple) la fonctionnalité n'est vraisemblablement pas constante au cours du temps, et il est difficile de définir une fonction mathématique la retranscrivant. S'il existe un modèle économique pertinent pour ce produit complexe, alors une allocation basée sur la valeur marchande fait sens.

Par ailleurs, les auteurs mettent en exergue un principe conceptuel: la différence entre le réemploi direct et la préparation pour le réemploi au cours duquel le produit passe par un statut de déchet et voit donc sa valeur marchande devenir nulle. Par la méthodologie développée, les auteurs ont réussi à s'affranchir de cette spécificité. Cela ouvre la voie à d'autres cas dans lesquels un produit avec plusieurs vies et dont la valeur économique vaudrait 0 à un moment donné serait étudié (par ex. meuble récupéré dans une déchetterie, dons). Le fait de ne pas vouloir attribuer l'intégralité des émissions au premier utilisateur peut être vu comme une forme de récompense pour rendre un appareil à un centre de collecte en état de fonctionnement. D'une certaine façon, le premier utilisateur est responsable du bon fonctionnement du produit lorsqu'il est remis au second utilisateur et ce dernier a à sa charge la fin de vie où il se doit de maximiser les bénéfices obtenus

(grâce au recyclage par exemple). Néanmoins, la construction qui consiste à maintenir une valeur nulle dans le cas du réemploi est discutable puisqu'en réalité le produit récupère une partie de sa valeur marchande. Ainsi, les auteurs induisent une complexité qui ne présente que peu d'intérêt méthodologique.

3. FICHE METHODE N°3 : ZINK T., COMPARATIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF SMARTPHONE REUSE: REPURPOSING VS. REFURBISHMENT

Fiche methode N°3

Problématique traitée : *Comparaison des impacts de deux modes de réutilisation : le reconditionnement et la reconversion*

8. Informations générales sur la publication

Titre de la publication	Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment
Auteurs(s) :	Trevor Zink, Frank Maker, Roland Geyer, Rajeevan Amirtharajah, Venkatesh Akella
Organisation(s) d'appartenance :	Bren School of Environmental Science and Management, University of California, Santa Barbara, Department of Electrical and Computer Engineering, University of California, Davis, Davis, CA 95616, USA
Date de diffusion :	2014
Référence :	Zink, T., Maker, F., Geyer, R. et al., Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment, Int J Life Cycle Assess (2014) 19: 1099. https://doi.org/10.1007/s11367-014-0720-7
Type(s) d'options de fin de vie couvert(s) (réemploi, réutilisation, etc.) :	Réutilisation
Approche utilisée pour le traitement de la seconde vie	Extension des frontières du système
Catégorie(s) de produit considérée(s)	Potentiellement tous types
Applications identique ou multiples	Applications identiques et multiples analysées et comparées
Prise en compte de la qualité du service rendu lors de la seconde vie et au-delà	Non

9. Introduction

Du fait de la croissance du marché des équipements électriques et électroniques (EEE) et des smartphones en particulier, les enjeux liés aux déchets associées (DEEE) sont considérables. En effet, les smartphones sont par exemple remplacés tous les 2 ans en moyenne, notamment à cause des innovations technologiques qui les rendent vite obsolètes (cf. FICHE METHODE N°5 : Lu B., The environmental impact of technology innovation on WEEE management by Multi-Life Cycle Assessment sur l'intégration des innovations technologiques en ACV) ou de l'obsolescence liée au marketing. Les DEEE comportent des matériaux à forte valeur ajoutée ainsi que des métaux précieux (or, etc.) ou des substances toxiques (chrome, etc.). De plus, les smartphones sont généralement stockés par leurs propriétaires après la fin de leur durée d'usage, ou bien sont gérés de manière inadéquate en fin de vie. Ainsi, il est indispensable d'optimiser la fin de vie de ces appareils, sous peine de voir s'accroître la quantité de matériaux à recycler.

10. Enjeux & objectifs

Au vu des enjeux associés à la fin de vie des EEE et notamment des smartphones, se pose la question des modes de gestion des déchets les plus adaptés. De manière générale, lorsque les téléphones sont orientés vers un traitement de fin de vie adapté, ils sont soit reconditionnés après quelques étapes intermédiaires (transport, éventuellement nettoyage, etc.) soit recyclés. Ces modes de traitement ne sont néanmoins pas les seules manières de gérer la fin de vie des téléphones. Les auteurs s'intéressent ici à la comparaison entre le reconditionnement et la reconversion de smartphones. Ce cas étant relativement peu usuel, il est nécessaire de poser les fondations méthodologiques à son étude.

11. Description de la méthodologie

Définitions

La reconversion d'un smartphone signifie qu'il est réutilisé pour une application différente de celle d'origine. Dans le cas des smartphones, ils peuvent être reconvertis en appareils photos, lecteur de musique ou – comme étudié par les auteurs – en parcmètre intérieur à un véhicule. La reconversion est une option de fin de vie adéquate pour les EEE dans la mesure où elle permet à l'utilisateur de prolonger l'utilisation d'un produit qui aurait été abandonné sinon. De plus, cela évite la production de produits neufs et contribue ainsi à limiter les impacts environnementaux associés.

La reconversion se distingue du reconditionnement puisque ce dernier a vocation à rendre au produit sa fonction initiale tandis que la reconversion permet de choisir parmi une multitude de fonctions différentes, ce qui permet d'élargir les possibilités de réutilisation du produit et d'empêcher la production d'appareils neufs. Le reconditionnement et la reconversion sont ainsi deux cas particuliers de la réutilisation.

Cadre méthodologique

Unité fonctionnelle (UF)

L'UF choisie par les auteurs est caractéristique de ce type d'étude, à savoir « la gestion d'un type et d'une quantité de déchet spécifiques », ce qui peut se décliner pour les smartphones comme « la gestion de fin de vie d'un smartphone utilisé ». Même si cela n'est pas explicité par les auteurs, la méthode des impacts évités est utilisée ici, ce qui signifie que la fonction fournie par produit durant sa 2^{nde} vie est retranchée.

Frontières du système

Les produits secondaires associés à chaque seconde vie des produits sont pris en compte en réalisant une extension des frontières du système. Sont notamment incluses dans le système les phases de production et d'utilisation évitées par ces produits secondaires. La phase d'utilisation de la seconde vie est bien incluse dans le système car elle diffère potentiellement entre les produits durant leurs secondes vie (mix énergétique, fréquence d'utilisation, etc.).

Par simplification, et comme souvent dans les ACV comparatives, il a été choisi d'omettre les procédés communs aux différentes options étudiées. Cela signifie que tous les procédés impliqués en amont (par ex. production du produit, première utilisation) sont exclus. Dans le cas particulier où les phases d'utilisation de la seconde vie seraient identiques entre un produit neuf et un produit reconverti / reconditionné, elles peuvent également être exclues.

Procédés évités

La seconde vie des produits implique que des procédés primaires ne vont pas avoir lieu, on parle alors de procédés évités. Ainsi, Les impacts environnementaux de chaque mode de gestion des déchets sont égaux aux impacts de la seconde utilisation auxquels on retranche les impacts liés aux procédés évités. Néanmoins, la question de la *quantité* de produits évités se pose. En effet, il est fort peu probable que la reconversion d'un smartphone (par exemple en appareil photo) substitue *exactement* la fabrication d'un appareil photo neuf. Il se peut que le smartphone reconverti soit par exemple utilisé en appoint. Dans le cas des smartphones reconditionnés, les auteurs citent des études qui ont montré que le reconditionnement ne contribue que très peu à l'évitement de la fabrication de nouveaux smartphones. Il est estimé que pour 100 smartphones reconditionnés, seulement 5 téléphones neufs ne sont pas produits.

Pour prendre en compte cet aspect, les auteurs ont défini un *taux de remplacement* qui définit la quantité de production (et d'utilisation primaire) évitée par la production (et l'utilisation) de produits secondaires (par reconditionnement). Il s'exprime de la façon suivante :

$$R = \frac{\Delta Q_{\text{prim}}}{\Delta Q_{\text{sec}}}$$

Avec :

- ΔQ_{prim} la variation de production (et d'utilisation) de produits primaires, soit le nombre de produits non fabriqués.
- ΔQ_{sec} la variation de production (et d'utilisation) de produits secondaires, soit le nombre de produits reconditionnés.

Par exemple, pour un ΔQ_{sec} de 100 (soit 100 produits reconditionnés) correspondant à un ΔQ_{prim} de 80 (soit l'évitement de la production de 80 produits neufs), R vaut 80%.

Ainsi, il est possible d'exprimer les impacts environnementaux totaux de la gestion de la fin de la première vie du cas i $E_{\text{tot}}^{\text{casi}}$ en faisant intervenir les impacts de la reconversion / du reconditionnement et de la seconde utilisation $E_{\text{sec}}^{\text{casi}}$, les impacts évités $E_{\text{prim}}^{\text{casi}}$ et R.

$$E_{\text{tot}}^{\text{casi}} = E_{\text{sec}}^{\text{casi}} - R * E_{\text{prim}}^{\text{casi}}$$

Données nécessaires

En dehors des données habituelles nécessaires pour réaliser une ACV, il n'y a que peu de données spécifiques indispensables pour appliquer la méthodologie ici présentée. Il est bien évidemment indispensable de maîtriser les options de gestion de fin de vie des produits étudiés pour déterminer quelles sont les choix possibles pour la reconversion. Une analyse est également requise pour choisir le taux de remplacement R en fonction du système.

12. Cas d'application et/ou illustration(s)

Présentation du système

Le cas d'application choisi par les auteurs consiste à comparer différentes options pour la fin de vie d'un smartphone. Sont ainsi analysés un cas de reconditionnement (cas RCD) et deux cas de reconversion du smartphone en tant que parcmètre intérieur au véhicule (PIV). Dans le premier cas de reconversion, le PIV est chargé de manière similaire au téléphone (cas RCV1) et dans le second il est chargé grâce à l'énergie solaire (cas RCV2).

Cas du reconditionnement

On considère que le smartphone sera réutilisé 2 ans (cela correspond à la durée d'utilisation habituelle d'un smartphone) et que cela évite la production de « 0,05 smartphones », le taux de remplacement R étant fixé à 5% après analyse. Des étapes de logistique et le remplacement des batteries sont incluses dans les étapes de reconditionnement. Le mix électrique chinois (principal marché des smartphones reconditionnés) est choisi pour la charge de la nouvelle batterie. A la fin de sa seconde vie, le smartphone reconditionné est enfoui, cependant les auteurs ne discutent pas de la justification de cette hypothèse.

Cas de la reconversion

Le PIV est utilisé 5 ans (estimation des auteurs) et le taux de remplacement R est fixé à 100%. Les auteurs estiment que puisque le PIV est un objet insensible aux tendances esthétiques ou aux préférences des consommateurs, il n'y a pas de raison d'acheter un PIV si le smartphone reconverti joue déjà ce rôle. Dans les deux cas on considère que l'utilisateur installe l'application permettant de transformer le smartphone en PIV, ce qui signifie qu'il n'y a pas de logistique incluse. Cependant, dans le cas RCV1, le changement de batterie (idem au cas RCD) est comptabilisé tandis que dans le cas RCV2 la production du chargeur solaire et de la batterie spécifique est prise en compte. Tous les éléments sont mis en

décharge, à l'exception de la batterie du chargeur solaire qui est recyclée (là encore aucune justification n'est apportée sur ces choix).

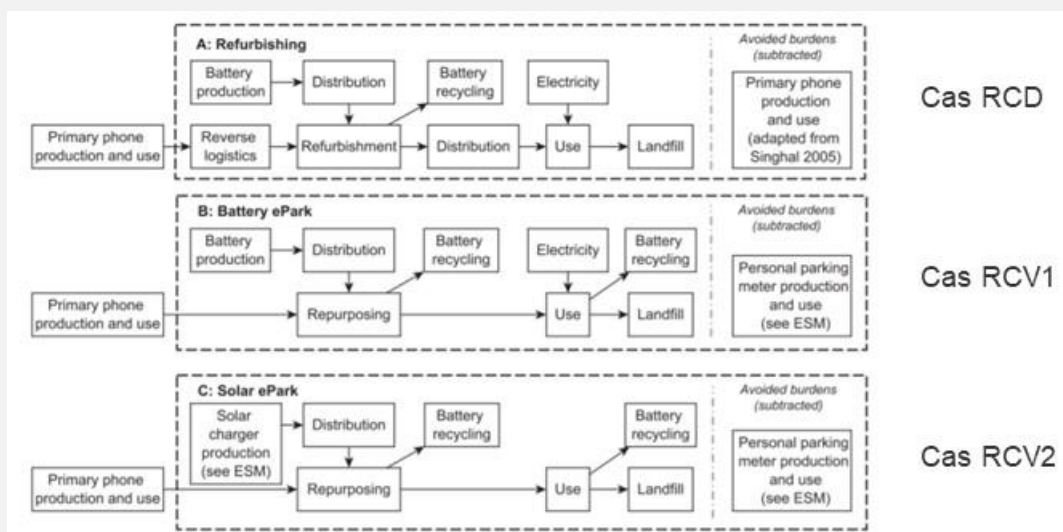


Figure 23: Frontières du système

Résultats

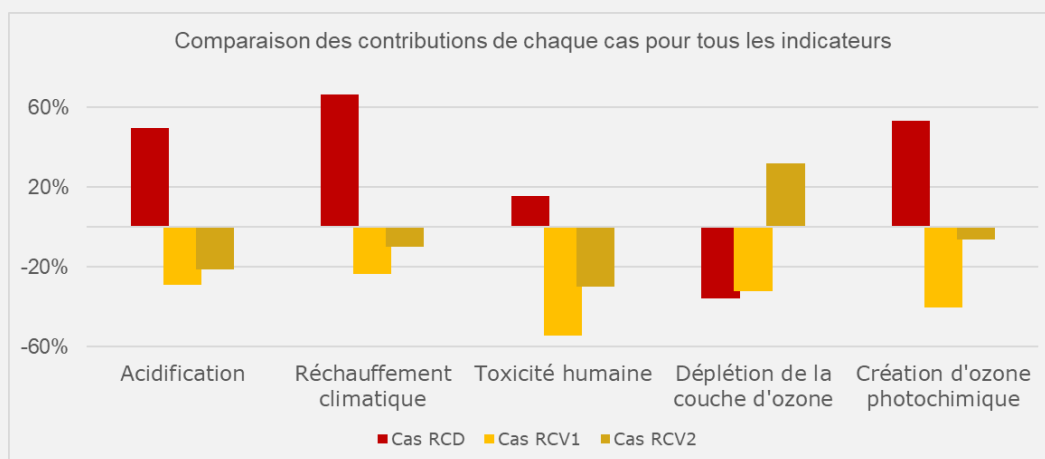


Figure 24: Comparaison des impacts potentiels de chaque cas pour tous les indicateurs étudiés

Au vu de la Figure 24, il apparaît de manière relativement claire que les impacts associés au reconditionnement sont supérieurs à ceux associés à la reconversion. De plus, les impacts du cas RCV1 (charge classique) sont inférieurs à ceux du cas RCV2 (chargeur solaire). On constate que grâce aux procédés primaires évités, les impacts des cas de reconversion sont tous négatifs sauf la déplétion de la couche d'ozone pour le cas RCD2. Le seul impact pour lequel le reconditionnement de smartphone est négatif au total est la déplétion d'ozone. Les auteurs suggèrent néanmoins de prendre ces résultats avec précaution au vu des données utilisées pour cet indicateur.

Par ailleurs, ces résultats font intervenir le taux de remplacement R , une valeur peu robuste puisque peu documentée.

Taux de remplacement à l'équilibre

En effet, les auteurs ont estimé que si un smartphone reconditionné prévenait l'achat d'un smartphone dans un ratio de 1 : 1 ($R = 100\%$) alors le reconditionnement aurait un impact inférieur à la reconversion pour 4 indicateurs sur les 5 considérés. Si les prévisions des taux de remplacement des smartphones sont complexes, il est néanmoins possible d'étudier pour quelles valeurs de R les impacts de reconditionnement équivalent à ceux du cas RCV1 (celui avec le plus de bénéfices). Pour un indicateur donné, ce taux à l'équilibre R_{eq} est donné par la formule suivante :

$$R_{eq} = \frac{E_{sec}^{RCD} - E_{tot}^{RCV1}}{E_{prim}^{RCD}}$$

Le

Tableau 4 présente les résultats de ces taux de remplacement à l'équilibre pour les différents indicateurs.

Tableau 4 - Taux de remplacement à l'équilibre Req pour le cas RCD vs. RCV1

Indicateurs	Acidification	Réchauffement climatique	Toxicité humaine	Déplétion de la couche d'ozone	Création d'ozone photochimique
R_{eq}	70,63 %	59,47 %	303,48 %	4,61 %	44,12 %

Un taux supérieur à 100 % (comme dans le cas de la toxicité humaine par exemple) indique que pour cette catégorie d'impact le reconditionnement n'est jamais préférable à la reconversion. A l'inverse, un faible taux de remplacement indique que même si peu de produits sont substitués par le reconditionnement, ce dernier reste quand même préférable.

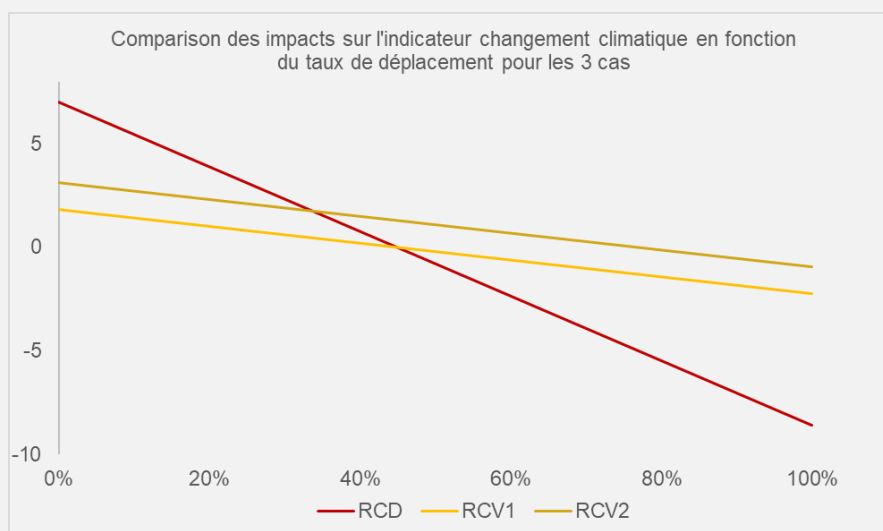


Figure 25 - Représentation de l'indicateur de changement climatique en fonction de R pour les trois cas

La Figure 25 représente les valeurs de l'indicateur de changement climatique en fonction de R. Il est notamment pertinent de regarder pour quelles valeurs de R les impacts évités correspondent exactement à la production secondaire. On constate que les courbes caractéristiques de RCV1 et RCV2 sont similaires, ce qui est logique puisque le PIV substitué est le même dans les deux cas, seule la valeur des impacts liés à la reconversion des smartphones, qui est légèrement différente dans les deux cas, change. Pour les cas RCV1 et RCD, les impacts évités sont égaux aux impacts générés pour R = 45 % tandis que c'est le cas pour R = 75 % dans le cas RCV2. Par ailleurs, les impacts liés à la phase de reconditionnement sont conséquents, mais la production primaire de smartphone évités l'est également. On constate ainsi que dans de tels cas les impacts sur le changement climatique diminuent très vite lorsque le taux de remplacement augmente.

En conclusion, cela confirme qu'il est indispensable de se poser la question des impacts environnements des produits substitués mais aussi de leur taux de remplacement. L'idéal étant de combiner fort impacts intrinsèques évités et fort taux de remplacement. Ces recommandations montrent le rôle que peut jouer l'ACV sur les choix en termes de gestion de fin de vie.

13. Propositions méthodologiques complémentaires / Pour aller plus loin

Spécificités de l'approche en fonction du mode de gestion des déchets

Les auteurs comparent dans leur recherche reconditionnement et reconversion, qui sont deux variantes de la réutilisation. Ces deux options de fin de vie sont finalement assez similaires quand elles sont réalisées à l'échelle d'un produit. Elles impliquent quelques étapes de remise en état mais sans toucher à la structure globale du produit. Il est alors pertinent de se demander si la méthodologie est adaptée à d'autres modes de gestion des DEEE.

Il apparaît tout à fait possible d'appliquer la méthode au réemploi. Cela revient finalement à ne pas considérer d'étapes supplémentaires de remise à niveau entre la première et la seconde vie. Il serait également possible d'utiliser la méthode dans le cas du recyclage. En effet, il suffit de procéder par substitution et de prendre en compte les impacts évités, de manière similaire aux cas de réutilisation. Il est aussi intéressant de combiner cette méthodologie avec d'autres se concentrant plus sur les modes d'allocation, comme présentés dans la FICHE METHODE N°5 : Lu B., The environmental impact of technology innovation on WEEE management by Multi-Life Cycle Assessment et la FICHE METHODE N°2 : Pertl A., Life cycle assessment aspects of reuse products.

Procédés exclus des frontières

Les auteurs ont fait le choix d'exclure des frontières tous les procédés amont (fabrication initiale du smartphone et utilisation durant la seconde vie). Si cela est pertinent dans le cadre d'une ACV comparative, il demeure néanmoins indispensable de les prendre en compte si un utilisateur de la méthode souhaite réaliser une ACV en prenant en compte tous les impacts environnementaux du berceau à la tombe. Il s'ensuit alors des complexifications méthodologiques, par exemple :

- Si le reconditionnement / la reconversion sont des modes de traitement anticipés dès la fabrication initiale du smartphone (et même si ce n'est pas le cas), ne faut-il pas alors allouer une partie des impacts de la production initiale à la seconde vie ?
- Le cas échéant, quels sont les facteurs d'allocation les plus pertinents ?
- Les premières et seconde phases d'utilisation des smartphones / PIV peuvent varier selon l'usage fait par leur propriétaire. Comment prendre alors en compte le fait que la durée de vie et l'état des smartphones s'en retrouve modifié ?

La FICHE METHODE N°2 : Pertl A., Life cycle assessment aspects of reuse products aborde une partie des problématiques ci-dessus, notamment sur la comparaison entre une allocation économique et une allocation physique entre les différentes vies successives du produit.

Marché des smartphones reconditionnés

Les auteurs considèrent que les smartphones reconditionnés sont expédiés en Chine depuis les Etats-Unis, 40% par avion et le reste par bateau. Si les contributions de ces trajets ont un impact minime sur les impacts environnementaux, il n'en est pas de même si l'on regarde les contributions du mix électrique chinois. En effet, la charge de la batterie est le contributeur majoritaire pour chacun des indicateurs dans le cas du smartphone reconditionné. Sachant que le mix chinois rejette par exemple 2 fois plus de GES que le mix américain, il aurait été intéressant de faire une analyse de sensibilité sur la destination des smartphones reconditionnés et reconvertis.

14. Conclusions

En conclusion, la méthodologie présentée par les auteurs est relativement standard : il s'agit de réaliser une extension des frontières du système pour inclure les étapes de reconditionnement / reconversion, les procédés liés à la seconde phase d'utilisation, la fin de vie et les procédés évités par la réutilisation de smartphones.

Les bases méthodologiques étant bien posées, les auteurs posent un autre concept primordial de la réutilisation : le taux de remplacement, à savoir combien de produits neufs ne sont pas produits du fait de la réutilisation d'un produit usagé à la fin de sa première vie. Les études de cas ont montré que ce facteur influençait grandement sur les résultats des différents scénarios. Il aurait néanmoins été intéressant de pouvoir mesurer l'influence de ce paramètre dans un contexte non comparatif, en prenant compte de toutes les étapes du cycle de vie. De manière générale, une application de la méthodologie sur l'ensemble du cycle aurait éventuellement permis d'avoir une vision plus précise des contributions de chacun des étapes. Il aurait aussi été possible d'analyser d'autres options de fin de vie que l'enfouissement (par exemple le recyclage) puis de discuter comment d'éventuels bénéfices pourraient être répartis sur l'ensemble du cycle de vie.

4. FICHE METHODE N°4 : AHMADI, L., A CASCADED LIFE CYCLE: REUSE OF ELECTRIC VEHICLE LITHIUM-ION BATTERY PACKS IN ENERGY STORAGE SYSTEMS

Fiche methode N°4

Problématique traitée : *Réutilisation des batteries de véhicule électrique dans des systèmes stationnaires de stockage d'énergie*

1. Informations générales sur la publication

Titre de la publication	A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems
Auteurs(s) :	Leila Ahmadi, Steven B. Young, Michael Fowler, Roydon A. Fraser, Mohammad Ahmadi Achachlouei
Organisation(s) d'appartenance :	Respectivement : Energy, Mining and Environment, National Research Council, School of Environment, Enterprise and Development - University of Waterloo, Department of Chemical Engineering - University of Waterloo, Department of Mechanical and Mechatronics Engineering - University of Waterloo, Division of Environmental Strategies Research (fms) and Centre for Sustainable Communications (CESC) - KTH Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden
Date de diffusion :	2015
Référence :	Ahmadi, L., Young, S.B., Fowler, M. et al., A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems, Int J Life Cycle Assess (2017) 22: 111. https://doi.org/10.1007/s11367-015-0959-7
Type(s) d'options de fin de vie couvert(s) (réemploi, réutilisation, etc.) :	Réutilisation avec fonction différente
Approche utilisée pour le traitement de la seconde vie	Extension des frontières du système
Catégorie(s) de produit considérée(s)	Spécifique aux batteries de véhicules électriques réutilisées dans des systèmes de stockage d'énergie stationnaires
Applications identique ou multiples	Application multiple
Prise en compte de la qualité du service rendu lors de la seconde vie et au-delà	Oui

2. Introduction

Le contexte politico-énergétique actuel tend à favoriser les véhicules électriques (VE) au détriment des véhicules à moteur à combustion interne (VMCI). Si ces derniers sont ciblés en raison de leur consommation d'énergie fossile et des émissions associées, les VE engendrent des questionnements en termes de matériaux utilisés ou encore d'utilisation d'énergie pour la charge des batteries. Les impacts environnementaux des phases de production des VE peuvent notamment être conséquents, d'où l'intérêt de les comparer avec les VMCI.

Au vu de l'effort nécessaire à leur fabrication et de la présence de matériaux à forte valeur ajoutée, la question de la fin de vie des batteries utilisées dans les VE est primordiale.

Les auteurs analysent ici la réutilisation de telles batteries pour des applications stationnaires dans des systèmes de stockage d'énergie (SSE). L'idée est que l'usage de ces batteries remplace l'utilisation de moyens de production électrique de pointe. Pour vérifier la pertinence environnementale d'une telle réutilisation, la publication compare un système conventionnel (VMCI et centrale électrique de pointe) avec le système alternatif VE et réutilisation des batteries dans des SSE.

3. Enjeux & objectifs

La réutilisation de batteries de VE dans des SSE n'est pour le moment qu'une des diverses options possibles pour gérer leur fin de vie. La viabilité technique et les économies d'énergie associées ont déjà été prouvées dans de précédents travaux. L'un des objectifs de la publication est ainsi de se concentrer plus particulièrement sur l'ACV afin de venir appuyer des futures prises de décisions concernant la pertinence de l'utilisation des batteries Li-ion en application stationnaire. Cela concerne aussi bien les pouvoirs publics que les producteurs d'énergie ou encore les fabricants de véhicules électriques ou de batteries.

Par ailleurs, il existe un réel enjeu méthodologique. En effet, il est ici question d'un système multifonctionnel avec deux applications en cascade. De plus, l'attention est portée non pas sur un produit dans son intégrité (par exemple un VE) mais bien sur un de ses composants (ici le bloc batterie). Ce genre de cas étant relativement inusuel en ACV, il est nécessaire de définir l'approche la plus pertinente.

4. Description de la méthodologie

Présentation des scénarios

Scénario conventionnel

Ce scénario inclut une fonction de mobilité assurée par un VMCI durant un nombre d'années fixé N puis l'utilisation stationnaire d'un moyen de production d'électricité dédié aux approvisionnements en période de pointe durant un nombre d'années fixé M (les auteurs ont choisi une centrale à gaz dans ce cas particulier).

Scénario alternatif

Ce scénario inclut une fonction de mobilité assurée par un VE durant un nombre d'années fixé N puis l'utilisation d'un SSE stationnaire - durant un nombre d'années fixé M - composé de batteries de VE chargées grâce à l'électricité moyenne du réseau (les impacts des systèmes de production d'électricité sont négligés). Cela évite ainsi l'intervention d'un moyen de production électrique de pointe plus émissif.

Principes méthodologiques

Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle présentée par les auteurs est un point méthodologique central. Comme les batteries stockent de l'énergie pour permettre au VE d'avancer puis pour permettre d'alimenter un réseau, ces deux restitutions d'énergie sont sommées sur le cycle de vie complet de la batterie. Ainsi, l'approvisionnement total en énergie est considéré comme la référence. Le flux de référence est « 1 kWh délivré par le bloc-batterie sur toute sa vie ». Si l'unité fonctionnelle n'est pas exprimée clairement par les auteurs, l'UF suivante peut être proposée : « Délivrer 1 kWh d'électricité ».

Pour comparer le système conventionnel avec le système alternatif, il est considéré que le VE et le VMCI parcourent la même distance sur la même période, ce qui correspond à une quantité donnée de diesel. De la même manière, le SSE stationnaire et l'usine de pointe produisent la même quantité d'électricité sur le même laps de temps. Il aurait aussi été possible de définir une UF de la forme « parcourir X km et produire Y kWh d'électricité », mais les auteurs ont préféré choisir une UF combinant l'énergie délivrée par les batteries à la fois dans le VE et en SSE.

Frontières des systèmes

Le cycle de vie des batteries est défini dans le scénario alternatif selon trois grandes étapes qui font toutes parties de la frontière du système alternatif :

1. Fabrication des batteries et utilisation dans le VE ;

2. Préparation des batteries et réutilisation dans un SSE stationnaire ;
3. Recyclage de la batterie.

Il est à noter que les étapes 1 et 3 étaient déjà bien documentées avant l'étude, et que le réel enjeu méthodologique porte sur l'étape 2. Cette étape de transformation des batteries n'est pas négligeable puisque des éléments comme les enveloppes des cellules ou l'électronique sont neufs.

Le scénario conventionnel peut être séparé en deux étapes :

1. Le cycle de vie du VMCI (fabrication, utilisation, fin de vie) ;
2. Le système de production d'électricité de pointe

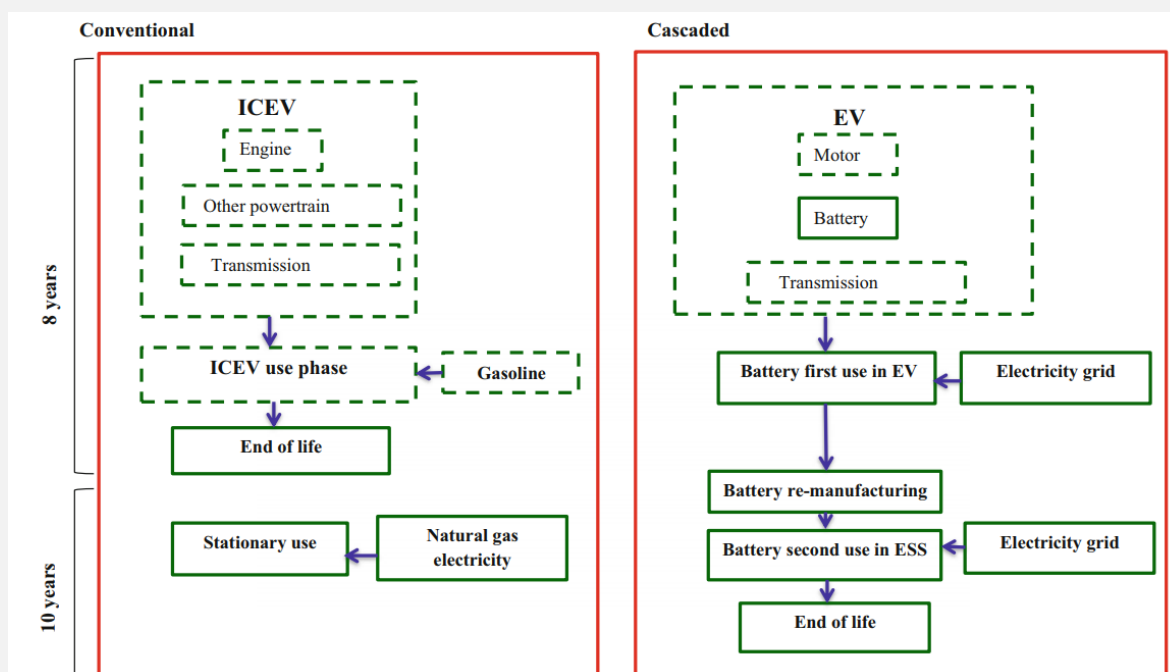


Figure 26: Frontières des systèmes conventionnels et alternatifs (lignes pointillées : résultats d'autres auteurs et lignes continues : résultats de cette publication)

Les auteurs se concentrent sur les moyens d'amortir les impacts de la production des batteries, comme leur réutilisation en SSE stationnaire. Pour comparer ce système à un système de fonctionnalité équivalente, il est indispensable de procéder à une extension des frontières pour inclure à la fois le VMCI et le système de production d'électricité de pointe. Comme explicité par les auteurs, ce choix est également motivé par le fait que dans le cas de systèmes multifonctionnels indivisibles, l'extension des frontières est l'approche à considérer en priorité d'après la norme ISO 14 044.

Données spécifiques nécessaires et hypothèses

La qualité et la quantité des données collectées influent sur la pertinence du modèle ACV utilisé. Les données spécifiques à rassembler sont les suivantes :

- La durée durant laquelle les batteries sont utilisées dans le VE puis en tant que SSE stationnaire ;
- Les modifications à apporter entre la première et la seconde vie ainsi que les procédés de recyclage ;
- La diminution des performances des batteries au cours du temps.

Elles complètent les données usuelles à rassembler pour une analyse de ce type (par exemple la composition des batteries étudiées, leurs caractéristiques techniques ou encore le mix électrique de la zone géographique considérée pour le SSE stationnaire).

De la même manière, les hypothèses portant sur les données collectées sont à ajuster au cas par cas en fonction des besoins de l'étude. Par exemple, les auteurs ont pris les partis suivants :

- Le transport des matières premières est exclu ;

- Les infrastructures sont exclues ;
- Il peut être fait l'hypothèse que l'électricité et la chaleur utilisées lors de cette étape demandent X % de ce qui est requis dans la fabrication d'origine.

5. Cas d'application et/ou illustration(s)

Données utilisées

Les auteurs ont appliqué leur méthodologie à des batteries de type LiFePO_4 avec anode et cathode en graphite, dont les composants sont détaillés en Figure 27.

Battery pack manufacturing Assembly								
Cathode substrate	Anode substrate	Cathode	Anode	Electrolyte	Separator	Cell container	Module and battery packaging	Battery management system
Sheet rolling, Aluminium	Sheet rolling, copper	LiOH	Graphite	Chemicals, inorganic [proxy for LiPF_6]	Polyethylene, LDPE granulate	Aluminium, production mix	Polyethylene Terephthalate	Integrated circuit
Aluminium, production	Copper, primary	H_3PO_4	N-Methyl-2-pyrrolidone	Chemicals, organic [proxy for solvent]	Polypropylen, granulate	Sheet rolling, aluminum	Injection moulding	Copper, primary
		FeSO_4	Chemicals, inorganic [proxy for LiPF_6]					Chromium steel 18/8
		Deionized water	Heat					Wire drawing, copper
		Carbon black						Sheet rolling, steel
		NMP						
		Heat						

Figure 27 - Inventaires utilisés pour modéliser la fabrication des batteries

Il est considéré que les batteries sont utilisées pendant 8 ans dans un VE puis 10 ans en application stationnaire après une étape de refabrication. Les inventaires utilisés pour la refabrication correspondent à la fabrication à neuf de l'enveloppe des cellules, du module, du packaging et de l'électronique des batteries. Il est fait l'hypothèse que l'électricité et la chaleur utilisées lors de cette étape demandent 30 % de ce qui est requis dans la fabrication d'origine.

Cell container	Module and battery packaging	Electronics
Aluminium, production mix	Polyethylene Terephthalate	Data cable
Sheet rolling, aluminum	Injection moulding	3 phase cable (cable, three-conductor cable)
		Testing/ activating

Figure 28 - Inventaires utilisés pour la refabrication des batteries

Sur l'ensemble du cycle de vie (VE et SSE stationnaire), les énergies délivrées par les batteries sont respectivement de 35 040 kWh (correspondant à 160 000 km) et 29 004 kWh, soit 64 044 kWh sur les 18 années d'utilisation. Ces valeurs sont calculées notamment grâce aux hypothèses suivantes :

- La production de pointe journalière des batteries refabriquées est de 6,079 kWh ;
- L'efficacité des batteries (ratio énergie stockée / énergie délivrée) est de 85% et l'efficacité de la transmission est de 90% ;
- Le taux de décharge est fixé à 1C ;
- Dans le cas du SSE, on considère qu'il y a un cycle charge / décharge par jour ;
- La profondeur de décharge est de 75% ;
- Le mix électrique utilisé pour alimenter les batteries est celui de l'Ontario.

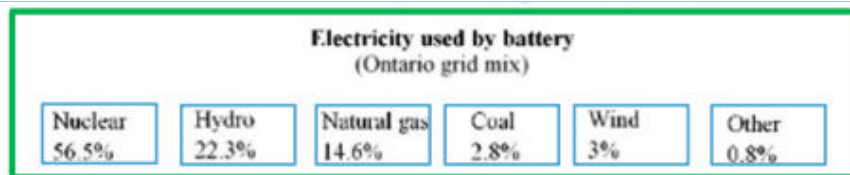


Figure 29 - Mix électrique caractéristique de l'Ontario

Principaux résultats pour le cycle de vie des batteries

Les phases du cycle de vie des batteries les plus consommatrices en énergie (utilisateur *cumulative energy demand* (CED) utilisé) sont l'utilisation dans le VE (49 %) et la phase de réutilisation en SSE stationnaire (40 %). Vient ensuite la phase de production (8 %) tandis que la consommation d'énergie pour la refabrication et le recyclage sont minimales (1,8 et 0,6 %).

Pour tous les indicateurs d'impacts environnementaux (potentiel de réchauffement climatique, formation d'ozone photochimique, formation de particules, potentiel d'eutrophication - eau douce -, épuisement des ressources fossiles et métallique) la phase de production porte la majorité des contributions. Par exemple, 40 % des eq.CO₂ émis durant le cycle de vie le sont durant cette phase de production, tandis que les phases d'utilisation et de réutilisation contribuent respectivement pour 31 % et 26 %.

Les résultats pour l'indicateur d'épuisement des ressources métalliques et d'eutrophication d'eau douce sont encore plus marqués aux autres indicateurs puisque la quasi-totalité des impacts sont portés par la phase de production (> 90 %). Cela est notamment dû au cuivre utilisé lors de la fabrication de l'électrode négative et du substrat.

Comparaison entre le système conventionnel et alternatif

Pour 5 indicateurs sur 6, les contributions du scénario conventionnel sont supérieures à celles du scénario alternatif. Par exemple, environ 0,45 kg eq.CO₂ / kWh sont émis contre 0,68. Ces valeurs pourraient néanmoins s'équilibrer dans le cas d'un mix électrique différent, étant donné que celui de l'Ontario est très peu carboné.

Le seul indicateur pour lequel le système alternatif a un impact plus important que le système conventionnel est l'épuisement des ressources métalliques. Cela vient principalement de la phase de production, pour les raisons déjà citées précédemment.

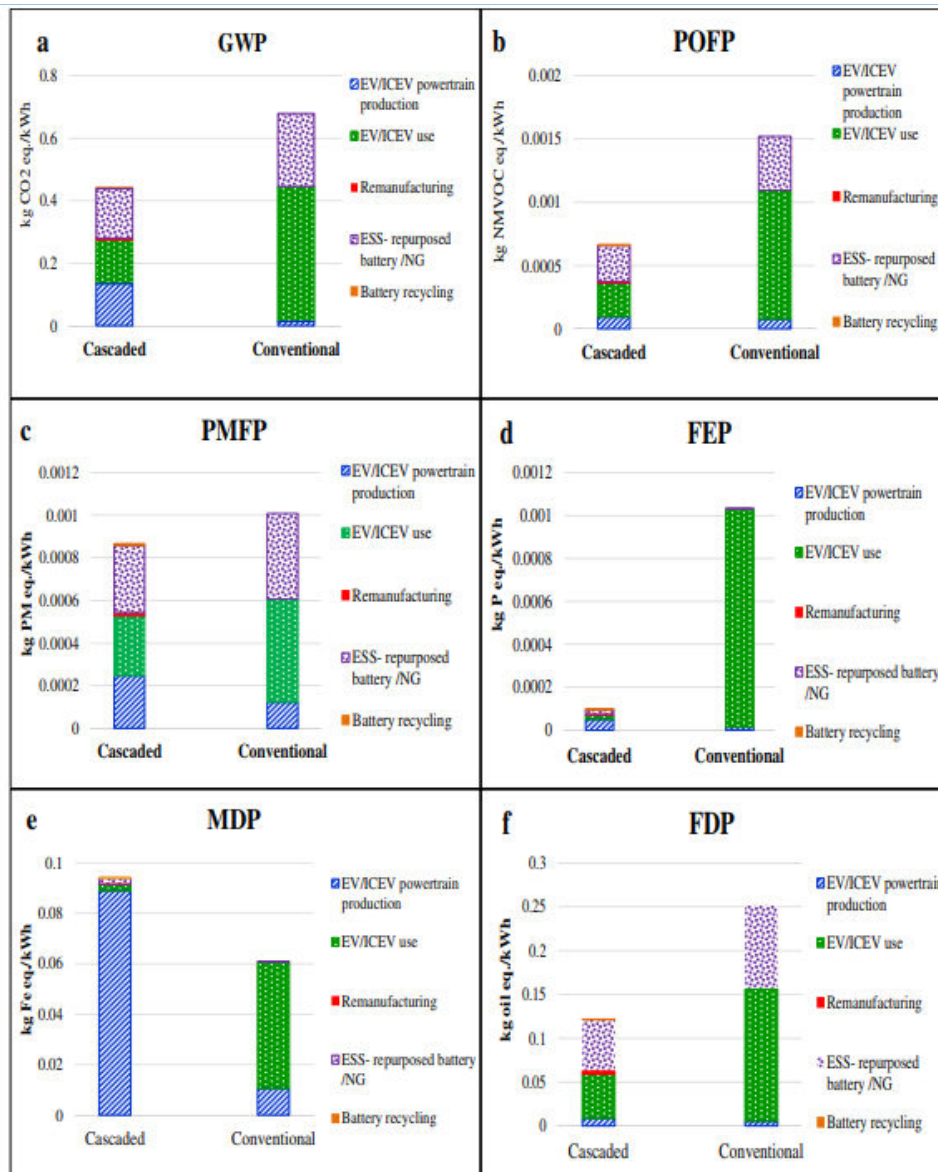


Fig. 5 Life cycle impact indicator results for cascaded use of Li-ion battery pack versus conventional ICEV system, for six life cycle impact assessment indicators: **a** global warming potential (GWP), **b** photochemical oxidation formation potential (POFP), **c** particulate

matter formation potential (PMFP), **d** freshwater eutrophication potential (FEP), **e** metal depletion potential (MDP), and **f** fossil-resource depletion potential (FDP)

Figure 30 - Comparaison entre les deux scénarios

6. Propositions méthodologiques complémentaires / Pour aller plus loin

Importance du mix électrique

Les sources d'énergie propres à une zone géographique ont de manière générale un impact significatif sur les conclusions des ACV. C'est d'autant plus vrai dans ce cas puisque l'origine de l'électricité qui alimente les batteries dans les phases d'utilisation en mobilité et en application stationnaire influence au premier ordre les conclusions. Si le mix électrique de l'Ontario est constitué à plus de 80% de sources renouvelables, ce n'est pas représentatif à un niveau plus global. Il serait alors nécessaire d'effectuer une analyse de sensibilité en fonction des sources d'électricité pour affiner les conclusions de cette recherche. Un niveau encore plus fin d'analyse serait de pouvoir considérer que les batteries se chargent en fonction des facteurs d'émissions du réseau (par exemple uniquement à partir d'électricité renouvelable, à des moments où elle est inutilisée sur le réseau), et ainsi de considérer que les batteries peuvent stocker de l'énergie dans les périodes de surplus et ainsi lisser la production.

Dégradation des batteries

Il apparaît pertinent de considérer l'évolution de la qualité des batteries au cours du temps. En se basant sur leurs recherches précédentes, les auteurs estiment que l'efficacité décroît de 20% après les 8 premières années puis de 15% sur les 10 dernières années (soit 35% au total). En considérant que la qualité des batteries restait similaire, les auteurs ont montré que des changements significatifs étaient obtenus pour les indicateurs de changement climatique et d'épuisement des ressources fossiles.

En termes de recommandations, il apparaît indispensable de vérifier la qualité des batteries lors de l'étape de refabrication. Il serait alors possible de déterminer si une batterie peut être réutilisée dans un autre VE, être utilisée dans un SSE ou bien aller directement au recyclage.

7. Conclusions

Pour être capable de comparer les deux scénarios – conventionnel et alternatif - les auteurs ont choisi d'étendre les frontières de leur système. Sont ainsi incluses les étapes de fabrication, de première utilisation, de refabrication, de seconde utilisation et la fin de vie.

Cette méthodologie prend le parti de choisir une unité fonctionnelle transverse, permettant de concilier l'utilisation des batteries dans un VE puis en SSE. Elle permet également de faire une étude approfondie sur les impacts de la réutilisation des batteries d'un VE, un sujet ancré dans les problématiques actuelles.

Les résultats de cette ACV montrent la pertinence en termes d'impact environnementaux de la réutilisation des batteries pour une application de SSE stationnaire par rapport à un système conventionnel. Il serait néanmoins nécessaire de mener plus d'études de sensibilité, notamment sur la nature du mix électrique utilisé pour les premières et secondes utilisations ou encore de mener l'exercice sur d'autres types de batteries.

5. FICHE METHODE N°5 : LU B., THE ENVIRONMENTAL IMPACT OF TECHNOLOGY INNOVATION ON WEEE MANAGEMENT BY MULTI-LIFE CYCLE ASSESSMENT

Fiche methode N°5

Problématique traitée : *Modélisation de pénétration sur un marché et ACV multi-cycles de vie*

1. Informations générales sur la publication

Titre de la publication	The environmental impact of technology innovation on WEEE management by Multi-Life Cycle Assessment
Auteurs(s) :	Bin Lu, Jingru Liu, Jianxin Yang , Bo Li
Organisation(s) d'appartenance :	State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
Date de diffusion :	2015
Référence :	Bin Lu, Jingru Liu, Jianxin Yang, Bo Li, The environmental impact of technology innovation on WEEE management by Multi-Life Cycle Assessment, Journal of Cleaner Production, Volume 89, 2015, Pages 148-158, ISSN 0959-6526, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.004 .
Type(s) d'options de fin de vie couvert(s) (réemploi, réutilisation, etc.) :	Réutilisation de matériaux et de composants dans les EEE
Approche utilisée pour le traitement de la seconde vie	MLCA (Multi-Life Cycle Assessment)
Catégorie(s) de produit considérée(s)	Potentiellement tous types de produits, cas d'étude sur les écrans cathodiques (CRT) et LCD
Applications identique ou multiples	Application unique mais principes de fonctionnement différents
Prise en compte de la qualité du service rendu lors de la seconde vie et au-delà	Non

2. Introduction

Les innovations technologiques dans le domaine des équipements électriques et électroniques (EEE) interviennent à un rythme très soutenu par rapport à d'autres secteurs. La conséquence de ces innovations, et de la pénétration rapide des EEE sur le marché est un remplacement rapide de produits devenus obsolètes par de nouvelles générations. Se pose alors la question du rôle joué par le phénomène d'innovation dans la quantité de déchets d'équipement électriques et électroniques (DEEE) générée et les impacts environnementaux associés.

3. Enjeux & objectifs

Une diffusion rapide de nouvelles technologies de produits implique une plus faible réutilisation des EEE et plus de recyclage matière en boucle ouverte. D'un point de vue environnemental, le recyclage en boucle fermée (réemploi, réutilisation) est considéré comme plus avantageux par les auteurs, surtout lorsqu'il est associé à de la réutilisation ou du

réemploi. Il apparaît alors pertinent d'étudier quels sont les impacts environnementaux associés aux innovations technologiques, et ainsi promouvoir des systèmes d'écoconception et de gestion des DEEE optimaux.

Néanmoins, d'après les auteurs, les méthodes usuelles d'ACV ne sont pas adéquates pour évaluer des impacts dynamiques de systèmes multi-cycles de vie. Les enjeux principaux sont la prise en compte à la fois du cycle de vie du produit mais aussi de sa durée de mise sur le marché. C'est pourquoi les auteurs ont développé une méthode appelée Multi-Life Cycle Assessment (MLCA) qui prend en compte ces enjeux problématiques. Par multi-cycles de vie nous entendons ici tant le recyclage de matériaux que la réutilisation de composants entre plusieurs générations de produits. Les générations désignent ici des modèles successifs de produits ayant la même fonction basique mais des caractéristiques techniques différentes (par exemple deux modèles successifs de smartphone du même fabricant).

Aussi, deux aspects sont considérés dans cette publication :

1. Détermination des impacts des innovations technologiques sur le volume de DEEE
2. Évaluation des performances environnementales de produits multi-cycles de vie en lien avec les innovations technologiques

4. Description de la méthodologie

Détermination des impacts des innovations technologiques sur le volume de DEEE

Pour mesurer les effets des innovations technologiques sur la génération de déchets, il est nécessaire de combiner des modèles de diffusion de produits sur un marché avec des modèles d'estimation de production de DEEE. Pour estimer cette dernière, les auteurs se basent sur des recherches précédentes utilisant le *market supply model* qui prend en compte les données de vente d'EEE et leur durée de vie [Widmer 2005], [Sudhakar 2015].

L'évaluation de la pénétration des nouveaux produits sur le marché se fait grâce au modèle de Bass. Ce modèle détaille le processus d'adoption de nouveaux produits au sein d'une population. Les adoptants sont soit des innovateurs – ils achètent le produit sans influence du processus de diffusion (publicité, facilité d'usage, etc.) – soit des imitateurs – ils utilisent le produit suite à l'influence des innovateurs et du bouche à oreille. Ces deux catégories sont caractérisées par des facteurs : C_{In} (coefficient d'innovation) et C_{Im} (coefficient d'imitation). Le nombre total de nouveaux adoptants est la somme des innovateurs et des imitateurs. Le nombre d'adoptants est simplement l'intégrale du nombre de nouveaux adoptants depuis la mise sur le marché

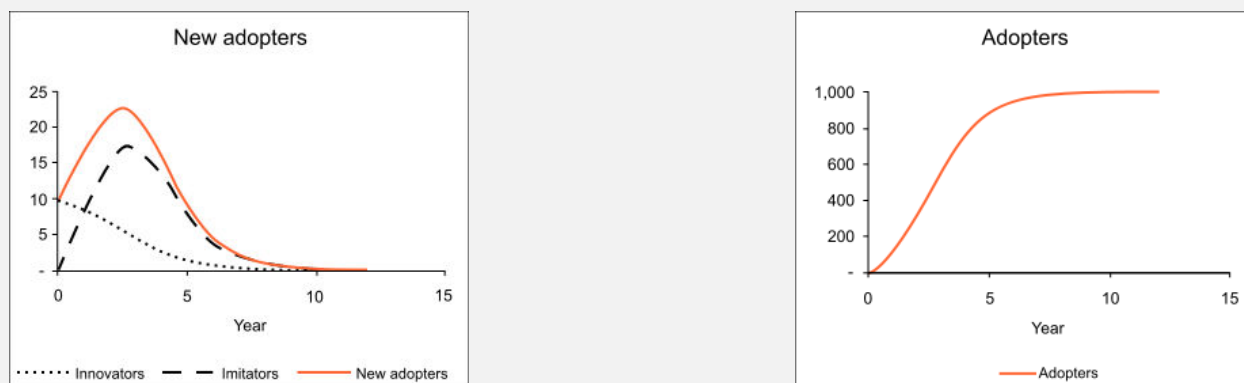


Figure 31 - Courbes indicatives du nombre de nouveaux adoptants et d'adoptants d'un produit selon le modèle de Bass.

Ainsi, les ventes cumulées $N(t)$ d'un produit au cours du temps s'écrivent de la façon suivante d'après le modèle de Bass :

$$N(t) = m * \left[\frac{1 - e^{-(C_{In} + C_{Im})t}}{1 - \frac{C_{In}}{C_{Im}} e^{-(C_{In} + C_{Im})t}} \right] = m * F(t)$$

Où m est le potentiel de vente. On remarque notamment que $\lim_{t \rightarrow 0} N(t) = 0$ et $\lim_{t \rightarrow +\infty} N(t) = m$. Ce modèle se décline notamment pour prévoir les ventes de chaque génération de produit successive. Par exemple, pour trois générations de produits et en notant τ_i le moment où la génération i est introduite, les ventes $S_i(t)$ de chaque génération s'expriment de la façon suivante :

$$t > 0 \quad S_1(t) = m_1 * F_1(t) * [1 - F_2(t - \tau_2)]$$

$t > \tau_2$	$S_2(t) = F_2(t - \tau_2) * [m_2 + m_1 * F_1(t)] * [1 - F_3(t - \tau_3)]$
$t > \tau_3$	$S_3(t) = F_3(t - \tau_3) * \{m_3 + m_2 * F_2(t - \tau_2) * [m_2 + m_1 * F_1(t)]\}$

Le graphe ci-dessous illustre le profil de ces fonctions.

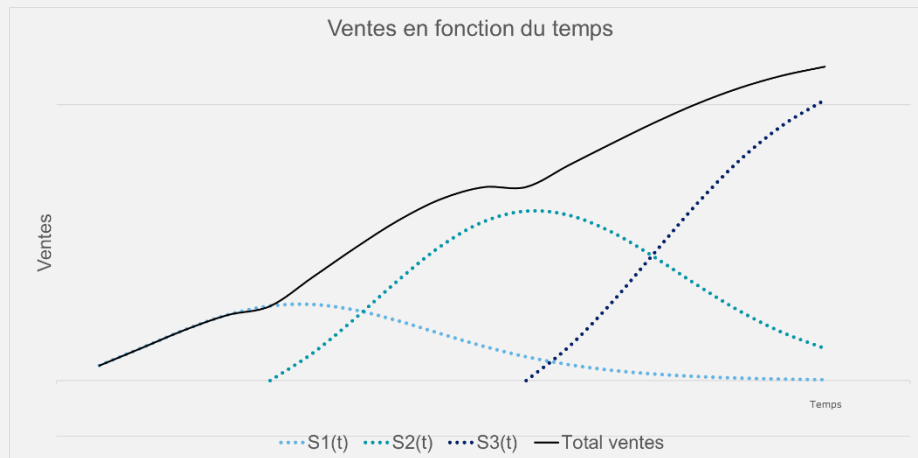


Figure 32 - Illustration du modèle de Bass

Evaluation des performances environnementales de produits multi cycles de vie qui découlent des innovations technologiques

Cadre méthodologique

L'analyse présente la particularité de **différencier des générations et des séries de produits**.

Différentes générations de produits ont la même fonction mais différents principes de fonctionnement ou voies de fabrication. Par exemple, les auteurs considèrent que les écrans LCD et les CRT sont de la même génération.

Ensuite, il y a plusieurs séries dans une génération, qui diffèrent seulement de quelques paramètres fonctionnels. Par exemple STN (Super Twisted Nematic) et TFT (Thin Film Transistor) sont deux séries différentes de la génération des écrans LCD.

Chaque série (donc a fortiori chaque génération) possède son propre cycle de vie comme illustré en Figure 33. Pour ce faire, les auteurs ont eu recours à une extension des frontières du système. Il est également considéré que **matériaux et composants peuvent être réutilisés (resp. recyclés) entre différentes séries d'une même génération, tandis que seuls des matériaux peuvent être recyclés lors d'un changement de génération**. On notera par la suite la refabrication comme les étapes intermédiaires à la réutilisation des composants.

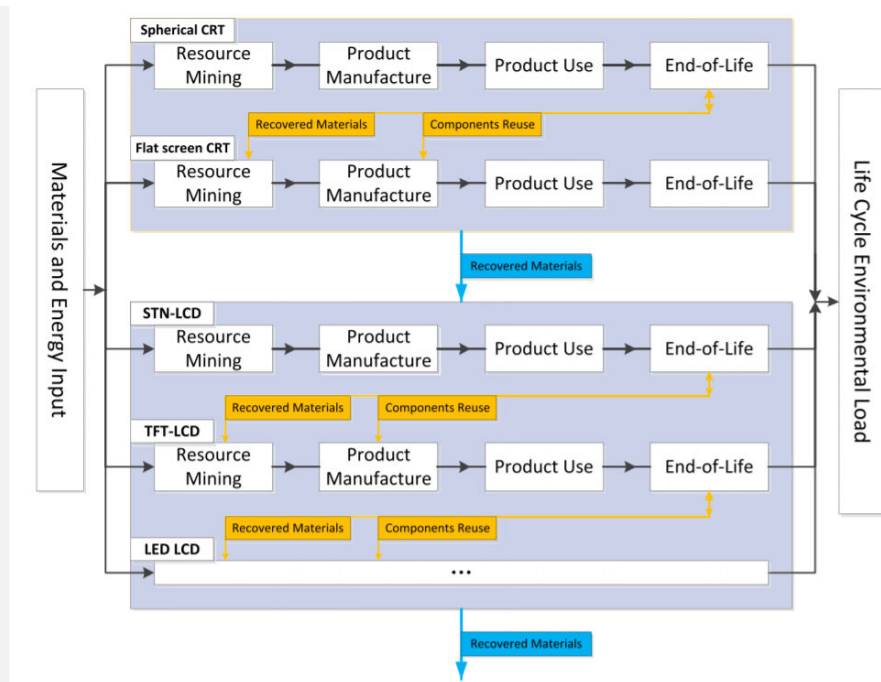


Figure 33: Frontières du système multi cycle de vie

Ainsi, les auteurs définissent l'unité fonctionnelle comme « **un service basique que les produits multi générations sont toujours en mesure de fournir** ». Par exemple, dans le cas d'application, l'UF est définie comme « un écran capable de réaliser sa fonction d'affichage pour un ordinateur de bureau ».

Calcul des impacts environnementaux

Les auteurs se concentrent ici non pas sur un produit mais sur l'ensemble du parc produit d'un marché. En effet, pour déterminer les différents paramètres du modèle de Bass il est nécessaire de raisonner avec tous les produits d'un marché. En connaissant les ventes totales cela permet ainsi de prédire les ventes futures.

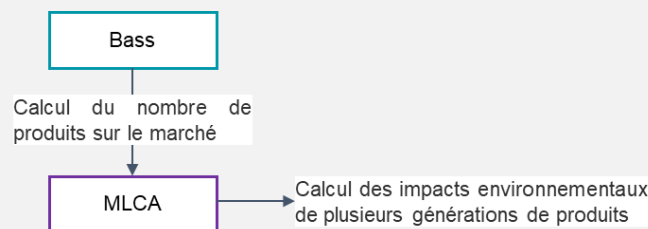


Figure 34: Schéma de la relation entre le modèle de pénétration sur le marché et l'ACV multi-cycles de vie

La formule développée pour intégrer les impacts environnementaux des produits de toutes les générations I et de séries i est :

$$IE_{\text{système}} = \sum_I \sum_i [IE_{(I,i)} - \alpha(C_{\text{Réut}(I,i)} + M_{\text{Recy}(I,i)}) + \beta(C_{\text{Réut}(I,i-1)} + M_{\text{Recy}(I,i-1)}) + EC_{\text{Refab}(I,i)} + EM_{\text{Recy}(I,i)} - C_{\text{Évit}(I,i)} - M_{\text{Évit}(I,i)}]$$

Allocation des impacts à la vie suivante
Allocation des impacts de la vie précédente
Prise en compte des étapes intermédiaires de refabrication / recyclage
Prise en compte des impacts évités

Formule 1: Calcul des impacts environnementaux - méthodologie MLCA

Avec :

- $IE_{\text{système}}$ les impacts environnementaux totaux du système multi-cycles de vie,
- $IE_{(I,i)}$ est sujet à interprétation. Ce terme représente selon notre compréhension les impacts environnementaux de la génération I et série i sans prise en compte des composants réutilisés (resp. matériaux recyclés) ni dans les étapes de production ni dans la fin de vie du produit. Cela représente les impacts environnementaux d'un produit

vierge avec uniquement les composants (resp. matériaux) non réutilisés (resp. recyclés). Les termes $\alpha = \beta$ permettent de corriger ce point et de répartir les impacts de ces derniers entre les séries.

- $C_{Réut(I,i)}$ (resp. $M_{Recy(I,i)}$) les impacts environnementaux de la production de composants (resp. de matériaux) de la série i réutilisés (resp. recyclés) dans la série $i + 1$. En particulier $C_{Réut(I,i)} = 0$ dans le cas d'une nouvelle génération.
- $EC_{Refab(I,i)}$ (resp. $EM_{Recy(I,i)}$) les impacts environnementaux des étapes de refabrication (resp. recyclage) des composants (resp. des matériaux) de la série $i - 1$ réutilisés (resp. recyclés) dans la série i .
- $C_{Évit(I,i)}$ (resp. $M_{Évit(I,i)}$) les impacts environnementaux évités de la production de nouveaux composants de la série i (resp. matériaux) en raison de la réutilisation (resp. recyclage) des composants (resp. matériaux) de la série $i - 1$.
- α (resp. β) les coefficients d'allocation entre les différentes générations ($\alpha + \beta = 1$).

En réalité, il semble y avoir une interrogation sur la fixation des coefficients α et β . Tout d'abord, il est fait l'hypothèse que α et β ne dépendent pas d'un composant (resp. matériau) donné.

Par ailleurs, en raisonnant par série, on a pour toute série i , $\alpha_i = \alpha$ et $\beta_i = \beta$. Or pour assurer la neutralité (i.e. compensation) des impacts retranchés et ajoutés, il semblerait que α_i doive remplir la condition $\alpha_i = \beta_{i+1}$, et comme α et β ne dépendent pas de i on aurait donc $\alpha = \beta$. De plus, par définition même d'un facteur d'allocation il serait possible de dire que $\alpha = \beta \leq 1$.

Par la suite les auteurs proposent une simplification en faisant l'hypothèse que $\alpha = \beta = 0,5$, ce qui signifie que les impacts environnementaux des composants et des matériaux sont alloués de manière égale entre deux séries successives. En réalité, on a toujours $\alpha = \beta$, ce qui signifie que les termes $C_{Réut(I,i)}$ (resp. $M_{Recy(I,i)}$) et $C_{Réut(I,i-1)}$ (resp. $M_{Recy(I,i-1)}$) s'annulent systématiquement. La formule se réécrit alors comme indiqué ci-dessous.

$$IE_{\text{système}} = \sum_I \sum_i [IE_{(I,i)} + EC_{Refab(I,i)} + EM_{Recy(I,i)} - C_{Évit(I,i)} - M_{Évit(I,i)}] = \sum_I \sum_i [IE_{(I,i)} + EC_{Refab(I,i)} - C_{Évit(I,i)} + EM_{Recy(I,i)} - M_{Évit(I,i)}]$$

↓
↓
↓

Prise en compte des étapes
intermédiaires de
refabrication / recyclage

Prise en compte des
impacts évités

Différence entre les impacts de la réutilisation
(resp. recyclage) de composants (resp.
matériaux) et les impacts évités de la production
de nouveaux composants (resp. matériaux).

Formule 2: Calcul des impacts environnementaux - méthodologie MLCA – simplification des facteurs d'allocation

Il est possible de réécrire cette formule en considérant que les facteurs $EC_{Refab(I,i)}$ et $EM_{Recy(I,i)}$ peuvent s'écrire comme les impacts environnementaux totaux des composants (resp. matériaux) réutilisables (resp. recyclables) multipliés par un facteur compris entre 0 et 1, nommé p dans le cas des composants et q dans le cas des matériaux. Ces impacts environnementaux totaux peuvent être vus comme un « potentiel maximal réutilisable ».

$$IE_{\text{système}} = \sum_I \sum_i [IE_{(I,i)} + p_i * EC_{Refab(I,i)MAX} + q_i * EM_{Recy(I,i)MAX} - C_{Évit(I,i)} - M_{Évit(I,i)}]$$

Formule 3: Calcul des impacts environnementaux - méthodologie MLCA – expression des facteurs $C_{Réut(I,i)}$ et $M_{Recy(I,i)}$ en fonction des valeurs maximales

Deux cas peuvent exister :

- A la fin de la vie de la série i , sa génération I n'a plus de part de marché, i est donc la dernière série de I . On a donc :
 - $p = 0$ (plus aucun composant ne peut être réutilisé)
 - $q = \frac{\text{Quantité de matériaux recyclables utilisés dans la génération } I + 1}{\text{Quantité de matériaux recyclables pouvant être utilisés dans la génération } I + 1}$
- Quand le produit de génération I et de série i est remplacé, la génération I a encore une part de marché conséquente. Deux sous cas existent :

- Si la quantité de production du produit est supérieure à celle des produits obsolètes - ce qui revient à dire que la production augmente - alors $p = q = 1$. Cela signifie que tous les composants (resp. matériaux) sont réutilisés (resp. recyclés) dans les séries suivantes.
- Si la quantité de production du produit est inférieure à celle des produits obsolètes – ce qui revient à dire que la production diminue - alors :
 - $p = \frac{\text{Quantité de production de produits de la même génération sur le marché à la période considérée}}{\text{Quantité de produits de la série } i \text{ obsolètes à la période considérée}}$
 - $q = p + \frac{\text{Quantité totale de matériaux recyclables utilisés dans la génération } I + 1}{\text{Quantité totale de matériaux recyclables disponibles pour la génération } I + 1}$
 Dans le cas particulier où I serait la dernière génération de produits considérée, aucun matériau ne pourrait être recyclé, et on retombe bien sur $p = q$.

Données spécifiques nécessaires

Les données nécessaires sont variables selon le niveau de détail souhaité par les utilisateurs de la méthode. Pour utiliser le modèle de Bass, il est indispensable de connaître à minima :

- Le marché du produit considéré, pour savoir quels produits il remplace / par lesquels il se fait remplacer ;
- Les volumes de vente des années précédentes ;
- Les caractéristiques techniques du produit et sa composition ;
- La durée de vie estimée de l'appareil.

De la même manière, les données indispensables à la MLCA sont :

- Les durées de vie des différentes séries et générations ;
- Les composants / matériaux possibles réutilisables.

Bien évidemment, ces données doivent être complétées par les données environnementales sur les produits (matières premières utilisées, transport, modes de recyclage, phase d'utilisation, etc.).

5. Cas d'application et/ou illustration(s)

Détermination des impacts des innovations technologiques sur le volume de DEEE

Scénarios

Les auteurs cherchent à estimer la quantité de verre générée par la fin de vie des appareils utilisant la technologie CRT (écrans et télévisions). Une partie de ce verre est recyclé uniquement en le réinjectant dans le processus de fabrication des écrans CRT. Du fait de l'apparition des écrans LCD, la part de marché des écrans CRT diminue, limitant ainsi la possibilité de recycler le verre. Ainsi, la génération totale de verre CRT est directement liée aux innovations technologiques concernant les écrans. Les auteurs définissent trois scénarios :

- A. Aucune innovation technologique. Cela signifie qu'il n'y a pas de technologie LCD et que les modèles CRT suivent une pénétration du marché selon le modèle de Bass. En se basant sur les données de vente des modèles CRT jusqu'en 2003, les paramètres du modèle (m , C_{im} et C_{in}) ont été calculés pour prévoir les ventes des années jusqu'en 2020. Les modèles CRT ont une durée de vie estimée à 10 ans.
- B. Innovation technologique réelle, les ventes d'écran LCD sont prises en compte. Les modèles CRT ont une durée de vie estimée à 10 ans.
- C. Scénario identique au scénario B, mais avec une pénétration des écrans LCD plus rapide. Cela signifie que le temps de remplacement d'un écran CRT est fixé à 5 ans.

Résultats

L'idée est de comparer les quantités de verre CRT ne pouvant être recyclées dans le processus de fabrication, et donc pour lesquelles des méthodes de traitement moins optimales s'appliquent. Les résultats sont représentés Figure 35.

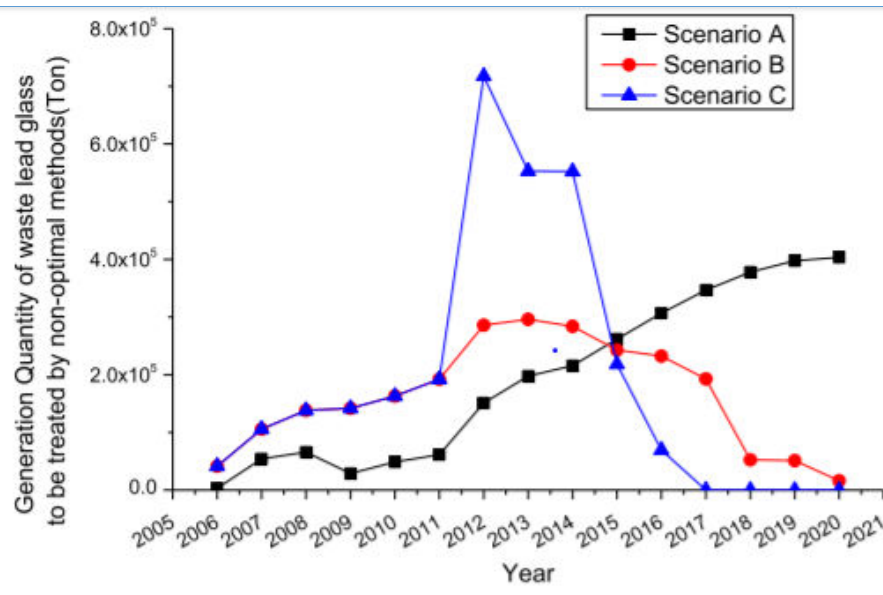


Figure 35: Déchets de verre CRT ne pouvant être recyclés dans le processus de fabrication.

On constate que l'augmentation du verre à traiter par des méthodes sans valorisation matière augmente de manière régulière dans le scénario A. En revanche, dans les scénarios B et C, on constate que la courbe suit la même tendance dans un premier temps, ce qui est logique puisque la présence sur le marché d'écrans LCD est minime. Puis lorsque les premières générations de CRT arrivent en fin de vie, combiné avec l'augmentation des parts de marché des LCD (et donc l'impossibilité de recycler le verre des CRT) la quantité de déchets augmente fortement. Les proportions sont supérieures dans le cas du scénario C puisque les LCD gagnent plus vite des parts de marché. Les déchets diminuent ensuite dans les scénarios B et C puisqu'il n'y a plus de CRT en fin de vie à traiter, ayant déjà été majoritairement remplacés.

Evaluation des performances environnementales de produits multi cycles de vie qui découlent des innovations technologiques

Scénarios

L'exemple des écrans LCD et CRT est repris dans ce cas d'étude. Il est considéré que le seul matériau réutilisable entre les deux générations est le cuivre tandis que le seul composant réutilisable entre les séries de CRT est le verre. Comme aucune donnée n'est disponible, on ne considère aucune autre réutilisation (par exemple de composants entre séries de LCD). Etant donné que les auteurs cherchent à voir une vision prospective, l'étude se base sur la période 2000-2020. Le modèle de Bass est donc utilisé pour prévoir les ventes à cet horizon.

Trois scénarios sont ensuite définis sur cette période de 20 ans :

- I. Vitesse de remplacement normale : 1 série d'écrans CRT et 2 séries d'écrans LCD (remplacements respectivement en 2007, 2014 et 2020)
- II. Vitesse de remplacement rapide : 2 séries d'écrans CRT et 2 séries d'écrans LCD (remplacements respectivement en 2005, 2010, 2015 et 2020)
- III. Vitesse de remplacement lente : 1 série d'écrans CRT et 1 série d'écrans LCD (remplacements en 2010)

Résultats

Les résultats sont présentés en Figure 36.

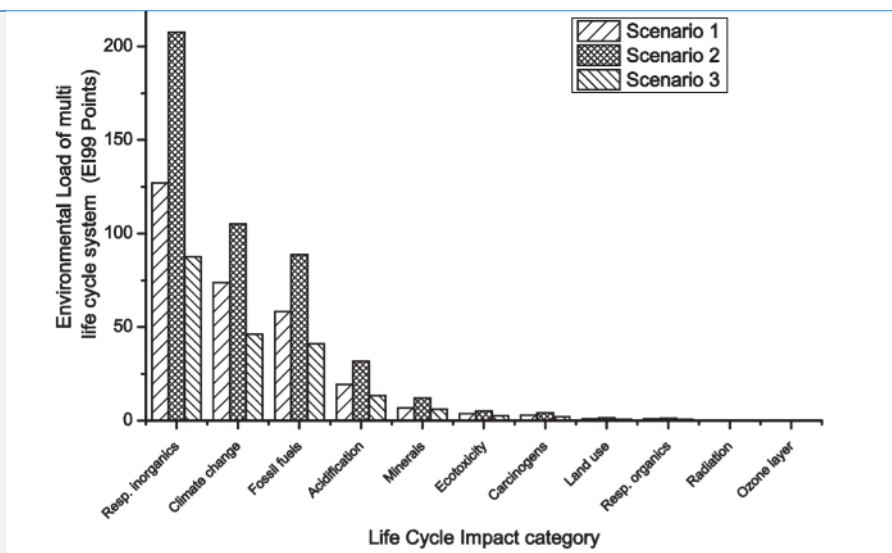


Figure 36: Comparaison des impacts environnementaux des trois scénarios

La conclusion est la même pour tous les indicateurs environnementaux : le scénario 2 (vitesse de remplacement rapide) présente les impacts les plus importants et le scénario III (vitesse de remplacement lente) présente les impacts les plus faibles. Il serait donc possible de généraliser en affirmant que plus la fréquence de remplacement d'une série par une autre augmente, plus les impacts environnementaux totaux augmentent. Si cela apparaît relativement intuitif, les conclusions pourraient être différentes si par exemple une série présentait des impacts environnementaux bien supérieurs aux autres. Les impacts environnementaux globaux seraient alors pilotés par la durée d'utilisation de cette série.

6. Propositions méthodologiques complémentaires / Pour aller plus loin

Interactions entre le modèle de Bass et la MLCA

Le modèle de Bass est utilisé pour deux types de simulations dans la publication étudiée :

1. Pour estimer la production de déchets liée aux innovations technologiques dans le secteur des smartphones
2. Pour estimer la part de marché de chaque série et chaque génération de produits de manière prospective afin d'en évaluer les impacts environnementaux

La seconde approche peut se révéler pertinente dans bon nombre d'ACV portant sur les multi-cycles de vie. Par exemple, utiliser ce modèle dans le cas d'un produit réemployé ou réutilisé permet d'évaluer les parts de marché que ce dernier peut progressivement occuper. Si le modèle indique que ce produit à un faible taux de pénétration et n'est pas capable de substituer la fabrication de produits neufs, alors le modèle doit être adapté en conséquence. Cela pourrait notamment être utile pour attribuer un taux de déplacement comme détaillé dans la FICHE METHODE N°3 : Zink T., Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment.

Taux de recyclage

Le taux de recyclage des composants et des matériaux est une donnée importante. Dans les équations utilisées ici, le taux de recyclage n'est pas pris en compte. Cela est dû au fait que les taux de recyclage sont généralement très variables entre les différents composants (de même avec les matériaux) et que l'équation n'est pas assez désagrégée pour considérer chaque élément de manière séparée. Une des manières de contourner ce biais méthodologique serait de considérer un taux de recyclage commun à tous les éléments du DEEE, mais cela n'est pas réaliste.

Facteurs d'allocation

Les auteurs font l'hypothèse que les facteurs d'allocation des impacts des composants et matériaux entre séries / générations (α et β) valent 0,5, ce qui signifie que les impacts environnementaux sont alloués de manière égale entre les deux vies. Or, cette approche est relativement simpliste et ne reflète pas forcément une réalité physique ou économique. Il serait alors possible de faire intervenir des relations entre les différentes séries / générations pour affiner ces facteurs d'allocation. Cela implique néanmoins de désagréger la Formule 1 pour avoir une approche au cas par cas.

7. Conclusions

Les méthodes proposées par les auteurs permettent d'appréhender les impacts environnementaux de générations successives de produits, et notamment le rôle joué par les innovations technologiques. Si les travaux de Bass sont communément utilisés pour modéliser la pénétration d'un produit sur le marché, ils sont ici couplés avec une méthodologie multi cycle de vie innovante. Le parti pris des auteurs est de se concentrer sur les produits qui sont régulièrement remplacés du fait de l'accélération des connaissances technologiques. Les EEE sont notamment sujets à de telles innovations, aussi les auteurs ont choisi de s'y intéresser plus en détail. L'attention est notamment portée sur l'intégration de la réutilisation de composants et de matériaux sur plusieurs produits successifs.

La formule développée revient à faire de multiples extensions des frontières pour intégrer toutes les générations présentant la même fonction basique au sein du même système. Cette formule intègre 4 composantes principales :

- Les impacts environnementaux du système sans prise en compte de la réutilisation ;
- Le partage des impacts de production des éléments réutilisés entre leurs vies successives ;
- Les impacts des phases additionnelles de préparation à la réutilisation ;
- Les impacts évités par la réutilisation d'éléments plutôt que la production de neufs.

Son aspect généraliste est agrégé et permet son application dans des cas très divers, avec potentiellement des données de qualité variable. Il appartient alors à l'utilisateur de la méthode de se l'approprier et d'ajuster la formule générale en fonction des propres spécificités de son système.

3 Partie B : ACV de batteries bénéficiant d'une seconde vie

3.1. Etude bibliographique

L'étude bibliographique a permis d'éclairer les méthodes utilisées jusqu'à présent pour réaliser des ACV de batteries.

Pour rappel, la revue bibliographique est présentée en deux parties :

- Une synthèse de l'état de l'art identifiant les principaux paramètres critiques et mettant en regard les valeurs retenues dans différentes publications sur ces paramètres
- Une analyse détaillée d'une dizaine de publications, retenues en raison de leur intérêt par rapport à l'étude en cours.

❖ Synthèse de l'état de l'art de l'ACV des batteries

La liste des publications analysées est présentée à la fin de ce chapitre. Le tableau ci-dessous présente les caractéristiques des ACV retenues.

Tableau 5: Principales caractéristiques des ACV

Publication	Durée de vie	Chimie (Cathode-Anode)	Rendement	DoD
Gauc09	? (production seulement)	LiMnO ₂ -graphite	? (production seulement)	?
Kons13	1 ^{ère} vie : 2 500 cycles, 7 ans 2 ^{nde} vie : 1 500 cy, 4 ans	LiFePO ₄ -Li ₄ Ti ₅ O	1 ^{ère} vie : 80 % 2 ^{nde} vie : 75 %	?
Fari14	1 000-1 500 cycles, 10 ans	LiMn(x)O(y)-graphite	90-95 %	80 %
Ahma15	1 ^{ère} vie : 8 ans, 2920 cy 2 ^{nde} vie : 3 650 cy, 10 ans	LiFePO ₄ -graphite	? (variable)	75 %
Casa15	1 ^{ère} vie : 10 ans 2 ^{nde} vie : 8 à 20 ans	Li ₄ Ti ₅ O ₁₂ -graphite	Li-Ion 90-95 % (Wang et al. 2012) / PbA 80 % (Dunn et al. 2011)	1 ^{ère} vie : 50 % 2 ^{nde} vie : 100 %
Zack16	4 000 cycles, 200 000 km	LiFePO ₄ -Li (métal)	90 %	70 %
Roma17	?	Panel NMC, LMO, LFP	?	?
Hall18	150 000 km	? (Nissan Leaf 2017)	?	60 % (2 ^{nde} vie)
Cicc12	1 ^{ère} vie : 10 ans, 2 000 cy, 2 ^{nde} vie : 1 000-1 300 cycles	LiFePO ₄ -graphite	?	?
Ager13	3 000 cycles (Majeau et al. 2011)	Li(Ni ₁ /3Co ₁ /3Mn ₁ /3)O ₂ - graphite	96 %	80 %
Rich15	1 ^{ère} vie : 8 ans (Li-Ion- 2 ^{nde} vie : 1 à 10 ans (AS) (PbA)	LiMn ₂ O ₄ -graphite	Li-Ion 90 % PbA 77,5 %	Li-Ion 65-80 %, PbA 33-42 %
Unte16	10 ans (PbA) / 20 ans (Li-Ion, VRF) - Cycles : PbA 2 000 / Li Ion 5 000 / VRF >10 000	LiFePO ₄ -graphite, PbA et Vanadium redox (VRF)	90 %	50% PbA / 85% Li-Ion / 100% VRF
Chér17	Citadines 150 000 km/ berlines 250 000 km	Li-Ion (Données Renault, FNH)	90 %	90 % sur la capacité restante
Bobb18	1 ^{ère} vie : 1 000 cycles (LMO) 2 ^{nde} vie : 3,6 ans	LiMn ₂ O ₄ -graphite	98 % (95 % en fin de 1 ^{ère} vie)	-
Li13	3 000 cycles 200 000 km	Li-SiNW (nano-wires)	90 %	-

❖ Modélisations de la seconde vie

La majorité des études sélectionnées envisagent des scénarios de seconde vie. L'approche récurrente tient compte du **niveau de service rendu** pour déterminer à quel moment la batterie n'est plus adaptée à la propulsion du véhicule. Ce critère est mesuré par rapport à la perte de capacité de charge de la batterie. Les seuils admis dans la majorité des études sont :

- 1^{ère} vie – propulsion d'un VE : capacité supérieure à 80 % (Kons13) de la capacité initiale
- 2^{nde} vie – stockage d'électricité en stationnaire : capacité comprise entre 80 % et 60 % (voire 50 % : Chér17) de la capacité initiale.

L'**unité fonctionnelle** est le plus souvent identique entre les deux vies. Cela permet d'allouer les impacts sur la première vie et de comparer facilement les impacts. Deux UF s'appliquent bien aux deux utilisations :

- /kWh (Ahma15)
- /cycle (temps d'utilisation) (Kons13).

Le **reconditionnement** n'est pas considéré. L'absence de cas d'application à ce jour ne permet pas de définir les procédés mis en jeu à cette étape intermédiaire. Ahma15 préconise d'étudier plus en détail le taux de défaillance des cellules et l'analyse des risques et la faisabilité du reconditionnement.

Approche particulière : Rich15

Dans cette publication, le type d'utilisation détermine une chimie en particulier :

- Mobilité : Li-Ion (LiMn_2O_4)
- Stationnaire : PbA

La première vie est donc assurée par une batterie Li-Ion. Puis la seconde vie est assurée par une batterie PbA fournissant un service équivalent. Pour modéliser les vies multiples, la production de la batterie PbA n'est pas prise en compte. L'hypothèse majeure est que l'utilisateur est impliqué dans les 2 utilisations et que le recyclage de la batterie Li-Ion soit assuré.

Cela s'explique par une profondeur de décharge et une efficacité plus faible des batteries PbA. Elles sont aussi plus lourdes que les batteries Li-Ion.

❖ Perte de capacité

L'évolution de la capacité de stockage d'énergie dans la batterie est un critère clé dans la modélisation des vies multiples (voir paragraphe ci-dessus). Ager13 et Ahma14b donnent une loi d'évolution issue de simulation.

Ager13 indique une perte de capacité de 0,008 % par cycle. D'où une durée de vie de 2 500 cycles pour respecter une capacité minimale de 80 % dans le cas d'un VE.

Ahma14b fournit une simulation en fonction de la capacité du courant (Ah).

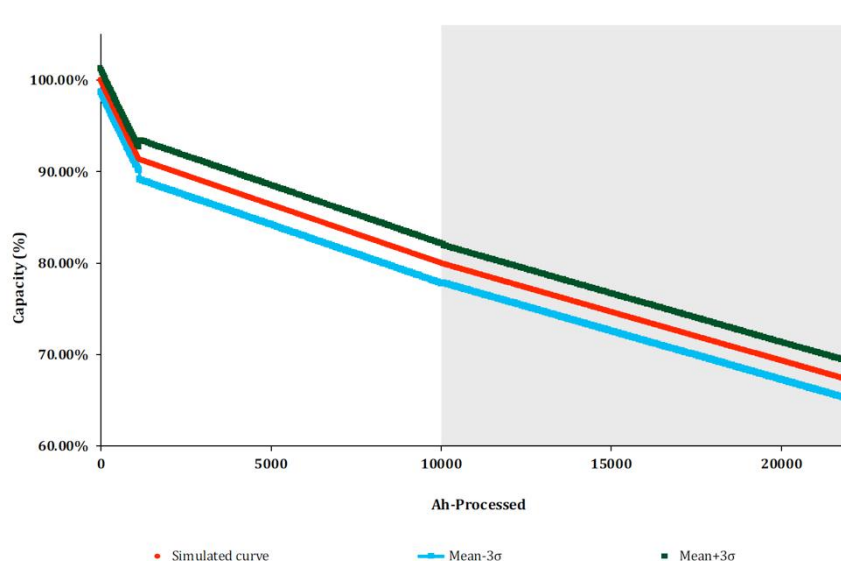


Fig. 2. Risk analysis of Li-ion battery capacity changes during first use in electric vehicle and second use in a stationary application based on Monte Carlo method.

Figure 37: Loi d'évolution de la capacité de la batterie (Ahma14b)

Remarque : la partie grisée sur le graphique correspond à la seconde vie.

À partir de 1 000 Ah, la perte de capacité est linéaire et chute d'environ 1,3 % par kAh.

Casa15 propose une loi théorique issue de la littérature (Schmalstieg et al. 2014; Teodorescu et al. 2013; Delaille et al. 2013; Ecker et al. 2012) :

$$C_{fade} = 1 - r(i, T) * I - \left((7,5 * V - 21,8) * 10^6 * e^{\frac{6975}{T}} \right) * \sqrt{t} - A_{ccum} * \left(\frac{0,15}{C_{ini} * (6\,000 - 3\,000 * \log(\frac{DoD}{2}))} \right)$$

Où C_{fade} est la perte de capacité,

- C_{ini} est la capacité initiale,
- I est l'intensité du courant,
- V est la tension appliquée à la batterie,
- T est la température,
- $r(i, T)$ est la résistance interne
- t est la variable temporelle,
- et $Accum$ est le courant électrique débité par la batterie lorsqu'elle se décharge.

Nous ne pouvons comparer les 2 méthodes que sur la 2^{de} vie car la publication Casa15 n'indique pas la DoD en 1^{ère} vie. Le tableau ci-dessus donne la durée de vie en fonction de la DoD pour chaque méthode :

Tableau 6 : Durée de vie en fonction de la DoD lors de la seconde vie des batteries

Publication	DoD	Durée de vie en stationnaire (années)
Ahma14	60 % (de 80 % à 20 % sur la capacité restante)	10
Ahma14b	75 %	10
Ahma15	75 %	10
Casa15 (stockage EnR)	50 %	20
Casa15 (utilisation domestique, redistribution aux heures creuses)	100 %	8

Enfin une perte de capacité issue de mesures expérimentales est donnée dans Bobb18 (LMO) et Yu12 (NMC et Ni-MH).

Le taux de dégradation de la batterie LMO contient deux composantes. Une perte -3 Wh par cycle (P_c) provient de Faria et al 2014 à laquelle s'ajoute une perte due au vieillissement de 0,13 Wh par jour (P_j).

La perte de capacité a été obtenue par des tests en laboratoire. Elle s'appuie sur les taux de dégradations précédents. La formule a ainsi été établie :

$$C_n = C_{n-1} - (P_j + P_c * \frac{DoD_{n-1}}{DoD_{max}})$$

où C_n et C_{n-1} sont respectivement les capacités restantes après n et $n-1$ cycles en Wh,

- DoD_{n-1} est la profondeur de décharge appliquée au cycle n ,
- DoD_{max} est la profondeur de décharge maximale fixée à 80 % (Faria et al 2014).

Du point de vue dimensionnel de P_c et P_j , cette formule suppose donc une utilisation quotidienne.

Quant aux batteries NMC et Ni-MH, la formulation de la perte de capacité décroît exponentiellement en fonction du nombre de cycle :

$$C_{i,NMC} = 9,449 * e^{-\frac{N_i}{6,986}} + 9,475 * e^{-\frac{N_i}{6,987}} + 156,68 \quad , \quad R^2 = 85,2 \%,$$

$$C_{i,Ni-MH} = 562,912 * e^{-\frac{N_i}{1,867}} + 392,587 * e^{-\frac{N_i}{16,909}} + 260,63 \quad , \quad R^2 = 99,5 \%,$$

où $C_{i,X}$ est la capacité restante (mAh/g) dans la batterie de type X après N_i cycles.

La batterie Ni-MH se dégrade plus vite que la batterie NMC.

Les fonctions exprimant la perte de capacité sont donc variées. Tant sur les variables (cycles, temps, température, DoD) que sur les lois (exponentielle, log, %). Les moyens mis en œuvre pour les établir (simulation, expérimentation) peuvent expliquer ces différences.

❖ Profondeur de décharge (DoD)

La DoD apparaît comme un facteur influençant la durée de la batterie. Plus elle augmente, plus la batterie s'use vite. La plupart des publications étudient des batteries Li-Ion. La DoD est de l'ordre de 80 % (Zack10, Ager13, Fari14, Bobb18), voire 70 % (Zack16) pour l'utilisation dans un véhicule. Toutefois, chaque chimie semble admettre une DoD plus ou moins élevée :

- Rich15 : Li-Ion 65-80 %, PbA 33-42 %
- Unte16 : Li-Ion 85 %, PbA 50 %, VRF 100 %.

Elle est souvent réduite en seconde vie. Pour des batteries Li-Ion utilisées en 2^{de} vie, la DoD est de 60 % (Ahma14, Hall18), voire 50 % (Chér17).

Zack17 présente la formule exprimant le nombre de cycles maxima en fonction de la DoD (Burzio et Parena 2012) :

$$N_{cycles,max} = 1\,331 * DoD\%^{-1,825}$$

❖ Durée de vie

Ce paramètre est observé pour les batteries de type Li-Ion.

Pour la première vie, la durée de vie de la batterie est exprimée en km parcourus, en nombre de cycles ou en années.

La **durée de vie en années** est de l'ordre de 8 ans (Rich15, Ahma14-15) à 10 ans (Casa15, Fari14, Unte16)

La **durée de vie en nombre de cycles** est d'environ 2 000 (Cicc12), 2 500 (Kons13), voire 3 000 cycles (Zack10) pour des batteries LiFe3PO4. En revanche, les batteries LiMn2O4, permettent d'effectuer 1 000 à 1 500 cycles en utilisation automobile (Faria14, Bobb18).

La **durée de vie en km** est bien établie à 160 000 km (Chér17, Hall18, Pete16). Cela provient de la durée de vie admise pour les véhicules thermiques. Mais elle peut varier d'un facteur 2. Entre 100 000 km (Kons13) et 200 000 km (Faria14) pour une durée de vie proche, respectivement 7 et 8 ans.

La durée de vie en seconde vie est définie principalement en nombre de cycles. Des écarts importants sont notables : 1 300 (Cicc12) contre 3 650 cycles (Ahma15).

La DoD a un impact sur la durée de vie. Ager 13 indique les ratios suivants :

Tableau 7 : Influence de la DoD sur la durée de vie de la batterie

DoD	Durée de vie (cycles)
50 %	5 000
100 %	1 000

Elle semble aussi conditionnée la durée de la seconde vie dans Casa15. Cette étude propose deux scénarios en fonction de la DoD et de la durée de vie :

- 100 % et 8 ans,
- 50 % et 20 ans.

❖ Efficacité de la batterie

Le rapport entre l'énergie fournie et l'énergie stockée par la batterie est de l'ordre de 90 % (Zack10, Rich15) pour les batteries Li-Ion. Mais il peut varier entre 80 % (Kons13) et 96 % (Ager13).

Par ailleurs, Ahma15 prend en compte la diminution de l'efficacité au cours du cycle de vie. La chute suit une loi exponentielle : -20 % les 8 premières années (VE) et -15 % en seconde vie en considérant 10 années supplémentaires.

❖ **Qualité des sources/données

D'après les références citées dans les textes, une grande récurrence de noms est apparue. Les inventaires de cycle de vie et hypothèses de calculs ne sont pas constamment renouvelés dans les nouvelles publications. Cela est mis en évidence Figure 38 (Pete16, Roma17). Il montre l'origine des données et leur fiabilité. Nous montrons pour 3 publications (Ager13, Fari14, Zack16) de notre sélection, les différentes sources dont elles découlent.

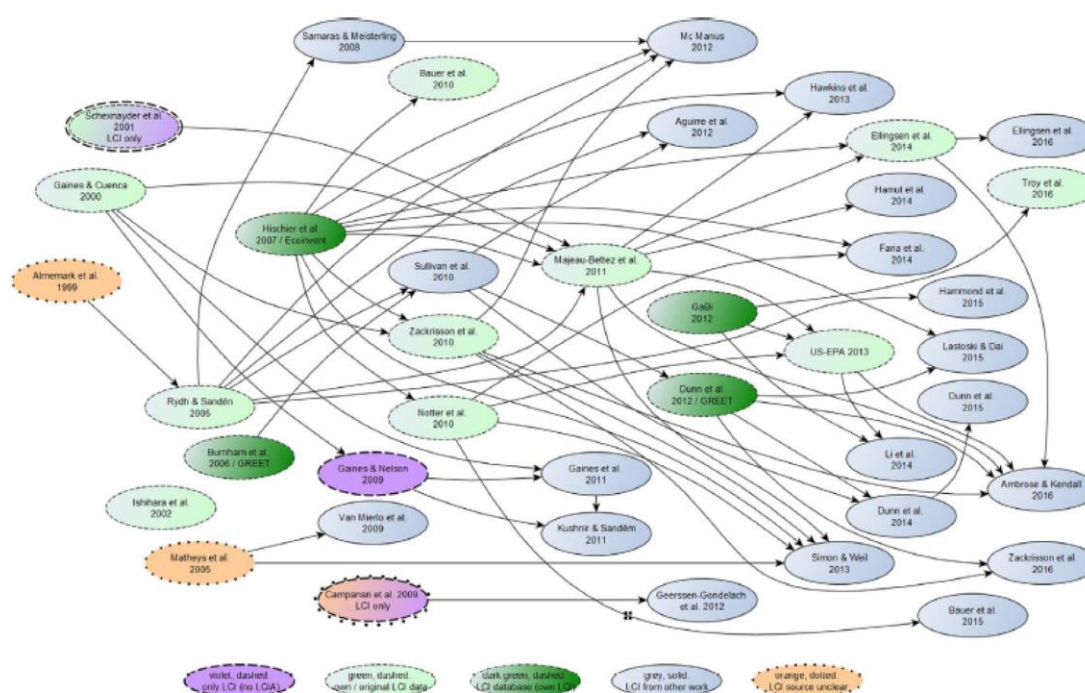


Figure 38 : Schéma de l'origine des données d'inventaire de cycle de vie (Roma17)

❖ Frontière du système

Hormis les ACV qui ne traitent que de la production (Gauc09, Pete16), la quasi-totalité des ACV ne mentionnent pas la phase des **transports de distribution**. Seule Rich15 prend en compte le transport du fabricant jusqu'au centre d'assemblage. Bien que le transport d'approvisionnement soit faible devant la distance totale parcourue par le VE en phase d'utilisation, il faut noter que la plupart des batteries sont fabriquées en Asie de l'Est et acheminées par bateau en Europe.

Zack10 est le seul à prendre en compte le transport jusqu'au centre de recyclage, sans toutefois modéliser le recyclage ultérieur.

❖ Recyclage des batteries

La modélisation du recyclage des batteries de voiture n'est pas encore bien établie en ACV. En effet, leur mise en place récente sur le marché n'a pas encore donné lieu à l'obtention d'un volume critique de batteries en fin de vie à gérer. Le recyclage étant perçu comme source de bénéfices environnementaux, il est parfois exclu du périmètre d'étude pour ne pas attribuer des crédits incertains (Hall18). Le recyclage est aussi exclu lorsque

l'auteur souhaite être représentatif du contexte actuel. Le recyclage du lithium dans Zack10 n'est pas alors déployé, d'où 100 % de Li vierge.

Les principales méthodes employées pour attribuer des bénéfices liés au recyclage sont les **taux de recyclage** des matériaux ou les **impacts de production évités** dans le cas de vies multiples.

Concernant le taux de recyclage, Unte16 décrit le mieux les crédits d'impacts potentiels pour 3 chimies de batteries. Les taux de recyclage actuels/futures de chaque chimie sont :

- Li-Ion : 49 %/62 % (évolution liée au recyclage du Li)
- PbA : 57 % /58 % (Pb et acide sulfurique déjà recyclés)
- VRF : 0 %/18 % (pas encore de recyclage du PVC)

L'étude Chér17 envisage aussi des taux de recyclage en 2030 selon différents scénarios de politiques environnementales en France. Le taux actuel pour les batteries Li-Ion est supposé être de 50 % et pourrait augmenter jusqu'à 85 %.

❖ Taux de défaillance des cellules

Ce paramètre est uniquement évoqué dans les publications de Leila Ahmadi (Ahma14-14b-15). Tout au long de la phase d'utilisation, la défaillance éventuelles de certaines cellules affecte d'autant plus la perte de capacité. Mais cela reste négligeable, de l'ordre de 0,01 % (Ahma14b).

D'un point de vue qualitatif, la défaillance des cellules est surtout envisagée par rapport aux contraintes de réemploi de la batterie en seconde vie. Ahmadi souligne le manque d'informations sur la faisabilité technique de contrôler, par un démantèlement, les cellules avant d'utiliser une batterie en stationnaire. La maîtrise des risques d'incendie et de sûreté électrique est aussi préconisée pour mieux évaluer les vies multiples.

❖ Impact de production de la batterie (CO₂)

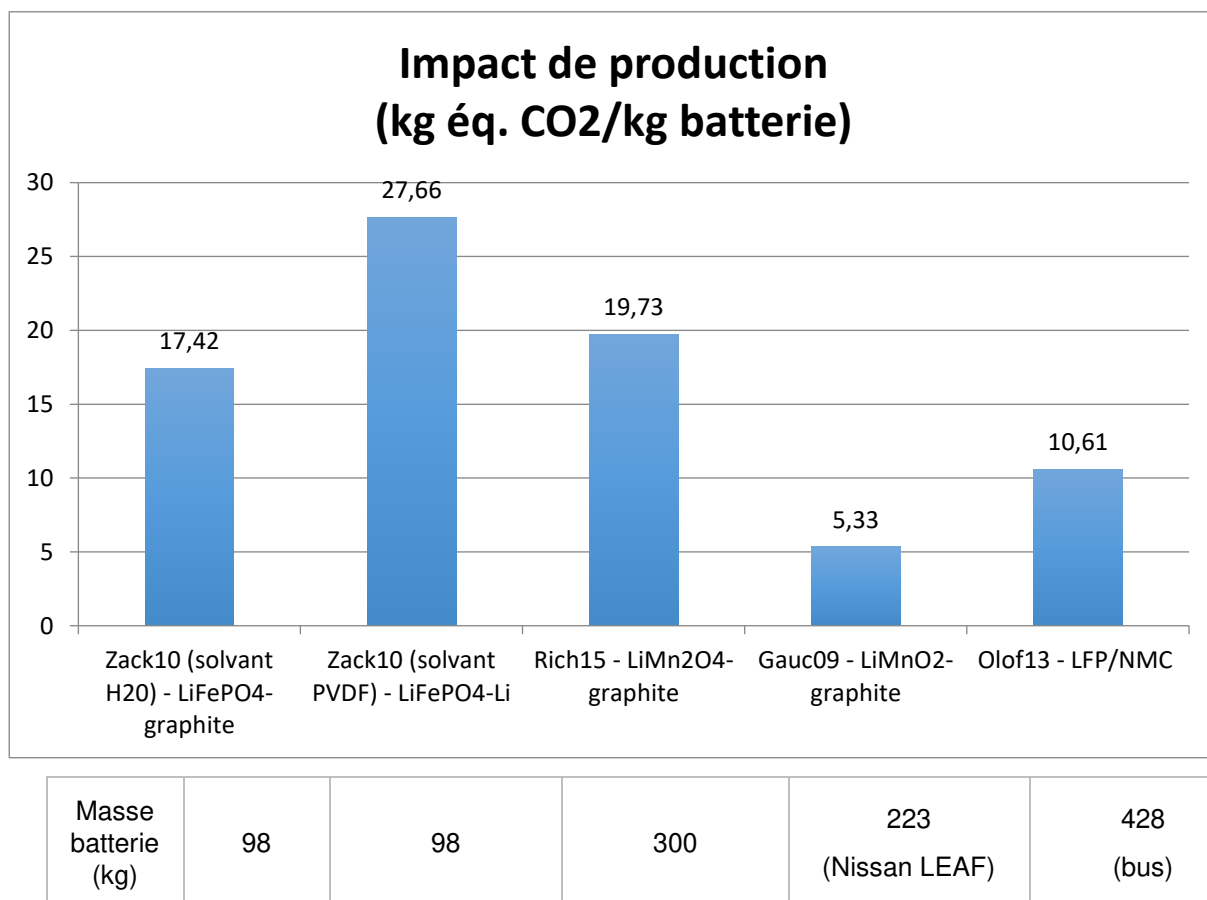


Figure 39 : Impact de production de la batterie (CO₂)

Les impacts liés à la production varient d'un facteur 5 pour des chimies proches. Toutefois, la masse de la batterie semble influencer les impacts. Plus la batterie est grande, moins les impacts sont élevés par rapport à la masse de batterie produite.

❖ Définition du besoin en énergie en seconde vie

Dans les ACV de batteries bénéficiant d'une seconde vie, le cas d'une utilisation stationnaire pour le stockage d'énergie, notamment à partir d'énergie solaire photovoltaïque, est récurrent. Ces études demandent de fixer un besoin journalier en énergie d'un foyer. Nous pouvons comparer 3 études sur ce paramètre :

Tableau 8 : Consommation journalière d'énergie par foyer

Publication	Consommation d'énergie (kWh/jour/foyer)	Pays d'utilisation en seconde vie
Kons13	6,075	Espagne
Ahma15	10	Canada
Bobb18	14,1	Pays-Bas

Même si le besoin est couvert par des batteries de puissance variable, assurer ce besoin quotidiennement peut fortement influencer la durée de la seconde vie.

Critères de sélection

Les publications retenues doivent permettre d'analyser un maximum d'informations, tant dans les données d'entrée que dans les résultats d'ACV affichés. Sur le plan méthodologique, les analyses de sensibilité sont aussi importantes afin de tester la solidité des modèles et d'envisager les paramètres clés.

Cinq critères ont donc été utilisés pour retenir 12 publications :

Critère	Paramètres
Détail de la nomenclature	- Lieu de production - Masse des composants - Chimie de la batterie
Fiabilité des sources	- Données primaires/secondaires - Origine de la nomenclature/ICV <i>*voir le schéma</i>
Analyses de sensibilité	Nombre et pertinence de scénarios
Affichage des résultats	- Données brutes à privilégier aux % - Lisibilité/exploitabilité des graphes
Nombre d'indicateurs	- Indicateurs séparés - voire Ecoindicator 99

3.1.1 Publications sélectionnées

La revue bibliographique a mis en évidence les publications les plus pertinentes par rapport à l'approche des vies multiples et les plus riches en termes de description des ACV réalisées.

3.1.1.1 1^{ère} sélection

1. Life Cycle Assessment LCA of Li-Ion batteries for electric vehicles, Gauch et al. 2009

2. A Life Cycle Assessment of a Li-ion urban electric vehicle battery, Konstantinos et al. 2013
3. Primary and secondary use of electric mobility batteries from a life cycle perspective, Faria et al. 2014
4. A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems, Ahmadi et al. 2015
5. Second life of electric vehicle batteries: relation between materials degradation and environmental impact, Casals et al. 2015
6. Life cycle assessment of long life lithium electrode for electric vehicle batteries, Zackrisson et al. 2016
7. The Life Cycle Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions from Lithium-Ion Batteries, Romare et al. 2017
8. Effects of battery manufacturing on electric vehicle life-cycle greenhouse gas emissions, Hall et al. 2018

Afin d'atteindre une masse critique de données pour la méta-analyse, la sélection a été étendue à 12 publications. Cinq autres textes, parmi les ACV les plus intéressantes, ont été intégrés à la sélection.

3.1.1.2 2nde sélection

1. Feasibility Analysis Of Second Life Applications For Li-Ion Cells Used In Electric Powertrain Using Environmental Indicators, Cicconi et al. 2012
2. Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack, Ager-Wick Ellingsen et al. 2013
3. Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycle, Richa et al. 2015
4. Recycling of Battery Technologies – Ecological Impact Analysis Using Life Cycle Assessment (LCA), Unterreiner et al. 2016
5. Quelle contribution du véhicule électrique à la transition énergétique ?, Chéron et al. 2017

3.1.2 Analyse détaillée de publications sur les ACV de batteries

3.1.2.1 Introduction

Le document qui suit, présente l'étude bibliographique des Analyses de Cycle de Vie (ACV) de différentes technologies de batteries (LFP, Li-Air, Li-S, LMO, Ni-MH, NMC, PbA) ayant une première utilisation mobile ou stationnaire. Un premier panel de dix études propose essentiellement des vies multiples de batteries de véhicules électriques pour une seconde application le plus souvent stationnaire. Une seule étude concerne une autre application, en l'occurrence un vélo électrique. Un second panel de trois études présente des technologies émergentes dans des applications diverses.

Pour chacune des ACV, nous analyserons :

- les choix méthodologiques : hypothèses, unité fonctionnelle, périmètre de l'étude, et traitement des vies multiples,
- les résultats affichés (indicateurs environnementaux, scénarios, analyse de sensibilité),
- l'éventuel bénéfice des vies multiples.

Nous relèverons également les nomenclatures de matériaux considérées ainsi que les inventaires utilisés, sous réserve de disponibilité, afin de préparer la partie C.

Toutes les analyses sont structurées de façon homogène, selon le plan suivant :

Contexte
Objectifs
Hypothèses
Nomenclature
Sources de données d'ICV

Description des scénarios
Unité fonctionnelle
Présentation des résultats
Analyse de sensibilité
Interprétation des résultats
Discussion de l'intérêt des vies multiples

3.1.3 ACV présentant des vies multiples

3.1.3.1 Cicconi et al 2012

Feasibility analysis of second life applications for li-ion cells used in electric powertrain using environmental indicators

❖ Contexte

La croissance du marché des véhicules hybrides et électriques conduit à anticiper un potentiel pour gérer la fin de vie des batteries. Les ACV réalisées sur la production des batteries mettent déjà en évidence des impacts importants dans une approche du berceau à la porte de l'usine.

❖ Objectifs

L'objectif est de mener une étude ACV plus approfondie intégrant un scénario de seconde vie d'une batterie de véhicule hybride. Celle-ci devrait permettre d'orienter les choix de conception pour optimiser la capacité de réemploi.

❖ Hypothèses

Première vie

Une durée de vie de 10 ans, soit 2 000 cycles, est considérée pour la propulsion du véhicule hybride. La première vie s'arrête lorsque la capacité de charge maximale de la batterie descend à 80 %.

Seconde vie

La réutilisation de la batterie (cellule 1) en seconde vie est définie par rapport à la capacité (Ah) nécessaire au stockage stationnaire. Le point de comparaison est une autre batterie LFP (cellule 2) plus petite à usage dédié au stockage stationnaire. Le tableau suivant donne les caractéristiques des cellules LFP.

Tableau 9 : Description des cellules des batteries LFP

	Cellule 1	Cellule 2
Application	Véhicule électrique/hybride	Stockage stationnaire
Capacité (Ah)	30	20
Tension (V)	3,7	3,65
Énergie (Wh)	111	73
Masse (g/cellule)	967	820

La cellule 2 perd 20 % de capacité après 2 000 cycles. Sa capacité résiduelle en fin de vie est 16 Ah. Ainsi la fin de la seconde vie de la cellule 1 est définie à 16 Ah, soit au bout de 3 500 cycles. 1 500 cycles sont donc prévus durant la seconde vie de la batterie, jusqu'à la perte d'environ 50 % de sa capacité.

❖ Nomenclature

La composition de la batterie LFP est présentée dans le tableau suivant. La masse de chaque composant est ramenée à une cellule, sachant que la batterie contient 100 cellules de capacité 20 Ah chacune.

Part of cell	Material	Weight [g]
Cathode	LiFePO4	422
Cathode	Aluminum foil	19
Cathode	Carbon black	27
Cathode	PVDF	28
Cathode	Styrene acrylate latex	0
Electrolyte	Ethylene glycol dimethyl ether	157
Electrolyte	Lithium salt (Lithium chloride)	28
Separator	Polypropylene	9
Separator	Polyethylene	9
Electronics	Transistor	10
Electronics	Resistor	10
Anode	Graphite	169
Anode	Carbon black	0
Anode	Copper	46
Anode	PVDF	21
Anode	Styrene butadiene latex	0
Packaging	Polypropylene	5
Packaging	Aluminum foil	7
	Total	967

Figure 40 : Nomenclature d'une cellule de la batterie LFP – Cicconi et al 2012

❖ Sources de données d'ICV

L'inventaire de cycle de vie est tiré de sources primaires : Gaines et al 2000³³ et Matheys et al 2005³⁴. On retrouve la même nomenclature dans Zackrisson et al 2010. Les données sont donc relativement anciennes. L'étude de Gaines est néanmoins récurrente dans les autres ACV et semble fiable. En revanche, les données de Matheys sont considérées incertaines par Peter et al 2017³⁵.

❖ Description des scénarios

Le scénario à vies multiples consiste à prolonger l'utilisation de la batterie pour le stockage stationnaire durant 2 000 cycles. Dans ce cas, le périmètre d'étude comprend la production des batteries de remplacement et un crédit pour la production de la première batterie qui est réemployée. Les pertes énergétiques en seconde vie sont aussi prises en compte.

Ce scénario est comparé à un scénario de base, sans réutilisation de la batterie. Il ne comprend donc que le cycle de vie de la production à la fin de vie pour l'utilisation automobile.

❖ Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est la batterie électrique du véhicule hybride sur son cycle de vie.

❖ Présentation des résultats

La mesure des impacts des impacts sur l'ensemble du cycle de vie suit la formule suivante :

$$ACV_{VE+seconde\ vie} = ACV_{VE} - \frac{ACV_{seconde\ vie}}{N + 1} + ACV_{pertes}$$

- $ACV_{VE+seconde\ vie}$ est l'ACV sur l'ensemble du cycle de vie de la batterie LFP,
- ACV_{VE} est le cycle de vie de la première vie

³³ L. Gaines, R. "Cuenca, Costs of Lithium-ion Batteries for Vehicles", Center for Transportation Research, Argonne National Laboratory, Argonne, p. 58, 2000.

³⁴ J. Matheys, W.V. Autenboer, J.V. Mierlo, SUBAT: Sustainable Batteries, Work Package 5: Overall Assessment. Final Public Report, Vrije Universiteit Brussels e ETEC, 2005.

³⁵ Peters, J. F. et al., 2017. The environmental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters--A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, pp. 491-506.

- $\frac{ACV_{seconde\ vie}}{N+1}$ est le bénéfice lié au réemploi de la batterie en fonction du nombre de remplacements N pour assurer le service en seconde vie. Les bénéfices sont les impacts évités de production et de traitement de fin de vie.
- ACV_{pertes} sont les impacts supplémentaires en seconde vie dus à la **perte d'efficacité** et de capacité.

Dans le calcul d'ACV, un seul remplacement a été modélisé, d'où $N=1$.

Les résultats se résument à un graphique comparant les deux scénarios sur le total de points écologiques (Eco-indicator 99). Le score est obtenu à partir de trois indicateurs :

- Changement climatique,
- Acidification,
- Eutrophisation.

❖ Analyse de sensibilité

L'étude ne contient pas d'analyse de sensibilité.

❖ Interprétation des résultats

Sur la base des trois indicateurs mesurés, le scénario de seconde vie permet une réduction globale de 25,5 % sur le bilan normalisé.

Les gains sont essentiellement obtenus sur le changement climatique et le potentiel d'acidification. Ils sont réduits d'environ 12 % alors que l'eutrophisation est peu influencée.

La principale limite dans l'interprétation des résultats est la non décomposition par phase du cycle de vie ainsi que l'absence de valeurs brutes sur chaque indicateur. Il n'est pas possible de distinguer les émissions de CO₂ liées à la production des batteries, sachant qu'il y a un remplacement pris en compte, des émissions pendant chaque étape d'utilisation.

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

Bien que les résultats montrent des gains significatifs obtenus par le réemploi de la batterie, des données clés ne sont pas fournies. D'une part, l'unité fonctionnelle ne permet pas d'apprécier les résultats en fonction d'un service rendu (kWh fourni, nombre de cycles...). D'autre part, l'application en seconde vie ne mentionne pas à quel réseau d'électricité est connectée la batterie. Or ce paramètre conditionne largement la pertinence du réemploi des batteries. Toutefois, le mode de calcul des impacts sur le cycle de vie tient compte du nombre de remplacements de la batterie pour assurer l'utilisation sur des vies multiples.

Malgré le renouvellement de la batterie au cours de la seconde vie, des bénéfices environnementaux sont obtenus.

3.1.3.2 Konstantinos et al 2013

A Life Cycle Assessment of a Li-ion urban electric vehicle battery

❖ Contexte

Étude du cycle de vie complet d'une batterie LFP pour son utilisation dans un véhicule électrique et son réemploi pour le stockage d'électricité dans un foyer. La production d'électricité en seconde vie est assurée par des panneaux photovoltaïques. Le système est localisé dans la ville de Bilbao en Espagne.

❖ Objectifs

Déterminer la faisabilité de la seconde vie en termes de bénéfices environnementaux par l'allongement de la durée de vie de la batterie.

❖ Hypothèses

Première vie

Tableau 10 : Caractéristiques de la batterie de type LiFePO₄

Puissance (kWh)	24
Rendement (kWh fourni/kWh reçu %)	80 %
Autonomie (km)	100
Distance quotidienne (km)	40
Type de trajet (%)	55 % urbain 45 % autoroutier
Consommation (Wh/km)	170
Masse de la batterie (kg)	258

Une durée de vie de 7 ans, soit 2 500 cycles, est considérée pour une utilisation quotidienne du véhicule électrique. La première vie s'arrête lorsque la capacité de charge maximale de la batterie descend à 80 %.

Seconde vie

Une consommation en électricité de 10 kWh quotidienne pendant 1 500 jours est couverte par la batterie. Il s'agit de la consommation moyenne d'un foyer en Espagne en 2010. La durée de la seconde vie est donc de 4 ans.

L'efficacité de la batterie est réduite de 5 %, soit un **rendement** de 75 % en seconde vie.

La seconde vie s'arrête lorsque la capacité de descend à 60 %.

Fin de vie

Dans le cas de la seconde vie, la batterie est considérée hors d'usage en dessous de 60 % de la capacité initiale.

Dans le cas du scénario sans seconde vie, la batterie est hors d'usage à 80 % de la capacité initiale.

En fin de vie, la batterie est **incinérée** et les résidus sont enfouis.

❖ Nomenclature

La nomenclature n'est pas fournie dans l'étude. La batterie est de type LFP composée d'une anode en Li₄Ti₅O₁₂ et d'une cathode en LiFePO₄.

Les méthodes de production de la cathode et de l'anode sont décrites dans le texte et proviennent de l'étude de Majeau Bettez et al 2011³⁶.

- La composition de la cathode est donnée approximativement :
- Polyfluorure de vinylidène (PVDF) : 5-10 %
- Noir de carbone : 4-10 %,
- Matériau actif (LiFePO₄).

La cathode est produite par un procédé hydrothermique à partir d'une solution de sulfate de fer (FeSO₄), d'hydroxyde de lithium (LiOH) et d'acide phosphorique (H₃PO₄).

³⁶ Majeau-Bettez G, Hawkins TR, Strømman AH (2011) Life cycle environmental assessment of lithium-ion and nickel metal hydride batteries for plug-in hybrid and battery electric vehicles. Environ Sci Technol 45(10):4548–4554

❖ Sources de données d'ICV

L'inventaire de cycle de vie est issu de données secondaires :

- Zackrisson et al 2010³⁷,
- Majeau bettez et al 2011,
- Cicconi et al 2012.

❖ Description des scénarios

L'évaluation des bénéfices potentiels de la seconde vie est étudiée selon trois scénarios :

Scénario de base (jaune) : utilisation de la batterie pour la mobilité (vie unique),

- Scénario 1 (vert) : nouvelle batterie de 15 kWh en usage domestique ;
- Scénario 2 (rouge) : seconde vie avec réemploi de la batterie.

Les scénarios 1 et 2 prennent en compte une part, non précisée, de l'impact de production des panneaux photovoltaïques.

❖ Unité Fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est le temps d'utilisation. Il est fixé à 4 000 jours d'utilisation consécutifs, ce qui représente la durée de vie totale de 11 ans pour la batterie.

❖ Présentation des résultats

Les résultats sont présentés selon trois graphiques comparant les trois scénarios. Le premier donne le changement climatique à 20 ans. Le second présente douze indicateurs séparément qui sont ensuite pondérés pour calculer les point Eco-indicator 99 équivalents dans le troisième graphe.

À part le bilan carbone de chaque scénario, aucune valeur brute n'est donnée. Les résultats sont affichés en valeurs relatives par rapport au scénario de référence fixé à 100 %.

❖ Analyse de sensibilité

Cette étude ne présente pas d'analyse de sensibilité.

❖ Interprétation des résultats

Les seules valeurs absolues que nous pouvons exploiter sont le changement climatique à 20 ans par jour d'utilisation des trois scénarios. Le bilan carbone du scénario de référence est 30 100 kg éq. CO₂. Soit 7,53 kg éq. CO₂ par cycle. Les taux de réduction des émissions de gaz à effet de serre des autres scénarios sont :

- Scénario 1 : -9,63 %, soit 6,8 kg éq. CO₂ par cycle,
- Scénario 2 : -16,3 %, 6,3 kg éq. CO₂ par cycle.

L'interprétation de ces résultats est limitée en raison de l'absence d'une décomposition par phase du cycle de vie. La réduction plus forte entre le scénario 1 et le scénario de référence semble indiquer un levier plus important de la production d'énergie renouvelable pour alimenter une batterie neuve en seconde vie. Si l'on envisage une batterie réutilisée pour cette application stationnaire, l'impact évité de la production d'une nouvelle batterie donne un surcroît de réduction des impacts.

Quel que soit l'indicateur, la prise en compte d'une seconde vie (scénarios 1 et 2) permet de réduire l'impact environnemental sur le cycle de vie de la batterie. Et ce malgré l'allocation d'impacts de production de panneaux photovoltaïques. Le scénario 1 réduit les impacts de 10% (changement climatique, acidification et eutrophisation) à 25 % (destruction de la couche d'ozone) par rapport au scénario de base.

Le scénario 2 permet d'accroître ces bénéfices. Malgré une perte de 5 % de son efficacité, la réutilisation de la batterie réduit les impacts de 10 % (émission de radiations ionisantes) à 50 % (destruction de la couche d'ozone).

³⁷ M. Zackrisson, L. Avellán and J. Orlenius, Life cycle assessment of lithium-ion batteries for plug-in hybrid electric vehicles – Critical issues, Journal of Cleaner Production, 18(2010), 1519-1529

Si l'on regarde les résultats pondérés selon Eco-indicator 99, les scénarios 1 et 2 réduisent respectivement les impacts de 13 % et 23 %. Or dans ce cas, la pondération met en avant la réduction des impacts d'épuisement des ressources en énergie fossile, les effets cancérogènes et les effets respiratoires dus aux substances inorganiques. Cette réduction supérieure par rapport aux mêmes indicateurs en valeurs absolues tient aux coefficients de pondération. Toutefois ils peuvent traduire la réduction des impacts en phase d'utilisation lorsque la production d'énergie est issue d'une source renouvelable. En effet, ces trois indicateurs prépondérants selon les calculs d'Eco-indicator peuvent être corrélés aux émissions des centrales thermiques. Les gains environnementaux sur la phase de production de la batterie sont donc mieux visibles si l'on considère les indicateurs en valeurs brutes.

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

D'un point de vue environnemental, la pertinence des vies multiples est justifiée par la production d'énergie 100 % renouvelable pour le stockage d'énergie alors qu'en Espagne, la part d'énergie renouvelable dans le mix électrique était de 34 % en 2010. Des bénéfices sont obtenus bien que la seconde vie soit courte.

3.1.3.3 Faria et al 2014

Primary and secondary use of electric mobility batteries from a life cycle perspective

❖ Contexte

Étude des bénéfices environnementaux et économiques des vies multiples dans le cas de la réutilisation des batteries automobiles en application stationnaire domestique. En seconde vie, la charge de la batterie est effectuée la nuit lorsque l'électricité est moins chère. La décharge est ensuite faite en journée, lorsque l'électricité est plus chère, pour alimenter un foyer en électricité. Le système se place en France, en Pologne et au Portugal afin de mettre en évidence l'influence du mix électrique sur la pertinence du stockage d'énergie.

❖ Objectifs

Déterminer les impacts environnementaux séparément pour chaque vie de la batterie. La seconde vie est étudiée dans le but de montrer si des bénéfices environnementaux sont possibles par le réemploi de la batterie après une première phase d'utilisation.

❖ Hypothèses

Première vie

Les rendements des divers composants du train de propulsion et de contrôle du véhicule électrique considérés dans l'étude sont donnés ci-dessous.

Tableau 11 : rendement des organes de propulsion du véhicule électrique

Organe	Rendement (%)
Transmission	98 %
Distribution	92 %
Chargeur	96 %
Batterie (en charge/décharge)	90 % / 95 %
Onduleur	95 %

Le rendement moyen du système est de 76 %.

Tableau 12 : Caractéristiques de la batterie

Puissance (kWh)	24
Distance quotidienne (km)	40
Consommation (Wh/kg)	114

Masse de la batterie (kg)	300
Profondeur de décharge (%)	80 %

Remarque : la puissance théorique est de 24 kWh. En tenant compte de toutes les pertes mesurées sur banc d'essai, la puissance réellement fournie par la batterie est de 19 kWh.

Une durée de vie de 10 ans, soit 1 000 à 1 500 cycles, selon le scénario d'utilisation en première vie, est considérée. La première vie s'arrête lorsque la capacité de charge maximale de la batterie descend à 70 %.

Seconde vie

Tableau 13 : Hypothèses d'utilisation de la batterie en seconde vie

	Scénario 1	Scénario 2
Énergie stockée (kWh)	8 559	8 224
Nombre de cycles	660	572
Durée de vie (années)	1,8	3,3

Remarque : les scénarios 1 et 2 sont décrits ci-après (Description des scénarios).

La seconde vie s'arrête lorsque la capacité de charge maximale de la batterie descend à 50 %. La capacité résiduelle est alors de 9,5 kWh.

Dans chaque phase d'utilisation, la saisonnalité est prise en compte pour mieux préciser l'utilisation de la batterie. En première vie, ce paramètre fait l'objet d'une analyse de sensibilité sur l'utilisation de l'air conditionné. En seconde vie, la saison détermine le besoin journalier en énergie et donc le stockage d'énergie nécessaire.

Fin de vie

Le procédé de fin de vie est l'hydrométallurgie, à partir de l'étude de Chagnes et al 2013³⁸. Les impacts de cette phase du cycle de vie sont intégralement attribués à la première vie.

❖ Nomenclature

La nomenclature de la batterie de type LMO n'est pas donnée. Il s'agit d'une batterie utilisée dans le modèle Leaf de Nissan, dont l'inventaire de cycle de vie est notamment fondé sur les données de la base Ecoinvent.

❖ Sources de données d'ICV

La batterie modélisée correspond au modèle utilisé dans le Nissan Leaf. Des données primaires sont utilisées :

- Automotive Energy Supply Corporation, Lithium-ion Cell: High Energy Cell, April 2013. URL, http://www.eco-aesc-lb.com/en/product/liion_ev.
- R. Hischer, M. Classen, M. Lehmann, W. Scharnhorst, Life Cycle Inventories of Electric and Electronic Equipment: Production, Use and Disposal, Ecoinvent Report 18, EMPA/Technology & Society Lab, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007

De plus, une autre source secondaire est utilisée :

- D.A. Notter, M. Gauch, R. Widmer, P. Wäger, A. Stamp, R. Zah, H.-J. Althaus, Environ. Sci. Technol. 44 (17) (2009).

❖ Description des scénarios

Première vie

L'utilisation de la batterie dans une voiture électrique est étudiée selon trois comportements d'utilisateurs : Agressif, Normal et ECO. (Voir Analyse de sensibilité).

³⁸ A. Chagnes, B. Pospiech, J. Chem. Technol. Biotechnol. 88 (7) (2013) 1191e1199.

Seconde vie

L'utilisation de la batterie en seconde vie est envisagée selon deux scénarios :

- Scénario 1 : utilisation de la batterie de façon ponctuelle aux heures de pointe.
- Scénario 2 : utilisation de la batterie en continu durant la journée.

L'utilisation de la batterie en seconde vie est modélisée dans trois pays : France, Portugal et Pologne.

❖ Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle en première vie est 200 000 km de distance parcourue. Elle ne traduit donc pas le service rendu en application stationnaire ultérieure. En effet, tous les impacts sont alloués à l'application automobile en première vie. Si la distance excède la durée de vie de la batterie alors l'étape de production inclut plusieurs batteries.

❖ Présentation des résultats

Les résultats sont présentés en valeurs absolues et par km parcouru en première vie selon quatre indicateurs :

- Épuisement des ressources abiotiques,
- Acidification,
- Eutrophisation,
- Changement climatique.

Un tableau donne les résultats pour les deux scénarios et les décline selon les deux paramètres d'analyse de sensibilité décrits ci-après. Un autre tableau donne les résultats uniquement sur la phase d'utilisation stationnaire.

❖ Analyse de sensibilité

Première vie

Le comportement d'utilisateur est pris en compte sur l'utilisation de l'air conditionné. Trois états sont déclinés : éteint, production de froid et production de chaud. En fonction du profil de conduite, cela détermine une intensité d'utilisation (C-rate). Le tableau ci-dessous présente les valeurs extrêmes retenues pour l'analyse de sensibilité globale.

Tableau 14 : Intensité d'utilisation de la batterie en fonction du "C-rate"

C-rate	Intensité d'utilisation (Wh/km)
0,4	104
0,6	167
0,8	213

Plus l'intensité augmente, plus la perte de capacité est rapide et la durée de vie raccourcie.

Seconde vie

L'intensité d'utilisation est complétée en seconde vie par la période de charge de la batterie (jour/nuit).

Pour la présentation des résultats sur la seconde vie uniquement, les deux scénarios sont déclinés pour la France et le Portugal et selon la fourniture d'énergie à partir du réseau ou avec stockage intermédiaire avec une batterie réemployée.

❖ Interprétation des résultats

Dans la publication, les tableaux 8 et 9 présentent les résultats que nous analysons ci-dessous.

Tableau 8

Les impacts de la seconde vie sont directement liés au mix électrique à partir duquel est obtenu l'électricité chargeant la batterie. Au Portugal, le bénéfice du stockage d'énergie aux heures creuses est annulé par le rendement de la batterie.

L'analyse de sensibilité sur la période de charge met en évidence une légère augmentation des impacts le jour par rapport à la nuit :

- 1 % à 5 % en acidification,
- 1 % à 10 % en eutrophisation et en changement climatique.

L'épuisement des ressources augmente jusqu'à 8 % sauf pour la France. Pour une utilisation modérée (C-rate = 0,4), l'épuisement des ressources est divisé par 10 en chargeant le jour. Ce résultat diffère de la tendance générale dans les autres cas.

Le levier de réduction d'impacts en modifiant la période de charge est faible par rapport à l'intensité d'utilisation. Les impacts augmentent proportionnellement par rapport au C-rate.

Tableau 9

Dans le tableau 9, seuls les impacts de la phase d'utilisation stationnaire sont présentés. Les deux scénarios sont déclinés selon l'utilisation ou non d'une batterie intermédiaire entre le réseau et l'utilisateur. Des réductions d'impacts sont possibles en France alors que cette solution n'est pas bénéfique au Portugal. Le tableau ci-dessous donne le taux de variation global dans chaque cas.

Tableau 15 : Variation moyenne des impacts environnementaux selon l'utilisation ou non d'une batterie en seconde vie - Analyse de sensibilité sur le pays d'utilisation

	Portugal	France
Scénario 1	+3 %	-2 %
Scénario 2	+2 %	-5 %

L'utilisation des batteries au Portugal pour une application domestique n'est ici pas bénéfique d'un point de vue environnemental en raison du faible écart entre la production entre heures creuses et heures pleines.

La variation homogène sur chaque indicateur semble montrer que les indicateurs retenus sont fortement corrélés à la production d'électricité, où les énergies fossiles sont prépondérantes.

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

Les vies multiples sont aussi analysées d'un point de vue économique. Les bénéfices environnementaux ne sont pas toujours obtenus alors qu'un gain économique pour l'utilisateur est possible dans les scénarios 1 et 2.

L'application de seconde vie ne semble pas optimiser au mieux l'usage de la batterie. En tant qu'intermédiaire de stockage pour pallier aux écarts (économiques et environnementaux) entre heures creuses et heures pleines, la batterie ajoute des impacts environnementaux et des pertes énergétiques qui peuvent annuler les bénéfices escomptés. D'où une conception à adapter aux vies multiples et un enrichissement des données d'ICV nécessaire aux calculs d'ACV.

3.1.3.4 Ahmadi et al 2014

Environmental feasibility of re-use of electric vehicle batteries

❖ Contexte

Les fabricants de batteries de véhicules électriques mettent en avant des solutions de réemploi des batteries pour des applications stationnaires. Une utilisation à vies multiples des batteries est un levier économique et environnemental pour amortir la production des batteries.

❖ Objectifs

L'objectif de cette étude est de mesurer les bénéfices environnementaux, en termes d'émissions de gaz à effet de serre, du réemploi d'une batterie Li-Ion en seconde vie par rapport au véhicule thermique, lequel est suivi d'une production d'électricité à partir de gaz naturel en seconde vie.

❖ Hypothèses

Première vie

Les véhicules thermiques et hybrides assurent 160 000 km d'utilisation pendant 8 ans. La perte de capacité de la batterie durant la première vie est fixée à 20 %.

Le véhicule hybride est alimenté à 67 % en énergie électrique et 33 % en essence.

Les différents rendements sont :

- Efficacité de la batterie : 85 %
- Rendement du train de propulsion : 90 %.

Seconde vie

Le reconditionnement de la batterie occasionne 50 % des émissions initiales de production.

L'utilisation pour le stockage stationnaire est prévue pour 10 ans. La profondeur de décharge est de 60 %. Après considération de la défaillance de cellules et de la perte de capacité, 7,2 kWh d'électricité sont fournis par jour.

Le tableau ci-dessous présente le mix électrique du réseau en Ontario, pour la phase d'utilisation.

Tableau 16 : Mix du réseau électrique en Ontario – Phase d'utilisation

Source d'énergie	Part dans la production (%)
Nucléaire	56,5 %
Hydroélectrique	22,3 %
Gaz naturel	14,6 %
Charbon	3 %
Éolien	2,8 %
Autres sources renouvelables	0,8 %

Dans le cas de référence, la source d'énergie est le gaz naturel.

Fin de vie

Les étapes de fin de vie des véhicules et de la batterie ne sont pas incluses dans les calculs du cycle de vie.

On peut néanmoins noter le périmètre envisagé. Le recyclage de la batterie est alloué en seconde vie. S'il n'y a pas de réemploi de la batterie, alors elle est recyclée avec le véhicule en fin de première vie.

❖ Nomenclature

La nomenclature de la batterie n'est pas donnée dans l'étude. Il s'agit d'une batterie Li-Ion de 16 kWh dont la cathode est de type LiFePO₄.

❖ Sources de données d'ICV

L'inventaire de cycle de vie du véhicule hybride provient de Samaras et al 2008³⁹. D'autres sources sont aussi utilisées en ce qui concerne la batterie en elle-même. Il s'agit de données secondaires fréquemment reprises telles que Matheys et al 2007⁴⁰, Zackrisson et al 2010 et Majeau Bettez et al 2011.

Zackrisson et al 2010 fournissant une nomenclature des cellules, nous pouvons supposer qu'elle est reprise en partie dans l'étude présente.

❖ Description des scénarios

1. L'étude décrit trois scénarios variant selon le véhicule utilisé et le mode de production d'électricité en seconde vie :
2. Véhicule thermique et production d'électricité à partir de gaz naturel
3. Véhicule hybride et production d'électricité à partir de gaz naturel
4. Véhicule hybride et stockage d'électricité du réseau d'Ontario dans la batterie.

À noter que seul le troisième scénario prend en compte le réemploi de la batterie.

❖ Unité fonctionnelle

Le bilan environnemental n'est pas ramené par rapport à une unité fonctionnelle particulière. Il est donné pour le cycle d'un véhicule thermique ou hybride entier.

❖ Présentation des résultats

Les résultats sont mesurés uniquement en émissions de gaz à effet de serre. Plusieurs graphes détaillent les émissions totales par phase du cycle de vie. Il n'y a pas d'unité fonctionnelle utilisée pour comparer les résultats selon un critère particulier.

Un dernier graphique monte les émissions cumulées en fonction du temps sur les deux phases d'utilisation.

❖ Analyse de sensibilité

Une analyse de sensibilité est menée sur le troisième scénario en fonction du mix électrique fournissant l'électricité stockée dans la batterie. Trois cas sont présentés :

- Réseau actuel de l'Ontario (cf. tableau 7)
- 100 % énergie nucléaire
- 100 % hydroélectricité

La seconde analyse de sensibilité porte sur la perte de rendement de la batterie.

❖ Interprétation des résultats

L'impact de production de la batterie est de 2,9 tonnes éq. CO₂. Cet impact s'ajoute à la production du véhicule thermique, 3,7 tonnes éq. CO₂, pour obtenir l'impact de production du véhicule hybride.

La production du véhicule hybride émet donc 78 % de gaz à effet de serre en plus. Or l'utilisation du véhicule thermique entraîne un impact trois fois supérieur à celle du véhicule hybride en raison du mix électrique d'Ontario, comprenant 57 % d'énergie nucléaire.

La comparaison entre les scénarios 1 et 3 montre l'aspect déterminant du mix électrique alimentant la batterie. L'utilisation en vies multiples de la batterie (scénario 3) émet au total 15,7 tonnes éq. CO₂ avec le mix électrique régional, contre 63,5 tonnes éq. CO₂ pour un véhicule thermique et une production d'électricité à partir de gaz naturel.

³⁹ Samaras C. A life-cycle approach to technology, infrastructure, and climate policy decision making: transitioning to plug-in hybrid electric vehicles and low-carbon electricity. Carnegie Mellon University, ProQuest; 2008.

⁴⁰ Majeau-Bettez G, Hawkins TR, Strømman AH. Life cycle environmental assessment of lithium-ion and nickel metal hydride batteries for plug-in hybrid and battery electric vehicles. Environ Sci Technol May 2011; 45(10):4548–54.

La représentation des émissions cumulées en fonction du temps met en évidence le temps au bout duquel le véhicule hybride émet moins de CO₂ que le véhicule thermique. En environ une année, soit 10 000 km, l'impact de production de la batterie est compensé par rapport au véhicule thermique.

Ce mode de représentation permet aussi de montrer l'influence de la perte de rendement de la batterie (seconde analyse de sensibilité). Dans ce cas, les émissions cumulées de CO₂ sur chaque phase d'utilisation ont une croissance exponentielle alors qu'elles sont linéaires en négligeant ce facteur. Sur la première vie, l'augmentation d'impact est d'environ 4 tonnes éq. CO₂, soit 40 % sur cette étape, et 6 tonnes éq. CO₂ en seconde vie, soit 600 % d'augmentation. Ce dernier résultat montre que le niveau de dégradation envisagé après 18 années d'utilisation affecte fortement l'ACV.

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

L'intérêt de la seconde vie des batteries est discuté à travers deux analyses de sensibilité. La prise en compte de la dégradation de la batterie met en évidence l'augmentation significative des émissions de CO₂ due à la perte d'efficacité de la batterie. L'impact de la production d'électricité est aussi évalué selon trois sources différentes. L'utilisation du gaz naturel en seconde vie (scénario 1 et 2) aboutit à des bénéfices élevés du scénario à vies multiples (scénario 3). Or la comparaison serait plus objective si l'on conservait le mix électrique local dans chaque cas.

Dans la modélisation de la seconde vie, il est important de souligner que le reconditionnement équivaut à 50 % des émissions de production. Cette hypothèse est pénalisante dans la mesure où le taux de défaillance des cellules n'est que de 1 %.

3.1.3.5 Ahmadi et al 2014b

Energy efficiency of Li-ion battery packs re-used in stationary power Applications

❖ Contexte

Dans le prolongement de son étude précédente (Ahmadi et al 2014), Leila Ahmadi approfondit les effets de la dégradation de la batterie. D'après les garanties des constructeurs automobiles, assurant au minimum 80 % de capacité, les batteries ont encore un potentiel d'utilisation important en fin de première utilisation.

❖ Objectifs

Les objectifs de cette étude sont de montrer l'influence des paramètres liés au vieillissement de la batterie sur le bilan du cycle de vie ainsi que de donner un aperçu de l'intérêt financier des diverses applications en vies multiples.

❖ Hypothèses

Première vie

De même que dans Ahmadi et al 2014, la durée de vie est de 8 ans pour une distance parcourue de 160 000 km. Ce qui représente 2 920 cycles en utilisation quotidienne. La profondeur de décharge est fixée à 75 %.

Le taux de défaillance des cellules est aussi précisé. Il est supposé de 0,01 %.

Seconde vie

Les hypothèses de durée de vie sont identiques à l'étude précédente.

La perte de capacité est modélisée à partir d'études expérimentales. Le graphe présenté (figure 1 dans la publication) donne une diminution de 1,3 % de la capacité par kAh de courant accumulé. La fin de la seconde vie est alors dimensionnée par rapport à une perte de capacité de 15 %, soit une réduction totale de 35 % sur l'ensemble du cycle de vie.

Fin de vie

La fin de vie n'est pas non plus considérée dans cette publication.

❖ Nomenclature

La nomenclature n'est pas non plus fournie dans cette publication.

❖ Sources de données d'ICV

Les sources restent celles de la publication précédente.

❖ Description des scénarios

L'étude reprend les scénarios 1 et 3 de l'étude précédente (Ahmadi et al 2014).

❖ Unité fonctionnelle

De même que dans Ahmadi et al 2014, l'unité fonctionnelle est un véhicule thermique ou hybride sur son cycle de vie.

❖ Présentation des résultats

De même que dans la publication précédente, Leila Ahmadi présente les émissions de CO₂ cumulées en fonction du temps. Les analyses de sensibilité sont aussi présentées en consommation d'énergie finale cumulée.

❖ Analyse de sensibilité

Comme dans l'étude précédente, la perte d'efficacité de la batterie est étudiée par rapport aux émissions de CO₂.

❖ Interprétation des résultats

Concernant les émissions de CO₂, nous pouvons tout d'abord noter que la production du véhicule et de la batterie émet 6 tonnes éq. CO₂ alors qu'elle s'élevait à 6,6 tonnes éq. CO₂ dans l'étude précédente. La phase de production représente à elle seule, 60 % des émissions sur l'ensemble du cycle de vie.

La phase de reconditionnement représente 20 % de la production, soit 1,2 tonnes éq. CO₂.

En revanche, le reconditionnement représente à lui seul plus de 2 tonnes éq. CO₂ contre 1,4 tonnes éq. CO₂ auparavant. L'absence d'informations précises sur l'ICV ne permet de déterminer quelles sont les modifications apportées par rapport à l'ACV précédente.

Quant à la représentation de la consommation d'énergie finale au cours du temps, la réduction de l'efficacité de la batterie entraîne une consommation supérieure en énergie :

- +14 % en première vie,
- +40 % en seconde vie.

Sur l'ensemble du cycle de vie, la perte d'efficacité augmente les émissions de CO₂ de 5,3 %.

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

La modélisation de la perte de capacité montre que la perte de capacité durant les 300-350 premiers cycles est de 8 %, soit 0,02 % par cycle contre 0,005 % par cycle ensuite pour une profondeur de décharge constante. L'auteure indique que les paramètres tels que la température et l'intensité d'utilisation sont maintenus constants durant toute la phase d'utilisation. Le comportement de l'utilisateur peut donc influencer la dégradation de la batterie et la faisabilité technique du réemploi. Plus la dégradation de la batterie est élevée, plus le travail de reconditionnement va être important. D'où des impacts élevés sur cette phase qui représente déjà 12 % des impacts sur l'ensemble du cycle de vie (équivalent à 20 % des impacts de production). Par ailleurs, l'auteure souligne le manque de connaissance sur la sûreté et la fiabilité des batteries reconditionnées.

3.1.3.6 Ahmadi et al 2015

A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems

❖ Contexte

Sur la base des études précédentes (Ahmadi et al 2014 et 2014b), la faisabilité technique de la réutilisation des batteries pour le stockage stationnaire a été démontrée. Cette ACV présente un nouveau cas d'étude d'une batterie de véhicule électrique réemployée en stationnaire en Ontario, Canada.

❖ Objectifs

L'objectif de cette étude est de montrer la pertinence d'une application stationnaire à partir de la capacité restante en fin de première vie. Les calculs d'ACV sont mis en perspectives des considérations techniques pour la faisabilité des vies multiples.

❖ Hypothèses

Pour chaque phase du cycle de vie, la composition du mix électrique est fournie. La répartition est présentée en MJ d'énergie primaire par kWh d'énergie finale. Le mix électrique utilisé dans la modélisation est issu d'Ahmadi et al 2014 (cf. tableau 7).

La profondeur de décharge est fixée à 75 %.

Les hypothèses de la première vie sont identiques à celles des publications antérieures (Ahmadi et al 2014 et 2014b). De même pour les durées de vie à chaque étape d'utilisation.

Seconde vie

L'utilisation de la batterie est quotidienne en seconde vie. Le besoin en énergie couvert est 6,075 kWh par jour.

Le reconditionnement est toujours pris en compte. Les éléments suivants sont produits pour assurer le réemploi de la batterie :

- Enveloppe des cellules en aluminium et en acier,
- Carcasse en PET,
- Composants électroniques (logique et puissance) : câbles.

Fin de vie

Le recyclage de la batterie est effectué par les procédés d'hydrométallurgie et de pyrométallurgie. La réparation selon le type de matériau et les proportions de valorisation ne sont pas précisées.

❖ Nomenclature

La nomenclature de la batterie est donnée dans le schéma, figure 1. Mais elle n'est pas quantifiée. La batterie considérée est de type LFP. La cathode est en LiFePO_4 et l'anode en carbone graphite.

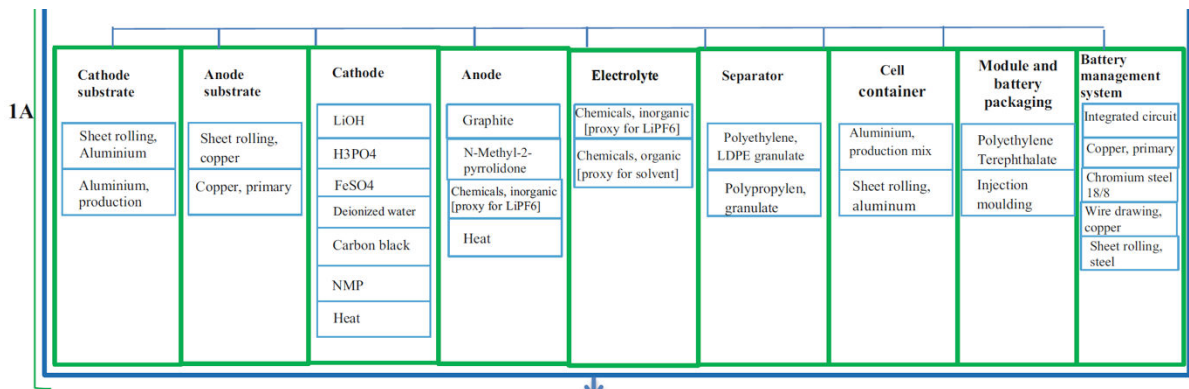


Figure 41 : Production de la batterie LFP - composition des composants - Ahmadi et al 2015

❖ Sources de données d'ICV

Les données de l'inventaire de cycle de vie proviennent de sources secondaires

- Notter et al 2010⁴¹,
- Majeau Bettez et al 2011,
- Cicconi et al 2012,
- McManus et al 2012⁴².

⁴¹ Notter DA, Gauch M, Widmer R, Wäger P, Stamp A, Zah R, et al. Contribution of Li-ion batteries to the environmental impact of electric vehicles. Environ Sci Technol Sep. 2010;44(17):6550–6.

⁴² McManusMC(2012) Environmental consequences of the use of batteries in low carbon systems: the impact of battery production. Appl Energy 93:288–295

❖ Description des scénarios

Le scénario de vies multiples, ou utilisation en cascade, est comparé à un véhicule thermique conventionnel, donc sans vies multiples.

❖ Unité fonctionnelle

Dans cette dernière publication, Leila Ahmadi définit l'unité fonctionnelle en kWh d'énergie fournie. Elle traduit un service rendu équivalent dans les deux applications.

❖ Présentation des résultats

Les résultats sont présentés dans des graphiques détaillant les impacts sur chaque phase du cycle de vie. D'une part, pour le scénario avec vies multiples et d'autre part pour la comparaison entre le cycle de vie de la batterie et une voiture thermique associée à une production d'énergie à partir de gaz naturel en seconde phase d'utilisation. Six indicateurs sont exprimés en fonction d'un kWh d'énergie fournie :

- Changement climatique en kg CO₂ équivalent,
- Potentiel d'oxydation photochimique en kg COV non méthanique éq.
- Émission de particules en kg PM10 éq.
- Eutrophisation d'eau douce en kg P éq.
- Épuisement des ressources métalliques en kg de fer éq.
- Épuisement des ressources fossiles en kg de pétrole éq.

❖ Analyse de sensibilité

Les analyses de sensibilité des publications antérieures (Ahmadi et al 2014 et 2014 b) sont résumées. L'efficacité de la batterie est supposée de 100 % initialement. En la réduisant de 15 %, c'est la consommation d'énergie qui augmente en phase d'utilisation. Les impacts augmentent principalement sur les indicateurs d'épuisement des ressources fossiles et de changement climatique :

Tableau 17 : Principales variations des impacts en fonction de la baisse de l'efficacité de la batterie

Indicateur	Première vie	Seconde vie
Épuisement des ressources fossiles	+17 %	+25 %
Changement climatique	+47 %	+ 67 %

En revanche, les indicateurs non énergétiques (dégradation de la couche d'ozone, eutrophisation) sont faiblement affectés.

❖ Interprétation des résultats

Le véhicule thermique a des impacts supérieurs sur tous les indicateurs en phase d'utilisation. Les impacts sont deux fois plus élevés pour l'épuisement des ressources fossiles. Les impacts en phase d'utilisation pour le véhicule électrique avec vies multiples sont plus faibles (< 5 %) alors qu'ils représentent l'essentiel des impacts pour le véhicule thermique. C'est le cas de l'eutrophisation d'eau douce.

En revanche, la production du train de propulsion donne des impacts nettement supérieurs pour le véhicule électrique.

En particulier pour l'épuisement des matières métalliques (+1 000 %) et le changement climatique (+600 %). Le mix électrique en phase de production de la batterie comprend 70 % d'énergie fossile. Si la production du véhicule thermique est faite à partir d'un mix avec une part d'énergie fossile plus faible, ce qui n'est pas précisé dans l'étude, alors cela expliquerait l'écart important sur ces deux indicateurs.

Inversement, la seconde vie suppose la consommation de gaz naturel dans le scénario de référence alors que le mix électrique en seconde vie de la batterie contient 57 % d'énergie nucléaire. Le changement climatique et l'épuisement des ressources en énergie fossile augmentent donc respectivement de 33 % et 65 % par rapport au scénario en cascade.

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

Le reconditionnement en vue d'une seconde vie est pris en compte par rapport à la production d'équipement nécessaire à l'installation de la batterie dans un nouveau système. L'efficacité de la batterie a donc un rôle prédominant en seconde vie.

La faisabilité des vies multiples est critiquée sur le manque de retours d'expériences en fin de première vie. D'après l'auteure, il faudrait avoir accès aux données du constructeur sur la programmation des capteurs afin de mettre en place un diagnostic intermédiaire entre les deux applications.

Quant à la conformité de la batterie reconditionnée, elle devrait respecter les normes de sécurité domestique.

La comparaison entre le cycle de vies multiples de la batterie et le scénario conventionnel (véhicule thermique + utilisation de gaz naturel en seconde vie) tend à surestimer la pertinence du réemploi de la batterie. En effet, le scénario conventionnel ne considère pas une consommation d'électricité sur le réseau. Or le stockage d'énergie dans une batterie est un intermédiaire entre le réseau et l'utilisateur qui est source de perte d'énergie. L'impact de la seconde vie du scénario conventionnel est donc supérieur en raison de la source d'énergie utilisée.

3.1.3.7 Casals et al 2015

Second life of electric vehicle batteries: relation between materials degradation and environmental impact

❖ Contexte

Analyse des applications en seconde vie des batteries Li-Ion dans la zone Europe. Les utilisations en seconde vie sont destinées au support de la production d'électricité à partir de sources d'énergie renouvelable.

❖ Objectifs

L'étude a pour objectif de déterminer les bénéfices que l'on peut obtenir en réutilisant les batteries de véhicules électriques afin de réduire les impacts sur le cycle de vie et les opérations de recyclage. La seconde vie est modélisée selon 8 scénarios. Les vies multiples des batteries sont comparées à des cas sans seconde vie, où l'électricité est fournie directement par le réseau.

❖ Hypothèses

Pour toutes les phases d'utilisation, la durée de vie des batteries est estimée d'après la formule suivante :

$$C_{fade} = 1 - r(i, T) * I - \left((7,5 * V - 21,8) * 10^6 * e^{\frac{6975}{T}} \right) * \sqrt{t} - A_{cum} * \left(\frac{0,15}{C_{ini} * (6000 - 3000 * \log(\frac{DoD}{2}))} \right)$$

Où C_{fade} est la perte de capacité,

- C_{ini} est la capacité initiale,
- I est l'intensité du courant,
- V est la tension appliquée à la batterie,
- T est la température,
- $r(i, T)$ est la résistance interne
- t est la variable temporelle,
- et A_{cum} est le courant électrique débité par la batterie lorsqu'elle se décharge.

Première vie

La fin de la première vie est déterminée en fonction d'une perte de capacité de 20 %, soit 10 ans d'utilisation dans le véhicule.

Reconditionnement

La préparation de la seconde vie est prise en compte de façon détaillée. Le transport de chaque batterie inclus l'acheminement au centre de reconditionnement puis le trajet jusqu'au lieu de seconde vie. Il est supposé qu'une batterie est transportée individuellement par camion. Les distances ne sont pas indiquées.

Seconde vie

La durée de la seconde vie dépend des scénarios. Elle est évaluée d'après la formule précédente. Elle varie de 8 ans pour une utilisation intensive (DoD 100 %) à 20 ans pour une utilisation modérée (DoD 50 %).

❖ Nomenclature

La publication ne fournit pas de nomenclature et ne précise pas non plus la provenance éventuelle des inventaires de cycle de vie. Une revue critique des compositions de cathodes et d'anodes est faite sans pour autant préciser le choix technologique final.

❖ Sources de données d'ICV

Bien qu'elle ne soit pas précisée, la principale référence pour l'inventaire de cycle de vie provient de Dunn et al 2011/GREET⁴³, qui est une donnée primaire. L'auteur fait aussi référence à ses publications antérieures de 2014. Or celles-ci abordent a priori les aspects économiques uniquement.

❖ Description des scénarios

Trois scénarios de seconde vie sont illustrés. L'arbitrage énergétique (*Energy arbitrage*) prévoit l'achat d'énergie pour charger la batterie aux heures creuse et la redistribution de l'électricité aux heures de pointe. La batterie fonctionne alors à 100 % de profondeur de décharge pendant 8 années supplémentaires. L'installation insulaire (*Island installation*) consiste au stockage d'excédents d'énergie produits par des sources d'énergie renouvelable. La batterie fonctionne alors à 50 % de profondeur de décharge pendant 20 années supplémentaires. Quant au scénario d'utilisation autonome, la batterie est connectée au réseau d'électricité et sert de support d'approvisionnement à une source d'énergie renouvelable locale. La batterie fonctionne alors à 50 % de profondeur de décharge pendant 8 années supplémentaires.

❖ Unité fonctionnelle

Le bilan environnemental de chaque scénario est présenté :

- soit pour le cycle de vie complet du véhicule électrique,
- soit en fonction d'un kWh d'énergie fournie.

❖ Présentation des résultats

Les impacts des huit scénarios sont évalués en changement climatique total et en par kWh final. Les résultats totaux sont décomposés par phase du cycle de vie et en cumulé en fonction du temps d'utilisation (1^{ère} vie et 2^{nde} vie). Les résultats ramenés au kWh d'énergie fourni sont représentés graphiquement en fonction du temps d'utilisation afin de montrer la perte d'efficacité de la batterie.

❖ Analyse de sensibilité

Les trois scénarios présentent deux variantes. D'une part, la seconde vie est envisagée sans réemploi de la batterie. Trois variantes sans seconde vie sont données. La durée de vie est fixée à 20 ans. D'autre part, les batteries utilisées en seconde vie sont soit des batteries PbA adaptées au stockage d'énergie en stationnaire, soit les batteries Li-Ion reconditionnées. Le tableau ci-dessous présente les variantes :

Tableau 18 : Description de l'analyse de sensibilité selon chaque scénario

Nom du scénario	Type de batterie/équipement de production d'énergie en 2 ^{nde} vie
Référence (sans 2 ^{nde} vie)	Réseau d'électricité
Arbitrage énergétique	Batterie PbA neuve
	Batterie Li-Ion réutilisée
Installation insulaire	Générateur diesel (sans 2 ^{nde} vie)

⁴³ Dunn B, Kamath H, Tarascon J-M(2011) Electrical energy storage for the grid: a battery of choices. Science 334:928–935

	Batterie PbA neuve
	Batterie Li-Ion réutilisée
	Source d'énergie renouvelable
Utilisation autonome	Batterie PbA neuve
	Batterie Li-Ion réutilisée

❖ Interprétation des résultats

Les émissions jusqu'à 10 ans restent constantes à 35 tonnes CO₂ équivalent dans tous les scénarios. La production, l'utilisation en première vie et la fin de vie ne sont, en effet, pas modifiées dans l'analyse de sensibilité. L'utilisation de la batterie pour la propulsion du véhicule émet 22 950 kg CO₂ éq. Sachant que le mix électrique européen considéré a un facteur d'émission de 0,412 kg CO₂ éq. par kWh et que la batterie a une puissance de 25 kWh, nous pouvons alors en déduire le nombre de cycles qui a, a priori, servi aux calculs. Le nombre de cycles est $22\,950 : 0,412 : 25 = 2\,228$. Ceci équivaut à une utilisation quasi-quotidienne pendant 8 ans.

L'analyse de sensibilité entre la réutilisation de la batterie Li-Ion ou le remplacement par une batterie PbA en seconde vie est la plus pertinente pour estimer le potentiel de réemploi. La comparaison montre des émissions de CO₂ supérieures lorsqu'une batterie PbA est considérée dans les scénarios d'arbitrage énergétique et d'installation insulaire. L'augmentation des émissions de CO₂ est de l'ordre de 10 % à 13 % sur le cycle de vie. Cela s'explique par la modélisation d'une batterie PbA par 3 batteries Li-Ion pour couvrir la durée de la seconde vie (8 et 20 ans).

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

Le réemploi de la batterie Li-Ion dans le scénario d'utilisation autonome montre une réduction des émissions de CO₂ par rapport au scénario de référence. Les émissions de CO₂ liées à 20 ans de production d'électricité issue du mix européen représentent 30 tonnes éq. CO₂, soit 40 % des émissions sur l'ensemble du cycle de vie. Les scénarios ayant une durée de seconde vie des batteries de 20 ans montrent une réduction importante des impacts lors de la seconde vie. Or une telle durée de vie est a priori optimiste malgré une profondeur de décharge volontairement réduite (50 %).

En revanche, les scénarios d'arbitrage énergétique, allongeant la durée de vie de 8 ans, les impacts de changement climatique augmentent par rapport au cas de référence, pour une même durée d'utilisation. La cause principale est la production de plusieurs batteries pour assurer le service à rendre en seconde vie. Il apparaît une durée de seconde vie critique pour obtenir des bénéfices.

L'application en stockage stationnaire apparaît comme pertinente uniquement si la batterie est couplée à une source d'énergie renouvelable. Sinon, les pertes dues au rendement de la batterie amoindries après une première utilisation de 10 ans, contribuent significativement aux impacts environnementaux. Une discussion complémentaire est portée sur les chimies de batteries les mieux adaptées à la seconde vie. Les batteries LFP et LMO présentent une plus grande stabilité, assurant une meilleure sécurité en seconde vie, mais une densité énergétique plus faible que les batteries NMC. Toutefois, la technologie LMO présente une perte de capacité plus rapide qui est un frein à l'allongement de la durée de vie.

3.1.3.8 Liu et al 2015

Life cycle assessment of lead-acid batteries used in electric bicycles in China

❖ Contexte

Depuis plus de dix ans, le vélo électrique s'est fortement développé en Chine. D'après China's e-bikes Committee (2015), il y a 200 millions de vélos électriques en Chine. Or 95 % des vélos sont équipés de batteries PbA. Le manque de gestion des batteries en fin de vie en Chine est responsable d'une pollution importante

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

par le plomb. L'étude des vies multiples doit montrer les opportunités de réduire ces impacts environnementaux.

❖ Objectifs

L'objectif de l'étude est d'identifier les matériaux et étapes du cycle de vie critiques dans le bilan des impacts environnementaux.

❖ Hypothèses

Première vie

La durée de vie et les conditions d'utilisation ont été déterminées à partir de deux sources. Le tableau suivant présente les données sources et la modélisation finale retenue.

Tableau 10 : Modélisation des conditions d'utilisation

	Nombre de cycles	Profondeur de décharge
CEEIA, 2008	350	70 %
Fabricants	400-550	?
Modélisation	300	80 %

Le temps d'utilisation est de 1,5 année.

La batterie PbA a un rendement énergétique de 82,5 %. Durant la première phase d'utilisation, la batterie délivre ainsi 291 kWh sur une distance de 14 500 km.

Seconde vie

Les retours d'expérience montrent qu'une batterie reconditionnée a une durée de vie équivalente à 70-85 % de la durée de vie d'une batterie neuve. Il a été supposé qu'un kWh de batterie reconditionné donne 0,75 kWh en seconde vie.

Fin de vie

Le taux de réemploi des plastiques et du plomb est respectivement 93 % et 92 %.

❖ Nomenclature

La figure ci-dessous présente la nomenclature pour un kWh de batterie PbA.

Material	Mass/kg	Components
Lead	24.20	paste, grids
Calcium	0.023	grid
Tin	0.176	grid
Sulfuric acid (98%)	4.10	electrolyte, paste
ABS	2.80	container, cover
AGM	0.65	separator
Sb, Al, Cu	11.4	grid
Barium sulfate	51.0	paste
Humic acid	31.5	paste
4BS	40.7	paste
Graphite (battery grade)	8.8	paste
Short fibers	6.8	paste

Figure 42 : Nomenclature de la batterie PbA (/kWh)

Remarques :

- 4BS : sulfate de plomb $PbSO_4$
- AGM : verre absorbé

- La masse totale de la batterie est 35 kg. Les valeurs affichées ne semblent pas cohérentes car la batterie a une capacité énergétique de l'ordre de 1 kWh.

❖ Sources de données d'ICV

La nomenclature a été construite à partir de données primaires de 56 fabricants chinois, dont Tianneng et Chaowei, collectées entre 2012 et 2014. En revanche, la confidentialité sur la composition de la pâte d'électrode a nécessité des données secondaires.

❖ Description des scénarios

Six scénarios sont analysés. La liste ci-dessous décrit les changements par rapport au cas de référence :

1. Pas de seconde vie
2. Seconde vie : taux de reconditionnement 30 %, durée de vie équivalente 80 %
3. Pas de seconde vie, 88 % de taux de réemploi du plomb et des plastiques
4. Pas de seconde vie, 95 % de taux de réemploi du plomb et des plastiques
5. Réduction de 50 % de la pollution en fin de vie
6. Plus de réemploi des batteries et des matériaux et réduction des émissions.

À noter que les deux derniers scénarios sont prospectifs. Les scénarios 1 et 3 représentent des situations dégradées.

❖ Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est un kWh d'énergie stockée. L'auteur justifie ce choix par l'objectif de traduire l'impact environnemental de la technologie actuelle en vue de futures améliorations. Il explique qu'une unité fonctionnelle en km dépend fortement du mode d'utilisation et serait plus un moyen de comparer différents produits sur le marché.

❖ Présentation des résultats

Les résultats sont présentés selon 12 indicateurs :

- Consommation d'énergie primaire (PEU)
- Épuisement des ressources abiotiques (ADP)
- Épuisement des ressources abiotiques en Chine (CADP)
- Acidification (AP)
- Eutrophisation (EP)
- Changement climatique (GWP)
- Épuisement de la couche d'ozone (ODP)
- Oxydation photochimique (PCOP)
- Toxicité humaine (non cancérogène, cancérogène et totale) (HTP)
- Écotoxicité (ETP).

Un premier tableau donne la répartition des impacts (%) par étape du cycle de vie et l'impact total sur le cycle de vie pour chaque indicateur. L'étape de réutilisation montre notamment les gains environnementaux éventuels sur chaque indicateur.

Un deuxième graphique détaille la contribution des flux à chaque phase selon chaque indicateur. Les valeurs supérieures à 10 % (impacts) ou inférieures à -10 % (crédits) sont mises en évidence.

Un troisième tableau compare les six scénarios en % de variation par rapport au cas de référence.

❖ Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité est donnée dans le deuxième graphique. Elle met en avant quels sont les procédés et matières ayant le plus d'impacts.

❖ Interprétation des résultats

Le premier tableau montre que les impacts sont principalement dus aux phases d'extraction de matières premières (CADP, ETP, HTP cancérogène, ODP, PCOP, EP), de fabrication (CADP) et d'utilisation (PEU, GWP, ADP, EP).

En effet, l'extraction des métaux dans les minerais est responsable de l'épuisement des ressources abiotiques en Chine particulièrement (CADP) et engendre de émissions polluantes (ETP, HTP). En phase d'utilisation, la consommation d'électricité du réseau chinois pour recharger la batterie entraîne la majorité des impacts sur les indicateurs énergétiques (PEU, GWP) à cause du charbon utilisé en Chine.

Les impacts évités en seconde vie sont équivalents aux impacts de la phase de production. 20 % à 100 % des impacts de production sont ainsi évités par la réutilisation.

Quant à l'étape de fin de vie, ses impacts évités sont équivalents à 50-100 % des impacts d'extraction des matériaux. Seule la toxicité humaine non cancérogène a des impacts positifs en fin de vie. Ceci à cause des rejets de plomb lors du traitement de fin de vie. Paradoxalement, il y a des crédits d'impacts en écotoxicité en fin de vie.

Le deuxième tableau correspond à l'analyse de sensibilité. Les impacts dominants sont attribués au plomb extrait et à l'électricité consommée en phase d'utilisation. Ils ont des impacts significatifs (>10 %) sur tous les indicateurs sauf en toxicité humaine non cancérogène. En fin de vie, les émissions de plomb ont de forts impacts en toxicité humaine et écologique.

Par opposition, les crédits significatifs (<-10 %) proviennent de la quantité théorique de batterie réutilisée (*reuse amount*), sur la base de 0,75 kWh reconditionné. Le plomb secondaire, issu de recyclage, donne aussi des crédits importants sur tous les indicateurs sauf en toxicité humaine non cancérogène.

Le troisième tableau compare les scénarios.

Tout d'abord, l'exclusion d'une seconde vie dans le scénario 1 augmente les impacts de 11 % à 21 % sur de nombreux indicateurs (EP, PCOP, ODP, GWP, ETP, HTP). Inversement, le scénario 2, qui envisage une meilleure réutilisation des batteries accorde des crédits de -13 % à -23 % sur ces mêmes indicateurs. Les bénéfices du scénario 2 sont égaux aux bénéfices présentés dans le deuxième tableau (*reuse amount*).

Les scénarios 3 et 4 envisagent respectivement une baisse et une augmentation du taux de réemploi des matériaux. Il en résulte donc respectivement une augmentation et une baisse des impacts environnementaux. Or les variations ne sont pas significatives en raison du faible changement opéré.

Le scénario 5 agit fortement sur la diminution des émissions en fin de vie. Une réduction prévisionnelle de 50 % se traduit par une réduction des impacts de toxicité de -38 % à -45 %.

Le scénario 6 combine les scénarios 2 et 5. D'où des gains équivalents à la somme des gains de deux scénarios. Malgré un scénario ambitieux, les bénéfices en changement climatique, en consommation d'énergie primaire et en épuisement des ressources ne sont pas significatifs (environ -3 %).

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

La pertinence de l'étude menée sur le potentiel de réemploi des batteries au plomb est justifiée par l'impact du plomb sur la santé humaine. Dans le contexte actuel, la filière de traitement des déchets en Chine ne permet pas de limiter les rejets de plomb. Les scénarios envisagés envisagent donc des améliorations sur le réemploi des métaux ainsi que le progrès des processus de traitement. Toutefois, le réemploi ne montre pas un potentiel de réduction des impacts significatif. Une forte réduction des émissions polluantes responsables de la toxicité est possible d'après les scénarios 5 et 6. Ces trois scénarios restent prospectifs et dépendent d'une évolution à l'échelle nationale.

Par ailleurs, les retours d'expérience montrent que les batteries conservent une capacité d'utilisation élevée en fin de première vie. Les retours d'expérience, contrairement aux batteries automobiles, sont accessibles en raison d'une durée de vie plus courtes de ce type de batteries et pour cette application. Les données sources montrent que les fabricants préconisent une durée d'utilisation supérieure à celles issues de tests (CEEIA, 2008). La seconde vie est donc légitime pour limiter la consommation de ressources.

Malgré tout, le contexte énergétique chinois reste problématique pour l'utilisation des batteries.

3.1.3.9 Richa et al 2015

Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles

❖ Contexte

Le marché du véhicule électrique rencontre un obstacle économique pour son développement. L'utilisation des batteries Li-Ion dans un véhicule électrique est limitée à une perte de capacité moyenne de 20 %. Or la

capacité restante est suffisante pour stocker de l'énergie dans une application stationnaire. Une analyse des bénéfices liés au réemploi des batteries dans une seconde vie permettrait de promouvoir le véhicule électrique. Un changement de modèle économique fondé sur des usages multiples améliorerait la rentabilité pour le fabricant.

❖ Objectifs

L'objectif de cette étude est de déterminer les gains environnementaux potentiels du réemploi des batteries Li-Ion en utilisation stationnaire. Le critère initial est de remplir les mêmes fonctions qu'une batterie PbA en seconde vie. Cette dernière technologie étant plus adaptée au stockage d'énergie en stationnaire.

❖ Hypothèses

Première vie

L'utilisation de la batterie pour la mobilité est d'une durée supposée de 8 ans pour une distance parcourue de 160 000 km.

Seconde vie

Dans le second cas d'étude (voir Description des scénarios) la durée de vie des batteries PbA est de 5 ans avec une profondeur de décharge comprise entre 33 % et 42 %.

La batterie PbA à partir duquel est défini la fonction à remplir comporte 47 % de plomb recyclé.

Fin de vie de la batterie LMO

Les procédés de traitement des batteries sont la pyrométallurgie et l'hydrométallurgie. Les quantités de matériaux traités en fin de vie sont décrites dans les tableaux suivants (Figures 3 et 4) pour un kg de cellule.

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

Description	Input	Output	Unit	ecoinvent material/process	Reference/Remarks
Waste specification name					
End-of-life LIB cells	1		kg		
Avoided materials					
Manganese oxide		0.35	kg	Manganese oxide (Mn2O3), at plant/CN U	Recovered in the form of MnO ₂ (Fisher et al., 2006). Mn recovery estimated from cell BOM and 92% manganese yield (mid value from Wang et al., 2014). Also, Mn content of MnO ₂ is 63% (stoichiometric calculation). Mn ₂ O ₃ used as proxy for MnO ₂ since it is the actual input in battery production (Dunn et al., 2012).
Primary aluminum		0.037	kg	Aluminium, primary, at plant/RER U	Estimated from cell BOM, 68% virgin inputs and 55% aluminum yield (mid value from Wang et al., 2014).
Primary copper		0.012	kg	Copper, primary, at refinery/GLO U	Estimated from cell BOM, 85% virgin inputs and 10% copper yield (mid value from Wang et al., 2014).
Material inputs					
Water	0.001		m3	Water, unspecified natural origin, US	Hischier et al. (2007), based on Fisher et al. (2006)
Sodium hydroxide	0.35		kg	Sodium hydroxide, 50% in H2O, production mix, at plant/RER U	Hischier et al. (2007), based on Fisher et al. (2006)
Energy and processes					
Electricity	0.8		kWh	Electricity, medium voltage, at grid/US U	Hischier et al. (2007), based on Fisher et al. (2006)
Transport					
Road transport	0.5		tkm	Transport, lorry >16t, fleet average/RER U	Hischier et al. (2007)
Infrastructure					
Recycling facility	5E-10		p	Facilities blister-copper conversion, secondary copper/SE/I U	Hischier et al. (2007)
Waste treatment					
Plastic disposal		0.056	kg	Disposal, plastics, mixture, 15.3% water, to sanitary landfill/CH U	Calculated from cell BOM and includes binder and plastic in cell container and separator
Metal slag		0.2	kg	Disposal, nickel smelter slag, 0% water, to residual material landfill/CH U	Calculated from cell BOM (Al, Cu, Li and Mn). Recovered metal was subtracted
Process residues and other non-recycled materials		0.677	kg	Process-specific burdens, sanitary landfill/CH U	Includes carbon and electrolyte from cell BOM and process inputs to obtain a mass balance of inputs and outputs (water input not included)

Figure 43 : Modélisation de la fin de vie des cellules LMO par procédé de pyrométallurgie

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

Description	Input	Output	Unit	ecoinvent material/process	Reference/Remarks
Waste specification name					
End-of-life LIB cells	1		kg		
Avoided materials					
Lithium carbonate		0.044	kg	Lithium carbonate, at plant/GLO U	Lithium recovery estimated from cell BOM and 55% lithium yield (mid value from Wang et al., 2014). Also, Li content of Li ₂ CO ₃ is 19% (stoichiometric calculation).
Primary aluminum		0.037	kg	Aluminium, primary, at plant/RER U	Estimated from cell BOM, 68% virgin inputs and 55% aluminum yield (mid value from Wang et al., 2014).
Primary copper		0.012	kg	Copper, primary, at refinery/GLO U	Estimated from cell BOM, 85% virgin inputs and 10% copper yield (mid value from Wang et al., 2014).
Material inputs					
Water	0.001		m3	Water, unspecified natural origin, US	Hischier et al. (2007), based on Fisher et al. (2006)
Reagent	0.025		kg	Chemicals inorganic, at plant/GLO U	Hischier et al. (2007), based on Fisher et al. (2006)
Sulphuric acid	0.23		kg	Sulphuric acid, liquid, at plant/RER U	Hischier et al. (2007), based on Fisher et al. (2006)
Lime	0.116		kg	Lime, hydrated, packed, at plant/CH U	Hischier et al. (2007), based on Fisher et al. (2006)
Energy and processes					
Electricity	0.14		kWh	Electricity, medium voltage, at grid/US U	Hischier et al. (2007), based on Fisher et al. (2006)
Transport					
Road transport	0.5		tkm	Transport, lorry >16t, fleet average/RER U	Hischier et al. (2007)
Infrastructure					
Recycling facility	4E-10		p	Chemical plant, organics/RER/I U	Hischier et al. (2007)
Waste treatment					
Plastic disposal		0.056	kg	Disposal, plastics, mixture, 15.3% water, to sanitary landfill/CH U	Calculated from cell BOM and includes binder and plastic in cell container and separator
Gypsum (as CaSO ₄ , H ₂ O)		0.339	kg	Disposal, gypsum, 19.4% water, to sanitary landfill/CH U	Hischier et al. (2007), based on Fisher et al. (2006)
Process residues and other non-recycled materials		0.864	kg	Process-specific burdens, sanitary landfill/CH U	Calculated from mass balance of inputs and outputs (water input not included)

Figure 44 : Modélisation de la fin de vie des cellules LMO par procédé d'hydrométallurgie

Le recyclage du solvant N-Méthyl-2-pyrrolidine (NMP) est modélisé d'après Geisler et al 2004 et comprend notamment des consommations d'eau, d'électricité et de vapeur.

Quant à la fin de vie des matériaux de la carcasse de la batterie, des hypothèses sur le recyclage des métaux ont été faites :

- Acier : 63 %
- Aluminium 68 %
- Cuivre 85 %.

Le liquide de refroidissement est modélisé par un liquide antigel traité en incinération et l'isolant en fibre de verre est enfoui.

Fin de vie de la batterie PbA

La fin de vie de la batterie PbA tient compte du recyclage du plomb, dont 53 % en masse est crédité en tant que production de matière première évitée.

❖ Nomenclature

Cette étude fournit une nomenclature très détaillée de la batterie LMO (figures 5,6 et 7). Les compositions de la cathode, de l'anode et du séparateur sont présentées ci-dessous.

Description	Input	Output	Unit	ecoinvent material/process	Reference/Remarks
Functional unit					
LIB cathode		402.14	g		ANL (2011)
Materials					
Cathode active material (LiMn2O4)	321.96		g	Lithium manganese oxide, at plant/GLO U	ANL (2011)
Carbon (as conductor)	21.71		g	Carbon black, at plant/GLO U	ANL (2011)
Binder (PVDF)	18.09		g	Polyvinylfluoride, at plant/US U	ANL (2011); PVF used as a proxy for PVDF
N-Methylpyrrolidone NMP (binder solvent)	177.08		g	N-methyl-2-pyrrolidone, at plant/RER U	Based on active material and NMP ratio in cathode from Majima (2001)
Aluminum foil	40.39		g	Aluminium, production mix, at plant/RER U	ANL (2011)
Energy and processes					
Aluminum foil production	40.39		g	Sheet rolling, aluminium/RER U	ecoinvent standard process
Electricity	0.0008043		KWh	Electricity, medium voltage, at grid/US U	Calculated from Notter et al. (2010)
Process heat	0.26		MJ	Heat, natural gas, at industrial furnace >100kW/RER U	Based on specific heat of all materials, heat of vaporization of NMP and a heating efficiency of 60%.
Transport					
Rail Transport	0.324		tkm	Transport, freight, rail/RER U	ecoinvent standard distances
Road Transport	0.058		tkm	Transport, lorry >16t, fleet average/RER U	ecoinvent standard distances
Infrastructure					
Chemical plant/organic	1.6E-10		p	Chemical plant, organics/RER/I U	ecoinvent Centre, 2010

Figure 45 : Nomenclature de la cathode – batterie LMO – Richa et al 2015

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

Description	Input	Output	Unit	ecoinvent material/process	Reference/Remarks
Functional unit					
LIB cathode		213.26	g		ANL (2011)
Materials					
Anode active material (graphite)	119.47		g	Graphite, battery grade, at plant/CN U	ANL (2011)
Binder (PVDF)	6.29		g	Polyvinylfluoride, at plant/US U	ANL (2011)
NMP (binder solvent)	119.47		g	N-methyl-2-pyrrolidone, at plant/RER U	Based on active material and NMP ratio from Majima (2001)
Copper foil	87.51		g	85% Copper, primary, at refinery/RER U; 15% Copper, primary, at refinery/RER U	ANL (2011)
Energy and processes					
Copper foil production	87.51		g	Sheet rolling, copper/RER U	ecoinvent standard process
Electricity	0.00043		KWh	Electricity, medium voltage, at grid/US U	Notter et al. (2010)
Process heat	0.16		MJ	Heat, natural gas, at industrial furnace >100kW/RER U	Based on specific heat of materials, heat of vaporization of NMP and a heating efficiency of 60%
Transport					
Rail Transport	0.162		tkm	Transport, freight, rail/RER U	ecoinvent standard distances
Road Transport	0.033		tkm	Transport, lorry >16t, fleet average/RER U	ecoinvent standard distances
Infrastructure					
Chemical plant/organic	8.5E-10		p	Chemical plant, organics/RER/I U	ecoinvent Centre, 2010

Figure 46 : Nomenclature de l'anode – batterie LMO – Richa et al 2015

Description	Input	Output	Unit	ecoinvent material/process	Reference/Remarks
Functional unit					
Separator		13.9	g		ANL (2011)
Materials					
Polypropylene (PP)	11.12		g	Polypropylene, granulate, at plant/RER U	4:1 ratio of PP and PE based on Nelson et al. (2011)
Polyethylene (PE)	2.78		g	Polyethylene, LDPE, granulate, at plant/RER U	4:1 ratio of PP and PE based on Nelson et al. (2011)
Energy and processes					
Separator production	13.9		g	Injection moulding/RER U	ecoinvent Centre (2010)
Transport					
Rail Transport	2.8E-3		tkm	Transport, freight, rail/RER U	ecoinvent standard distances
Road Transport	1.4E-3		tkm	Transport, lorry >16t, fleet average/RER U	ecoinvent standard distances
Infrastructure					
Facility	1.03E-10		p	Plastics processing factory/RER/I U	ecoinvent standard dataset

Figure 47 : Nomenclature du séparateur – batterie LMO – Richa et al 2015

La nomenclature de la batterie PbA présente, quant à elle, des hypothèses moyennes sur sa composition en masse. La figure suivante présente les données d'entrée de production.

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

Description	Input	Output	Unit	ecoinvent material/process	Reference/Remarks
Functional unit					
Lead-acid battery system		13043.48	kg		Weight of a PbA battery system
Materials					
Lead	7982.61		kg	53% Lead, primary, at plant/GLO U; 47% Lead, secondary, at plant/RER U	47/53 mix of recycled and virgin lead based on Hittman Associates (1980). Percentage of lead by weight based on Rydh (1999) and Rantik (1999)
Water	1734.78		kg	Water, deionised, at plant/CH U	Percentage by weight based on Rydh (1999)
Sulphuric Acid	1252.17		kg	Sulphuric acid, liquid, at plant/RER U	Percentage by weight based on Rydh (1999)
Polypropylene (Cases and cover)	1304.35		kg	30% Polypropylene, granulate, at plant/RER U; 70% Recycled postconsumer HDPE pellet/RNA	70 percent recycled plastic in the battery based on average percentage from Battery Council International (2012). Postconsumer HDPE used as proxy for recycled polypropylene.
Antimony	130.43		kg	Antimony, at refinery/CN U	Percentage by weight based on Sullivan and Gaines (2012)
Glass	260.87		kg	Glass fibre, at plant/RER U	Percentage by weight based on Sullivan and Gaines (2012)
Copper connectors	39.13		kg	85% Copper, primary, at refinery/RER U; 15% Copper, primary, at refinery/RER U	Percentage by weight based on Rydh (1999)
Oxygen	294.78		kg	Oxygen, liquid, at plant/RER U	Percentage by weight based on Rantik (1999)
Barium sulphate	41.02		kg	Chemicals inorganic, at plant/GLO U	Average percentage (92.5%) of barium sulphate in expander based on Boden (1998)
Carbon black	3.33		kg	Carbon black, at plant/GLO U	Average percentage (7.5%) of carbon in expander based on Boden (1998)
Energy and processes					
Plastic cases and cover production	1304.35		kg	Injection moulding/RER U	ecoinvent Centre (2010)
Copper connectors production	39.13		kg	Wire drawing, copper/RER U	ecoinvent Centre (2010)
Electricity	4043.48		kWh	Electricity, medium voltage, at grid/US U	Combined consumption for paste manufacture, grid manufacture, plate manufacture and assembly and formation. Hittman Associates (1980)
Process heat, Natural gas	35608.7		MJ	Natural gas, burned in industrial furnace >100kW/RER U	Combined consumption for paste manufacture, grid manufacture and plate manufacture. Hittman Associates (1980)
Process heat, Heavy fuel oil	3260.87		MJ	Heat, heavy fuel oil, at industrial furnace 1MW/RER U	Combined consumption for grid manufacture and plate manufacture. Hittman Associates (1980)
Transport					
Rail Transport	3202.17		tkm	Transport, freight, rail/RER U	ecoinvent standard distances
Road Transport	1289.6		tkm	Transport, lorry >16t, fleet average/RER U	ecoinvent standard distances
Infrastructure					
Facility for battery assembly	5.22E-6		p	Chemical plant, organics/RER/I U	ecoinvent standard dataset
Facility for active material, grids and poles manufacturing	3.66E-6		p	Metal working factory/RER/I U	ecoinvent standard dataset

Figure 48 : Nomenclature de la batterie PbA - Richa et al 2015

❖ Sources de données d'ICV

La batterie Li-Ion utilisée dans la première vie est de type LiMn_2O_4 (cathode). Il s'agit de la batterie équipant les Nissan Leaf et GM Volt. La nomenclature est issue des sources primaires Argonne National Laboratory (ANL 2011) et de la base Ecoinvent 2.2 (2010).

La batterie PbA est modélisée à partir d'inventaires plus anciens :

- Rydh et al 1999⁴⁴,

⁴⁴ Rydh CJ (1999) Environmental assessment of vanadium redox and leadacid batteries for stationary energy storage. J Power Sources 80(1): 21–29

- Rantik et al 1999⁴⁵,
- Sullivan et al 2012⁴⁶.

❖ Description des scénarios

Deux cas d'étude sont présentés. Le premier analyse les impacts environnementaux du point de vue du fabricant lorsque l'on envisage d'allonger la durée de vie de la batterie. Le cycle de vie comprend toutes les phases de production jusqu'à la fin de vie de la batterie Li-Ion ainsi que l'étape de traitement des cellules hors d'usage en fin de première vie. Le système inclus aussi les impacts évités de production de la batterie PbA qui aurait été nécessaire pour assurer la seconde vie si la batterie Li-Ion n'avait pas été réemployée. Le recyclage de la batterie PbA est aussi compté en impacts évités.

L'allocation des impacts en seconde vie est faite en fonction de la capacité de stockage de la batterie Li-Ion par rapport à celle de la batterie PbA définissant le niveau de service à rendre.

Le second cas d'étude se place au niveau de l'utilisateur accordant une seconde vie à la batterie pour une utilisation stationnaire. Des facteurs d'allocation sont alors appliqués sur les phases de production et de fin de vie. L'utilisation de la batterie Li-Ion en première vie de la batterie est exclue du système.

L'allocation des impacts en seconde vie est basée sur la valeur marchande en \$ par kWh. Cela permet de traduire une valeur techno-économique commune aux deux phases d'utilisation.

❖ Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle correspond à une batterie sur son cycle de vie. Le service rendu est la fourniture de 150 kWh d'énergie pendant 20 ans en utilisation stationnaire.

❖ Présentation des résultats

Les indicateurs présentés dans les résultats sont

- Consommation d'énergie primaire,
- Changement climatique.

Dans le scénario 1, les impacts sont décomposés par phase du cycle de vie. Cela permet de montrer les impacts évités de production des batteries PbA ainsi que les bénéfices du recyclage.

Dans le scénario 2, la consommation d'énergie primaire est présentée dans différents graphes pour trois analyses de sensibilité.

Les résultats du changement climatique sont moins détaillés. Seul le bilan par phase du cycle de vie est donné.

❖ Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité est menée selon 4 paramètres clés en seconde vie. Les différents paramètres ainsi que les valeurs appliquées dans chaque scénario sont décrites dans le tableau ci-dessous. Le taux de reconversion représente le pourcentage de cellules reconditionnées après la première vie. Il s'agit de la faisabilité technique du réemploi des batteries. La méthode d'allocation définit la répartition des impacts de production de la batterie Li-Ion. Dans une approche de qualité du service rendu, les impacts sont alloués équitablement (50/50) à chaque phase d'utilisation. L'autre méthode d'allocation alloue tous les impacts de production en première vie (100/0), considérant que la production de la batterie n'est destinée qu'à l'application automobile.

⁴⁵ Rantik M (1999) Life cycle assessment of five batteries for electric vehicles under different charging regimes. KFB-Meddelande, vol 28. Chalmers Univ. of Technology, Göteborg

⁴⁶ Sullivan JL, Gaines L (2012) Status of life cycle inventories for batteries. Energy Convers Manag 58:134–148

Tableau 11 : Description des scénarios en fonctions des cas d'étude

	Scénario pessimiste	Scénario de référence	Scénario optimiste	Cas d'étude concernés
Taux de reconversion (%)	10 %	50 %	100 %	Cas 1 et 2
Durée de seconde vie (années)	1	5	10	
Efficacité de la batterie PbA (%)	85 %	77,5 %	77 %	Cas 2
Allocation	50/50	100/0	100/0	

Remarque : les deux derniers paramètres ne varient pas pour le cas d'étude n°1. L'efficacité de la batterie PbA et la méthode d'allocation sont maintenues aux valeurs de référence.

❖ Interprétation des résultats

Dans le cas n°1, les impacts calculés dans le scénario de référence sont de 3 042 MJ par kWh en consommation d'énergie primaire et 183 kg éq. CO₂ par kWh sur l'ensemble du cycle de vie. Ces résultats tiennent compte des crédits d'impacts du cycle de vie de la batterie PbA, -1 875 MJ par kWh et -113 kg éq. CO₂ par kWh, et du recyclage de la batterie Li-Ion, -167 MJ par kWh et -13 kg éq. CO₂ par kWh. Les bénéfices représentent le double des impacts de production de la batterie Li-Ion. Nous pouvons expliquer ce résultat, :

- d'une part, par la puissance des batteries modélisées ; la batterie Li-Ion a une puissance de 24 kWh alors que la batterie PbA a une puissance de 450 kWh,
- d'autre part, l'ICV de la batterie PbA date de 1999 alors que la batterie Li-Ion est utilisée dans des véhicules plus récents - des procédés plus anciens étant potentiellement plus impactants.

L'analyse de sensibilité sur le taux de reconversion des cellules et la durée de la seconde vie montre qu'il s'agit de deux leviers importants pour justifier de l'intérêt de la seconde vie. Nous pouvons indiquer que la phase de reconditionnement nécessite un ensemble d'essais de conformité des cellules. Ils sont notamment modélisés par une consommation d'électricité de 1,1 kWh par cellule.

Tout d'abord, la seconde vie entraîne une consommation d'énergie primaire supérieure par rapport à un scénario de vie unique si le taux de reconversion est inférieur ou égal à 40 % et si la durée de la seconde est d'une année. En effet, la perte de 60 % des cellules en fin de première vie entraîne un remplacement conséquent des cellules. À cela s'ajoute l'étape de transport vers le lieu de seconde vie. Une seule année d'utilisation en seconde vie ne suffit donc pas à compenser l'apport d'énergie de l'étape de remise en état.

En revanche, la réduction de la consommation d'énergie est possible lorsque la seconde vie est de 5 années minimum. La consommation d'énergie décroît linéairement en fonction du taux de reconversion. À 5 ans de seconde vie, la réduction est de 3 % tous les 10 % de taux de reconversion et à 10 ans elle atteint 7 % par 10 % de taux de reconversion.

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples.

La capacité de réemploi des batteries est incertaine sur le plan technique en raison du manque de connaissances sur le taux de reconversion des cellules. Si ce paramètre n'est pas maîtrisé, l'intérêt de la seconde vie peut être remis en cause. L'auteure met en avant la nécessité d'investiguer de nouvelles méthodes d'allocation basées sur la qualité de service rendu. Celles-ci pourraient inciter les fabricants de batteries à revoir leur modèle économique et la conception des batteries pour mieux appréhender les usages alternatifs.

3.1.3.10 Bobba et al 2018

Life Cycle Assessment of repurposed electric vehicle batteries: an adapted method based on modelling energy flows.

❖ Contexte

La croissance du marché des batteries de véhicules électriques entraînera une augmentation considérable du volume de batteries à gérer en fin de – première – vie. L'état de l'art actuel sur les batteries montre qu'elles conservent environ 80 % de capacité de stockage en fin de première vie. Or la technologie Li-Ion, principalement utilisée dans l'application automobile, présente une capacité de reconversion en application stationnaire.

L'étude est menée au Pays-Bas pour l'ensemble du cycle de vie après la phase de production de la batterie.

❖ Objectif

L'objectif est de développer une méthode d'évaluation environnementale du réemploi des batteries en tant que support de stockage à partir d'énergie solaire photovoltaïque.

❖ Hypothèses

Première vie

Les caractéristiques et les données d'utilisation de la batterie sont déterminées à partir de mesures en laboratoire sur une batterie de Mitsubishi Outlander dont la fin de vie est survenue en 2016. Le tableau suivant présente les caractéristiques évaluées en laboratoire.

Tableau 12 : Caractéristiques de la batterie en début et fin de première vie

Puissance (kWh)	Début de première vie	Fin de première vie
Rendement (kWh _{fourni} /kWh _{stocké})	98 %	95 %
Capacité (%)	100 %	81,31 %

Le taux de dégradation de la batterie contient deux composantes. Une perte -3 Wh par cycle (P_c) provient de Faria et al 2014 à laquelle s'ajoute une perte due au vieillissement de 0,13 Wh par jour (P_j).

La perte de capacité a été obtenue par des tests en laboratoire. Elle s'appuie sur les taux de dégradations précédents. La formule a ainsi été établie :

$$C_n = C_{n-1} - (P_j + P_c * \frac{DoD_{n-1}}{DoD_{max}})$$

où C_n et C_{n-1} sont respectivement les capacités restantes après n et $n-1$ cycles en Wh,

DoD_{n-1} est la profondeur de décharge appliquée au cycle n ,

DoD_{max} est la profondeur de décharge maximale fixée à 80 % (Faria et al 2014).

Du point de vue dimensionnel de P_c et P_j , cette formule suppose donc une utilisation quotidienne.

À l'issue de la première vie, la batterie a fourni un service de 138 744 km. Ce qui représente environ 1 000 cycles de fonctionnement, cohérent avec une batterie de

Concernant les allocations, tous les impacts de production des composants de la batterie et leur fin de vie sont alloués en première vie. Toutefois, le calcul des impacts environnementaux inclut des facteurs d'allocation (voir Description des scénarios).

Reconditionnement

Le reconditionnement est modélisé à partir de l'étude Richa et al 2015. Il tient compte du démantèlement partiel, enveloppe et boîtier de contrôle (BMS), ainsi que du transport au centre de traitement, estimé à 100 km.

Après le désassemblage, les modules de la batterie sont maintenus ensemble par des plateaux (Ellingsen et al 2014⁴⁷). Un contrôle qualité est alors effectué. Celui-ci nécessite 8,72 kWh d'électricité d'après l'auteure, en considérant un cycle de charge et de décharge.

Seconde vie

La fin de seconde vie est fixée à 40 % de perte de capacité, soit 60 % de capacité résiduelle (Casals et al 2015). La durée de la seconde vie est alors de 3,6 ans pour une batterie réutilisée. Une même batterie neuve aurait une durée de vie de 7,4 ans pour ce type d'utilisation (scénario de référence, voir Description des scénarios).

Le besoin en énergie est calculé à partir du logiciel ResLoadSIM. La consommation annuelle en énergie d'un foyer de quatre personnes au Pays-Bas est de 5,15 MWh, soit 14,1 kWh par jour.

Fin de vie

La fin de vie de la batterie suit les recommandations des directives européennes⁴⁸. L'enveloppe et le BMS sont triés séparément. Leur taux de recyclage est issu de Chancerel et al 2016⁴⁹. Les autres composants sont ensuite traités par pyrométallurgie.

❖ Nomenclature

La batterie considérée est de type LMO/NMC que l'on retrouve dans le véhicule hybride BMW i3. A priori, la batterie de Mitsubishi étudiée sur les phases de fabrication et d'utilisation doit être similaire. Ce choix a été fait en concertation avec les acteurs du bâtiment et du secteur automobile. Les critères de choix sont la capacité énergétique et de l'évolution du coût des batteries Li-Ion par rapport aux chimies PbA ou *Vanadium Redox Flow* (VRF). Une chimie précise est fournie dans la figure suivante. Mais la composition des cellules n'est pas donnée.

Parameter	LMO/NMC Repurposed battery	LMO/NMC Fresh battery	Source of information
Chemistry	LMO/NMC: 0.52 LiMn ₂ O ₄ + 0.48 LiNi _{0.4} Mn _{0.4} Co _{0.2} O ₂		Laboratory tests
Chemistry	LMO/NMC: 0.52 LiMn ₂ O ₄ + 0.48 LiNi _{0.4} Mn _{0.4} Co _{0.2} O ₂		Manufacturer
Nominal capacity of the battery [kWh]	11.40 (300 V – 38 Ah)		Manufacturer
Number of cells per modules/per battery	8 cells/module; 80 cells/battery		Manufacturer

Figure 49 : Caractéristiques chimiques de la batterie LMO/NMC

❖ Sources de données d'ICV

Un soin particulier a été apporté dans cette étude à la qualité des sources. Dans la mesure du possible, les inventaires de cycle de vie et les caractéristiques techniques sont issus de données primaires. La phase de fabrication de la batterie a notamment été modélisée à partir du démantèlement de la batterie LMO/NMC.

Comme l'indique la figure 9 ci-dessus, la composition chimique est issue de sources primaires : laboratoire et fabricant.

Le recyclage des batteries par procédé pyrométallurgique a été modélisé à partir de trois publications :

⁴⁷ L.A.W. Ellingsen, G. Majeau-Bettez, B. Singh, A.K. Srivastava, L.O. Valøen, A.H. Strømman, Life cycle assessment of a lithium-ion battery vehicle pack, J. Ind. Ecol. 18 (2014) 113–124, <https://doi.org/10.1111/jiec.12072>.

⁴⁸ [1] EU, Directive 2006/66/EC of the European Parliament and of the Council of 6 September 2006 on Batteries and Accumulators and Waste Batteries and Accumulators and Repealing Directive 91/157/EEC, OJ L 266, (2006) <http://eurlex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32006L0066>.

[2] EU, Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council of 18 September 2000 on End-of Life Vehicles, (2000).

⁴⁹ P. Chancerel, M. Marwede, F. Mathieux, L. Talens Peiró, Feasibility Study for Setting-up Reference Values to Support the Calculation of Recyclability / Recoverability Rates of Electr(on)ic Products, JRC-EC (Joint Research Centre -European Commission), 2016, <https://doi.org/10.2788/901715>.

- Tamiang et al 2014⁵⁰
- Swain et al 2016⁵¹
- Oliveira et al 2017⁵².

❖ Description des scénarios

Tout d'abord, le scénario de référence est décomposé en l'utilisation de deux batteries neuves successivement. En seconde vie, on considère qu'une batterie neuve est installée dans le foyer. Ce scénario ne représente pas une vie multiple de la batterie. Toutefois, cette modélisation est pertinente pour ne comparer que les impacts de la seconde vie d'une batterie reconditionnée dans les scénarios suivants.

Trois scénarios de réutilisation de la batterie automobile sont ensuite calculés.

Le **scénario A** prévoit la substitution d'une batterie neuve en utilisation stationnaire, dans le scénario de référence, par une batterie reconditionnée.

Le **scénario B** consiste en l'installation d'un système de stockage d'énergie, précédemment inexistant, contenant une batterie reconditionnée.

Le **scénario C** considère une maison indépendante du réseau de distribution d'électricité. Le besoin en énergie est initialement fourni par un générateur diesel. Celui-ci est ensuite remplacé par le système de stockage d'électricité photovoltaïque couplé à une batterie reconditionnée. Le scénario C est comparé au scénario de référence, dans lequel la production et la fin de vie de la batterie ne sont pas inclus dans le périmètre. Le schéma suivant reprend la représentation des cycles de vie des scénarios de référence et des scénarios avec réemploi de la batterie.

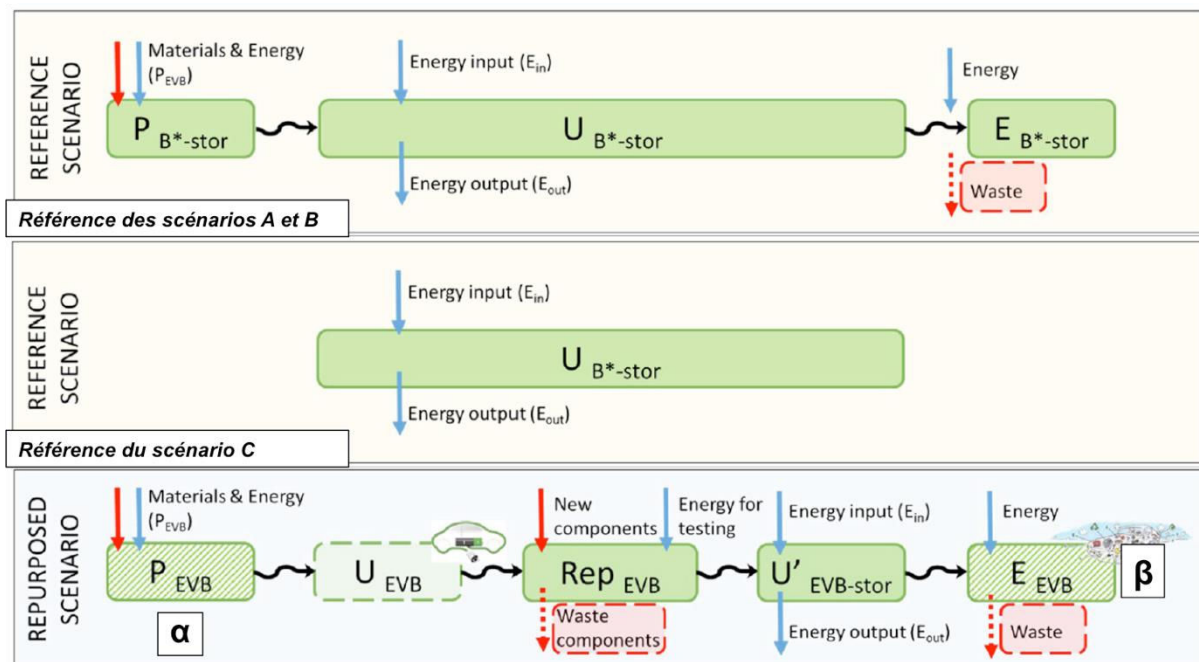


Figure 50 : Cycle de vie des scénarios de référence et des scénarios de vies multiples (A, B, C)

Les schémas de la publication ont été annotés pour mieux comprendre les calculs ultérieurs. Les coefficients α et β sont les coefficients d'allocation des impacts, respectivement de la production et de la fin de vie, de la

⁵⁰ A. Tamiang, D. Angka, Electrode and Cells Manufacturing White Paper - Chapter 5: Batteries and End of Life Management, ELIBAMA (European Li-ion Battery Advanced Manufacturing for Electric Vehicles), (2014) Available at: <https://elibama.wordpress.com/electrodes-and-cells-manufacturing-white-paper/>, <https://elibama.files.wordpress.com/2014/10/v-batteries-end-of-life-management1.pdf>.

⁵¹ B. Swain, Recovery and recycling of lithium: a review, Sep. Purif. Technol. 172 (2017) 388–403, <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.08.031>.

⁵² L.M. Oliveira, Environmental Aspects of Lithium-ion Energy Storage Systems Using a Multi-stage Hybrid Approach Combining the Benefits of Life Cycle Assessment and Input-output Models, Electrica Engineering and Energy Technology – VUB University, Brussels, 2017.

batterie. Ils sont fixés à 0 dans les trois scénarios. Donc seule la production et la fin de vie des matériaux pour le reconditionnement sont inclus.

La signification des termes est la suivante :

- $P_{B^{\text{-stor}}}$: production de la batterie
- P_{EVB} : production de la batterie automobile
- $U_{B^{\text{-stor}}}$: impact d'utilisation en stationnaire de la batterie
- U_{EVB} et $U'_{\text{EBV-stor}}$: respectivement l'utilisation primaire et secondaire de la batterie automobile
- Rep_{EVB} : reconditionnement de la batterie
- E_{EVB} , $E_{B^{\text{-stor}}}$: fin de vie de la batterie.

Pour les scénarios A, B et C, les étapes du cycle de vie en pointillé sont exclus dans la comparaison des résultats. Les étapes rayées (P_{EVB} , E_{EVB}) sont aussi exclues ($\alpha=\beta=0$).

❖ Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est choisie de façon à traduire une grandeur applicable aux deux utilisations. L'énergie stockée dépendant de l'état de la batterie, la consommation annuelle moyenne d'énergie détermine le temps d'utilisation offert par la batterie pour répondre au besoin en énergie. L'unité fonctionnelle alors retenue est la durée d'utilisation :

- Scénario de référence : 7,4 ans
- Scénario avec réemploi : 3,6 ans.

❖ Présentation des résultats

- Les résultats sont déclinés selon quatre indicateurs :
- Consommation d'énergie primaire (CED),
- Épuisement des ressources abiotiques, ressources minérales (ADP-res),
- Changement climatique (GWP),
- Toxicité humaine, effet cancérigène (HTc).

Les valeurs absolues sont données pour chaque phase du cycle de vie et pour chaque scénario A,B et C.

Un autre graphe présente les variations d'impacts (D_{reuse}) entre le scénario de référence et les trois scénarios (A, B et C). Si les variations sont positives ($D_{\text{reuse}} > 0$) alors les impacts sont réduits par rapport au scénario de référence. Dans ce graphe, seules la production et la fin de vie des nouveaux composants, nécessaires au reconditionnement, ainsi que les consommations d'énergie de la seconde vie sont comptabilisées (cf. Figure 50 : Cycle de vie des scénarios de référence et des scénarios de vies multiples (A, B, C)).

❖ Analyse de sensibilité

Cette étude ne présente pas d'analyse de sensibilité.

❖ Interprétation des résultats

Le tableau des valeurs brutes permet déjà de comparer les impacts dus au reconditionnement par rapport à la production complète de la batterie. La production de nouveaux composants ne représente que 1/100 (ADP-res) à 1/10 (HTc) des impacts de production d'une batterie neuve. De plus, les impacts sont 30 à 40 fois supérieurs sur les indicateurs CED et GWP. La composition des plateaux de maintien n'étant pas connue, il est difficile d'en déduire si le reconditionnement est dominé par la fabrication de nouvelles cellules ou bien celle des plateaux.

Bien que les notations soient différentes, les impacts de production $P_{B^{\text{-stor}}}$ et P_{EVB} sont bien égaux sur chaque indicateur. Idem pour la fin de vie ($E_{\text{EVB}}=E_{B^{\text{-stor}}}$).

Les résultats de fin de vie de la batterie montre des crédits d'impacts sur les quatre indicateurs. Ils sont a priori liés à la valorisation énergétique ($\text{CED} < 0$), ou au recyclage ($\text{ADP} < 0$), des matériaux.

En revanche, les nouveaux composants lors du reconditionnement ne donnent pas de crédits sur l'épuisement des ressources abiotiques. Nous pourrions donc en conclure qu'il s'agit de matières, principalement plastiques, contenues dans les plateaux.

Concernant la comparaison des scénarios A, B et C au scénario de référence, nous analysons les variations d'impacts D_{reuse} .

Dans les **scénario A**, le fait de substituer une batterie neuve par une batterie reconditionnée permet de réduire les impacts de 55 % (HTc) à 93 % (ADP-res). Ces gains viennent essentiellement de la production des composants ($Rep_{EVB} < P_{EVB}$).

Dans le **scénario B**, la transition de la consommation sur le réseau local vers un stockage d'électricité en seconde vie n'apporte pas de bénéfices. L'étape Rep_{EVB} ajoute des impacts initialement inexistants. Celle-ci semble principalement responsable de l'augmentation de 143 % de l'épuisement des ressources abiotiques.

Bien que le scénario B soit une solution de consommation locale d'énergie renouvelable, les pertes énergétiques d'un tel système sont défavorables par rapport à la consommation d'électricité sur le réseau. En effet, la batterie reconditionnée a une efficacité de 95 %.

Nous pouvons donc attribuer l'augmentation du changement climatique et de la consommation d'énergie primaire de l'ordre de 46 % à ces pertes.

Quant au **scénario C**, la production locale d'énergie avec des panneaux photovoltaïques couplée à une batterie reconditionnée a des impacts environnementaux plus faibles que la production d'électricité à partir d'un générateur diesel. Les impacts sont réduits de 33 % (HTc) à près de 50 % (CED, ADP-res, GWP).

Malgré le changement majeur apporté ici en termes de transition énergétique, les gains ne sont pas aussi élevés que dans le scénario A. Ceci en raison de l'absence de production des équipements dans la situation référence.

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

L'étude conclut que l'intérêt des vies multiples doit aussi considérer les facteurs sociaux et économiques tout en s'appuyant le plus possible sur des données primaires. En particulier, la modélisation des phases d'utilisation, prédominantes dans le cycle de vie, nécessite des données primaires pour mieux rendre compte du contexte de l'étude.

D'une part, les gains affichés dans le **scénario B** sont influencés par le contexte géographique (ici Pays-Bas) et par l'évolution de l'efficacité énergétique de la batterie. Le pays où l'on se place détermine le mix électrique ainsi que les performances réelles des panneaux photovoltaïques.

Sur ce dernier point, nous pouvons nous demander si l'utilisation de la batterie, à raison d'un cycle par jour, est réalisable à partir de sources d'énergie intermittentes. Sinon, il faudrait envisager une seconde vie où la production locale d'électricité doit être complétée par le réseau.

Les méthodes de calcul présentées placent les scénarios de réemploi de la batterie dans la position la plus favorable ($\alpha=\beta=0$). Néanmoins, la formalisation des allocations permet de modifier les scénarios afin de mieux rendre compte des phases de reconditionnement et de fin de vie.

Dans le **scénario C**, le scénario de référence a été légèrement modifié et ne prend pas en compte la production d'équipements. Or le cycle de vie du générateur diesel pourrait être inclus dans le bilan environnemental. Les bénéfices réels seraient donc supérieurs.

Finalement, le fait de ne retenir que les impacts liés à la seconde vie ne permettent pas de traduire les enjeux relatifs à la production et à la fin de vie des batteries dans leur globalité.

3.1.4 ACV ne bénéficiant pas de vies multiples

3.1.4.1 Yu et al 2012

Environmental characteristics comparison of Li-ion batteries and Ni-MH batteries under the uncertainty of cycle performance

❖ Contexte

Le besoin en stockage d'énergie pour de nombreuses applications entraîne une production importante de batterie. Celle-ci a été estimée à 6 milliards d'unités en 2004. Le développement de l'électronique demande d'autant plus de performances de la part des batteries. De plus, la croissance des considérations environnementales soulève le problème de la pollution en phase de production et en fin de vie. D'où une préoccupation des fabricants sur les propriétés environnementales des batteries rechargeables.

❖ Objectifs

L'objectif de cette étude est de mener une comparaison de la performance environnementales entre une batterie NMC et une batterie Ni-MH.

❖ Hypothèses

Les chimies de batterie ici modélisées sont :

- Li-Ion : NMC 333
- Ni-MH : NdMg₁₂ +200 % Ni.

Le manque de données sur Simapro n'a pas permis de prendre en compte le solvant PVDF et l'électrolyte LiPF₆/PC-DMC dans la batterie NMC. Ceux-ci représentent 7,6 % en masse d'une cellule (voir figure 11).

La perte de capacité a été modélisée à partir de mesures expérimentales. Les formules suivantes sont une approximation pour la batterie NMC et la batterie Ni-MH respectivement :

$$C_{i,NMC} = 9,449 * e^{-\frac{N_i}{6,986}} + 9,475 * e^{-\frac{N_i}{6,987}} + 156,68 \quad , \quad R^2 = 85,2 \%,$$

$$C_{i,Ni-MH} = 562,912 * e^{-\frac{N_i}{1,867}} + 392,587 * e^{-\frac{N_i}{16,909}} + 260,63 \quad , \quad R^2 = 99,5 \%,$$

où C_{i,X} est la capacité restante (mAh/g) dans la batterie de type X après N_i cycles.

❖ Nomenclature

La nomenclature de chaque batterie détaille la teneur des principaux composants des cellules. L'enveloppe et le BMS ne sont pas décrits. Les figures ci-dessous donnent la nomenclature des deux batteries considérées.

Li-ion battery (LiNi _{1/3} Co _{1/3} Mn _{1/3} O ₂)		
Material	Mass (g)	wt%
LiNi _{1/3} Co _{1/3} Mn _{1/3} O ₂	8.585E-03	30.0
Acetylene black	1.010E-03	3.5
PVDF	5.050E-04	1.7
LiPF ₆ /PC-DMC (1 mol L ⁻¹)	1.700E-03	5.9
Li	1.690E-02	58.8
Total	2.870E-02	100

Figure 51 : Nomenclatures des batteries NMC 333

Ni-MH battery (NdMg ₁₂ + 200%Ni)		
Material	Mass (g)	wt%
NdMg ₁₂	9.870E-02	0.27
Carbonyl nickel (255 INCO)	1.086E+00	2.99
KOH	3.360E+01	92.60
LiOH	1.500E+00	4.13
-	-	-
Total	3.628E+01	100

Figure 52 : Nomenclatures des batteries Ni-MH

❖ Sources de données d'ICV

Les données sont principalement issues de Kushnir et al 2011⁵³ qui s'appuie elle-même sur l'ICV de Gaines et Nelson 2009.

❖ Description des scénarios

Les deux types de batteries ont été comparés à travers une analyse de Monte Carlo (MCS) pour une période d'utilisation de 10 000 cycles.

⁵³ D. Kushnir, B.A. Sandén, Multi-level energy analysis of emerging technologies: a case study in new materials for lithium ion batteries, J. Cleaner Prod. 19 (2011) 1405–1416.

❖ Unité fonctionnelle

Les résultats sont présentés en points écologiques pour une batterie entière sur son cycle de vie.

❖ Présentation des résultats

Les résultats sont présentés

- d'une part, en points écologiques pour les 11 indicateurs de la méthode Eco-indicator 99 : ils sont décrits par une boîte à moustache qui traduit les résultats de la MCS.
- D'autre part, les résultats sont agrégés selon trois catégories :
 - Ressources
 - Santé humaine
 - Qualité des écosystèmes.

Ils donnent une comparaison entre les deux batteries étudiées.

❖ Analyse de sensibilité

Une analyse de sensibilité selon la méthode de Monte Carlo est présentée.

❖ Interprétation des résultats

Pour les deux batteries la MCS met en évidence une forte incertitude sur les indicateurs :

- Consommation de ressources fossiles
- Émissions de particules (*respirable inorganics*)
- Émissions de substances cancérogènes.

Néanmoins, l'amplitude des valeurs est plus grande pour la batterie NMC.

Par ailleurs, l'analyse de sensibilité montre pour chaque indicateur une même tendance. Les boîtes à moustache montrent que les premiers et troisièmes quartiles sont très rapprochés du premier décile. Cela montre donc une concentration des valeurs près du minimum et l'existence de quelques rares valeurs très élevées.

Quant à la comparaison des deux batteries, les impacts sont dominés par les indicateurs de « Santé humaine ». Ils représentent respectivement 65 % et 55 % des points écologiques des batteries NMC et Ni-MH. La consommation de ressources est plus forte pour la batterie Ni-MH (37 %) que pour la batterie NMC (27 %). L'extraction du nickel est un facteur déterminant malgré une criticité équivalente pour le cobalt contenu dans la batterie NMC.

Le bilan environnemental montre des impacts très supérieurs pour la batterie Ni-MH. En effet, une échelle logarithmique est nécessaire pour tracer les deux histogrammes ensemble.

Bien que les résultats soient incontestablement en faveur de la batterie NMC, des hypothèses plus incertaines contribuent à ces résultats. La modélisation de sa perte de capacité est moins fiable ($R^2=85,2\%$) et près de 8 % en masse de la cellule n'est pas prise en compte. L'analyse de sensibilité révèle aussi une plus forte incertitude, notamment sur les indicateurs de santé humaine (émissions de particules inorganiques et cancérogènes).

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

Cette étude ne décrit pas de vies multiples.

3.1.4.2 Li et al 2013

Life Cycle Assessment of Lithium Ion Batteries with Silicon Nanowire Anode for Electric Vehicles

❖ Contexte

Les batteries de type Li-ion dotées d'une anode en silicone ont montré un fort potentiel d'application automobile. Or la perspective du cycle de vie reste inconnue. Les impacts environnementaux d'une telle technologie sont donc étudiés en ACV.

Les vies multiples ne sont pas prises en compte dans cette étude.

❖ Objectifs

L'objectif est de réaliser une première ACV d'une batterie Li-SiNW (*Silicon Nano Wires*).

❖ Hypothèses

Utilisation

Les hypothèses liées à la conduite sont :

- Rendement de charge/décharge : 90 %
- Rendement du train de propulsion : 91,4 %
- Profil de conduite : 45 % autoroutier, 55 % urbain.

Les caractéristiques de la batterie sont :

- Durée de vie : 10 ans
- Distance parcourue : 200 000 km
- Nombre de cycles : 3 000.

Fin de vie

La fin de vie est modélisée à partir du recyclage des différents matériaux (Al, Co, Cu, Li, Mn, Ni, plastiques) et des circuits électroniques. La distance de transport jusqu'au lieu de démantèlement est estimée à 500 km.

❖ Nomenclature

La batterie considérée est constituée de 12 modules de 12 cellules chacun. La puissance délivrée est de 166 kW. Sa masse totale est de 120 kg. La figure ci-dessous donne la nomenclature de la batterie.

Component	Material name	Mass (kg)	Percent mass (%)
Anode (7:2:1)	Silicon nanowire	10.80	9.0
	Carbon black	3.12	2.6
	Copper foil (12µm)	9.36	7.8
Cathode	Lithium foil	22.68	18.9
Binder	SBR+CMC binder (10-20µm, 1:1)	1.56	1.3
Separator	PE (20µm, 1.2 g/cm ³)	2.64	2.2
Casing	Poly-aluminum-poly (200µm)	14.76	12.3
Electrolyte	LiPF ₆ (1M)	12.24	10.2
	EC:EMC (1:1)		
Battery Management System	Copper wires	1.20	1.0
	Stainless steel	0.96	0.8
	Printed circuit board	0.24	0.2
Pack housing	Polyethylene terephthalate	20.40	17.0
Passive cooling system	Stainless steel	0.60	0.5
	Aluminum	19.44	16.2

Figure 13 : Nomenclature de la batterie Li-SiNW

❖ Sources de données d'ICV

Les données sont issues de sources primaires.

D'une part la base de données professionnelle GaBi 6 fournit les données d'extraction des matériaux, à l'exception du silicone. Le silicone est issu de Sigma-Aldrich® et est transformé en laboratoire.

D'autre part, les informations sur les procédés de production proviennent des expérimentations en laboratoire.

Les données de fin de vie sont issues d'Umicore⁵⁴.

⁵⁴ Umicore Battery Recycling. 2013. Battery to Battery: Closing the Battery Loop, Umicore Group.

URL: <http://www.batteryrecycling.umicore.com/UBR/media/>

La batterie Li-SiNW est comparée à une batterie Li-Ion graphite issue des ACV de Notter et al 2010 et de Zackrisson et al 2010.

❖ Description des scénarios

L'étude ne développe pas de scénarios.

❖ Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est un kilomètre de distance parcourue.

❖ Présentation des résultats

Deux graphiques sont présentés. Le premier donne la répartition des impacts par phase du cycle de vie de la batterie Li-SiNW en valeur relative pour quatre indicateurs :

- Changement climatique (GWP)
- Acidification (AP)
- Eutrophisation (EP)
- Épuisement de la couche d'ozone (ODP).

Le second graphique compare les impacts sur chaque phase du cycle de vie entre une batterie Li-ion graphite et la batterie Li-SiNW en valeurs absolues ramenées à l'UF (km). Quatre indicateurs supplémentaires sont mesurés :

- Potentiel d'oxydation photochimique (POP)
- Épuisement des ressources abiotiques (ADP)
- Écotoxicité terrestre (ETP)
- Toxicité humaine (HTP).

De plus, les indicateurs sont affichés de façon pondérée. L'ordre d'importance est le suivant :

EP~GWP >> ADP~POP > ODP~AP > HTP~ETP.

❖ Analyse de sensibilité

Deux analyses de sensibilité ont été effectuées. Dans un premier temps, la variation de la durée de vie aboutit à l'augmentation des impacts jusqu'à 39 % si elle est ramenée à 5 ans.

Dans un second temps, la région d'utilisation est déclinée selon 4 états des États-Unis :

- Alaska
- District of Columbia (DC)
- Maine
- Washington.

À DC, le changement climatique et l'acidification augmentent respectivement de 104 % et 462 %. Inversement, ils sont réduits de 76 % et 93 % dans l'état de Washington, où l'hydroélectricité est la principale source d'énergie.

❖ Interprétation des résultats

Premier graphique

La répartition des impacts environnementaux sur le cycle de vie de la batterie Li-SiNW montre une faible part de la phase d'utilisation. Elle ne représente que 20 % à 25 % des impacts d'eutrophisation, d'acidification et de changement climatique bien que la batterie soit alimentée par le mix électrique américain.

La production de la batterie et la fabrication des composants représentent à eux deux 10 % des impacts sur l'ensemble du cycle de vie. Cela s'explique par la décomposition entre extraction et transformation et des matières premières vis-à-vis de la production. Or la transformation représente 20 % de l'acidification et 40 % du changement climatique et de l'eutrophisation.

Second graphique

La décomposition des étapes du cycle de vie reste identique dans ce graphique.

Concernant les quatre nouveaux indicateurs, nous pouvons analyser les résultats pour la batterie Li-SiNW. L'extraction des matières premières ainsi que la fin de vie engendrent la majorité des impacts d'écotoxicité terrestre et d'épuisement de la couche d'ozone. En revanche, l'utilisation de la batterie est responsable de 50 % des impacts d'oxydation photochimique et de toxicité humaine.

Si l'on compare les deux types de batteries, la technologie au silicone augmente les impacts sur tous les indicateurs. L'épuisement des ressources abiotiques et la toxicité humaine sont 40 % supérieurs en raison de la consommation d'énergie nécessaire à la production de nano-tubes de silicone ainsi que des substances toxiques (fluor d'hydrogène et acide nitrique). Le changement climatique, quant à lui, est supérieur de 23 %.

Les impacts sont donc significativement plus élevés pour la batterie Li-SiNW pour 3 indicateurs sur 8.

L'auteur met en évidence qu'une part importante de l'ICV est issue d'expérimentation à petite échelle en laboratoire alors que les données utilisées par Notter et Zackrisson pour la batterie Li-Ion graphite viennent d'Ecoinvent.

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

Cette étude ne considère pas de vies multiples.

L'augmentation des impacts par rapport aux technologies LFP et LMO, plus courantes, dans une application automobile montre actuellement une limitation dans le déploiement des batteries Li-SiNW. Toutefois, les nano-technologies restent peu matures et la capacité de réemploi d'une telle batterie reste inconnue. L'étude des vies multiples appliquée à cette batterie pourrait justifier la pertinence de cette solution.

3.1.4.3 Arvidsson et al 2018

Energy use and climate change improvements of Li/S batteries based on life cycle assessment

❖ Contexte

La production des batteries électriques exige une consommation importante de matériaux critiques. Dans le cas des batteries automobiles, la phase de production est responsable d'une part dominante des impacts. L'étude de la technologie Li-S est donc une alternative réduisant fortement la dépendance aux métaux rares.

❖ Objectifs

L'objectif est de mener une ACV du berceau à la porte de l'usine car les données d'utilisation à long terme restent insuffisantes.

❖ Hypothèses

Le coût économique étant le principal critère industriel, une méthode d'allocation en fonction du prix est faite. La répartition est proportionnelle au prix et à la masse de chaque produit entrant :

$$F_i = \frac{p_i * m_i}{\sum p_i * m_i}$$

où F_i est le facteur d'allocation du produit i ,

p_i et m_i sont respectivement le prix et la masse du produit i .

❖ Nomenclature

La nomenclature est fournie pour une cellule et est présentée dans la figure suivante.

Component	Material	Mass [g cell ⁻¹]
Anode	Lithium foil	~ 4
Cathode + Current collector	C/S composite	~ 4
	Aluminium foil	~ 3
Electrolyte	DIOX	~ 9
	DME	~ 11
	LiTFSI	~ 8
	LiNO ₃	~ 0.5
Separator	Tri-layer PP-PE-PP membrane	~ 6
Total		~ 45

Figure 14 : Nomenclature d'une cellule Li-S

Les données proviennent du constructeur. Les valeurs approximatives sont dues aux contraintes de confidentialité.

❖ Sources de données d'ICV

Les données économiques employées dans la méthode d'allocation sont issues d'Ecoinvent (2005).

La production de la batterie est modélisée à partir des de Deng et al 2017⁵⁵. À noter qu'il s'agit de données spécifiques qui ne reflètent pas exactement les processus industriels globaux. D'autres informations plus spécifiques telles que la production de substances chimiques et les besoins en énergie des processus proviennent de Geisler et al 2004⁵⁶.

❖ Description des scénarios

Cinq scénarios en plus du cas de référence sont envisagés. Ils consistent en l'amélioration des procédés de fabrication en fonction des sources d'énergie et de l'efficacité du processus. La figure ci-dessous décrit ces scénarios.

	Base case	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5
Cell production electricity	47 kWh kg ⁻¹	11 kWh kg ⁻¹	11 kWh kg ⁻¹	11 kWh kg ⁻¹	11 kWh kg ⁻¹	11 kWh kg ⁻¹
Carbon material	CMK-3	CMK-3	Graphene	Carbon black	Carbon black	Carbon black
Electricity production	Coal power	Coal power	Coal power	Coal power	Solar power	Solar power
Heat production	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Natural gas	Biogas	Biogas
Specific energy	300 Wh kg ⁻¹	300 Wh kg ⁻¹	300 Wh kg ⁻¹	300 Wh kg ⁻¹	300 Wh kg ⁻¹	500 Wh kg ⁻¹

Figure 15 : Description des scénarios

❖ Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est liée au service rendu par le produit, soit 1 kWh d'énergie stocké.

❖ Présentation des résultats

Les résultats sont présentés selon les indicateurs de changement climatique et de consommation d'énergie. Un graphique pour chaque indicateur décompose l'impact de chaque composant sortant de la production et selon chaque scénario. Le taux de réduction des impacts d'un scénario au suivant est aussi renseigné.

⁵⁵ Y. Deng, J. Li, T. Li, X. Gao, C. Yuan, Life cycle assessment of lithium sulfur battery for electric vehicles, J. Power Sources 343 (2017) 284–295.

⁵⁶ G. Geisler, T.B. Hofstetter, K. Hungerbühler, Production of fine and speciality chemicals: procedure for the estimation of LCIs, Int. J. LCA. 9 (2004) 101–113.

❖ Analyse de sensibilité

Une analyse de sensibilité a été menée au niveau de la méthode d'allocation. Les résultats sont présentés à partir d'une allocation en masse de matériau. L'autre méthode est une allocation économique montre une faible évolution du bilan environnemental du scénario de référence :

- Consommation d'énergie : +2 %
- Changement climatique : +7 %.

❖ Interprétation des résultats

La production de l'électrolyte à partir de lithium bis(trifluoromethanesulfonyl)imide (LiTFSI) et la fabrication des cellules sont les points chauds en phase de production. Ils représentent respectivement 25 % et 35 % de la consommation d'énergie primaire.

Les résultats des autres scénarios mettent en évidence le levier de réduction d'impact lorsqu'on augmente l'efficacité énergétique du procédé de fabrication des cellules. La production de la batterie selon les scénarios 1 à 3 consomme 21 % à 25 % moins d'énergie que dans le scénario de référence.

Enfin, l'amélioration de la performance de la batterie (Wh/kWh) est le second levier de réduction de la consommation d'énergie dans la mesure où l'UF est le kWh d'énergie stockée. La consommation d'énergie est réduite de 40 % entre le scénario 3 et 5.

Concernant le changement climatique, les effets sont similaires mais accentués. La réduction d'émission de gaz à effet de serre entre le scénario de référence et le scénario 1 est de 55 %. La production de chaleur à partir de biogaz (scénario 4) est aussi un fort levier de réduction d'impact.

De façon globale, l'amélioration apportée aux scénarios 1 à 3 n'agit que sur les cellules alors la performance accrue de la batterie réduit l'impact de tous les composants par rapport à l'UF. Le changement du carbone conducteur (graphène, noir de carbone, CMK-3) n'a pas d'influence significative sur les indicateurs de changement climatique et de consommation d'énergie.

❖ Discussion de l'intérêt des vies multiples

Cette étude ne décrit pas de vies multiples.

3.1.5 Présentation des publications

Le tableau ci-dessous indique le contexte des études sur les plans temporel et géographique ainsi que l'objectif visé. Les données d'entrée sont aussi caractérisées sur les points suivants :

- Sources
- Nomenclature (si elle est fournie)

Tableau 19 : Présentation des études

Publication	Contexte	Objectif	Sources	Nomenclature ICV	Vies Multiple
Gauc09	Suisse 2009	Comparaison de la production d'une batterie par rapport à un moteur thermique	Primaires. EMPA (propres données), brevets et Ecoinvent	LiMnO ₂ , BOM détaillée	Non
Kons13	Espagne 2013	Intérêt de la seconde vie en stationnaire	Secondaires : Majeau et al. 2011	LiFePO ₄ /Li ₄ Ti ₅ O ₁₂ . Pas de BOM	Oui
Fari14	Portugal 2006	Évaluation de la 2 ^{nde} vie en fonction des modes d'utilisation	Primaires : Ecoinvent. Secondaires : Notter et al. 2010	Pas de BOM. ICV sur la période 2006-2009	Oui
Ahma15	Canada 2011	Étude de la seconde vie en utilisation stationnaire	Secondaires : Majeau et al. 2011	BOM non quantifiée. Production Asie de	Oui

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

Publication	Contexte	Objectif	Sources	Nomenclature ICV	Vies Multiple
				l'Est, LiFePO4/graphite	
Casa15	Espagne 2015	ACV comparative de plusieurs types de batteries en 2 ^{nde} vie	Primaires : Dunn et al. 2011. (GREET). Secondaires : Kons13 et Cicc12	Plusieurs chimies avec leurs caractéristiques, pas de BOM	Oui
Zack16	Suède 2016	Influence des performances de la batterie sur le cycle de vie	Primaires : Dunn et al. 2011. (GREET), Ecoinvent 3.1	LiFePO4. BOM et fabrication détaillées	Non
Roma17	Panel d'ACV 2012-2016	Investigation des méthodes de recyclages et solutions futures	Primaires et Secondaires. Voir schéma**	Batterie NMC de Amarakoon et al. (EPA), 2013	Non
Hall18	Panel 2011-2017	ACV comparative entre VE et thermique	Secondaires : Majeau et al. 2011, Dunn et al. 2016	Pas de détails. Données industrielles Nissan Leaf 2017)	Oui (qualitative ment)
Cicc12	Italie 2012	Étude de la pertinence environnementale de la 2 ^{nde} vie	Secondaires : Gauc09, Guaines et al. 2000, Matheys et al. 2005 (source incertaine)	BOM détaillée (ICV anciennes <2005)	Oui
Ager13	Norvège 2013	ACV de la production d'une batterie détaillée par composant	Primaires : constructeur Miljøbil Grenland. Secondaire : Pete16	Pas de BOM	Non
Rich15	Etats-Unis 2015	Étude de la 2 ^{nde} vie en fonction de différents paramètres	Primaires : Ecoinvent 2.2. Secondaires : Ahma14a/b, Zack10	Détaillée : Argonne National Laboratory BatPac model, 2011	Oui
Unte16	Allemagne 2015	Étude des bénéfices du recyclage pour 3 chimies de batteries	Primaires : Ecoinvent 3 Batterie VRF : source non publiée	BOM pour les 3 chimies Li-Ion, PbA et VRF	Non
Chér17	France 2017-2030	ACV du VE selon divers scénarios de TECV	Primaires : étude FNH, ECV et ACV Renault	Pas de BOM	Oui
Bobb18	Pays-Bas 2016	Vies multiples d'une batterie LMO	Primaires : mesures en laboratoire et démantèlement de la batterie	Pas de BOM	Oui
Yu12	Monde 2012	Comparaison de batteries LMO et Ni-MH en stockage stationnaire	Secondaires : Kushnir et al 2011, Gaines et Nelson 2009	Oui (simplifiées)	Non
Li13	Etats-Unis 2013	Première ACV de batterie Li-Si (nano-tubes)	Primaires : fabricants, GaBi 6	Oui	Non
Arvi18	Suède 2018	ACV du berceau à la porte de l'usine	Primaires : BOM Secondaires : Deng et al 2017 (processus),	Oui (quantités approximatives)	Non

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

Publication	Contexte	Objectif	Sources	Nomenclature ICV	Vies Multiple
Geisler et al 2004 (intrants)					
Ahma14	Canada 2011	Bénéfices environnementaux d'une seconde vie stationnaire	Secondaires : Majeau et al. 2011	BOM non quantifiée. Production Asie de l'Est, LiFePO4/graphite	Oui
Ahma14b	Canada 2011	Efficacité énergétique des batteries en usages multiples	Secondaires : Majeau et al. 2011	BOM non quantifiée. Production Asie de l'Est, LiFePO4/graphite	Oui

3.2. Analyse de cycle de vie d'une batterie ayant des vies multiples

3.2.1 Champ de l'étude

3.2.1.1 Objectif

L'objectif de l'ACV réalisée est de **tester plusieurs méthodes de modélisation des vies multiples en ACV**, suite à l'analyse bibliographique présentée en partie A. Il se décline selon deux grands axes :

- Repérer par la pratique les difficultés spécifiques à la réalisation d'une étude ACV et en particulier à la construction d'un modèle ACV dans le cas de vies multiples : nature des données à mobiliser, disponibilité de ces données, contraintes de modélisation associées à chaque méthode testée
- Mettre en évidence les différences de résultats d'impacts environnementaux provenant de l'utilisation de diverses méthodes de répartition des impacts au cours des multiples vies d'un produit.

Il s'agit donc d'une étude à vocation essentiellement méthodologique. Cela aura une influence sur tous les choix méthodologiques effectués par la suite, qui pourront être multiples afin de multiplier les angles de vue et les explorations, en accord avec l'objectif de l'étude.

3.2.1.2 Système-produit

L'étude porte sur une batterie NMC 811.

Cette batterie est modélisée selon plusieurs scénarios, décrits en paragraphe 3.2.2.

Une analyse de sensibilité a été réalisée sur une batterie LFP et est présentée en Annexe.

Les deux batteries ont une capacité de 24 kWh.

3.2.2 Description des scénarios

3 scénarios de vies multiples sont analysés :

- 1^{ère} vie : VE ; 2^{ème} vie : SSEB ferme solaire
- 1^{ère} vie : VE ; 2^{ème} vie : SSEB foyer (chargement la nuit, restitution le jour)
- 1^{ère} vie : VE ; 2^{ème} vie : SSEB ferme solaire ; 3^{ème} vie : SSEB foyer (chargement la nuit, restitution le jour)
- 1 scénario de référence est construit : 1 vie : VE ; 1 vie : SSEB ferme solaire

3.2.2.1 Scénario A : VE puis SSEB ferme solaire

Lors de sa première vie, la batterie est utilisée dans un véhicule électrique. La durée de cette application est déterminée à 8 ans pour les batteries LFP et NMC jusqu'à une perte de capacité égale à 20%⁵⁷. Dans les deux cas, le véhicule est rechargé tous les 2 jours.

Lors de sa seconde vie, la batterie est utilisée comme SSEB (Système de Stockage de l'Energie sur Batterie) dans une ferme solaire pendant 8 ans pour la batterie NMC et 10 pour la batterie LFP mieux adaptée à cette application.

La fin de la seconde vie est fixée jusqu'à une perte de capacité de 30%⁵⁸. Elle est utilisée de manière intensive avec un cycle de charge et de décharge tous les jours.

Lors de sa deuxième vie, il est considéré qu'elle remplace une batterie neuve LFP – qui aurait été utilisée si aucune batterie d'occasion n'était disponible. Entre la première et la deuxième vie, le BMS (Battery

⁵⁷ L'étude bibliographique montre que la fin de première vie survient lorsque la capacité de la batterie atteint 80% car la performance est alors considérée comme trop faible pour une application en véhicule électrique.

⁵⁸ L'étude bibliographique montre que la fin de deuxième vie intervient généralement lorsque la batterie atteint une capacité de 50%, sa performance étant considérée comme trop faible pour l'application en ferme solaire.

Management System) utilisé en première vie est démonté et arrive en fin de vie. Un nouveau BMS est nécessaire, Il s'agit d'une simplification des opérations préalables à l'installation stationnaire qui repose principalement sur l'hypothèse de non remplacement des cellules, dont l'occurrence des pannes est inconnue.

En fin de deuxième vie, la batterie et le second BMS sont traités en partie par recyclage.

La batterie étudiée se substitue à une batterie neuve lors de sa seconde vie.

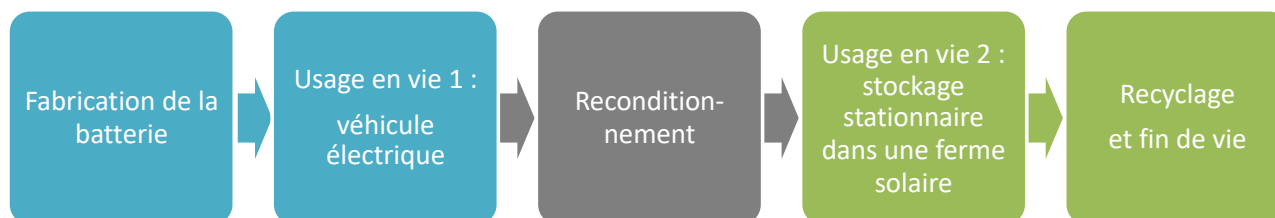


Figure 53 : Schéma du cycle de vies multiples - Scénario A

3.2.2.2 Scénario B : VE puis SSEB bâtiment

Lors de sa première vie, la batterie est utilisée dans un véhicule électrique. La durée de cette application est déterminée à 8 ans pour les batteries LFP et NMC jusqu'à une perte de capacité égale à 20%⁵⁹. Dans les deux cas, le véhicule est rechargé tous les 2 jours.

Lors de sa seconde vie, la batterie est utilisée comme SSEB dans un bâtiment, à destination d'un foyer. La durée de vie pour cette application est de 8 années pour la batterie NMC et 10 pour la batterie LFP mieux adaptée à cette application. La fin de la seconde vie est fixée jusqu'à une perte de capacité de 30%⁶⁰.

Dans cette application, la batterie est utilisée pour stocker de l'électricité en se chargeant la nuit et la restituer le jour.

Lors de sa deuxième vie, il est considéré que la batterie remplace une batterie neuve LFP – qui aurait été utilisée si aucune batterie d'occasion n'était disponible. La batterie de seconde vie possédant une capacité de 80% est plus performante qu'une batterie neuve utilisée pour ce type d'application⁶¹. En effet, la capacité des batteries murales disponibles sur le marché s'étend de 4 kWh à 15,9 kWh.

Entre la première et la deuxième vie, le BMS utilisé en première vie est démonté et arrive en fin de vie. Un nouveau BMS est nécessaire, adapté à la configuration de la nouvelle batterie.

En fin de seconde vie, la batterie et le second BMS sont traités en partie par recyclage.

⁵⁹ L'étude bibliographique montre que la fin de première vie survient lorsque la capacité de la batterie atteint 80% car la performance est alors considérée comme trop faible pour une application en véhicule électrique.

⁶⁰ L'étude bibliographique montre que la fin de deuxième vie intervient généralement lorsque la batterie atteint une capacité de 50%, sa performance étant considérée comme trop faible pour l'application en ferme solaire.

⁶¹ The best Tesla Powerwall alternatives you need to know about. All Home Robotics. 2018. Disponible sur Internet <https://www.allhomerobotics.com/best-tesla-powerwall-alternatives/#Comparison_Chart>.



Figure 54 : Schéma du cycle de vies multiples - Scénario B

3.2.2.3 Scénario C : VE puis SSEB ferme solaire, puis SSEB bâtiment

Ce scénario commence par une première vie de la batterie en véhicule électrique d'une durée de 8 ans pour les batteries LFP et NMC jusqu'à une perte de capacité de 20%.

Ensuite, la batterie passe à une deuxième vie comme SSEB en ferme solaire, pour une durée de vie de 6 et 7 ans respectivement pour les batteries NMC et LFP, jusqu'à une perte de capacité de 20%.

Lors de sa deuxième vie, il est considéré qu'elle remplace une batterie neuve LFP – qui aurait été utilisée si aucune batterie d'occasion n'était disponible.

Enfin, la batterie passe à une troisième vie comme SSEB dans un bâtiment, à destination d'un foyer, pour une durée de vie de 4 et 5 ans respectivement pour les batteries NMC et LFP, jusqu'à une perte de capacité de 20%.

Lors de sa troisième vie, il est considéré que la batterie ne remplace pas une batterie neuve et qu'elle est utilisée pour cette application car sa valeur est faible, ce qui permet à un foyer d'acquérir ce produit à un prix d'opportunité.

À chaque transition entre deux vies, le BMS utilisé pendant la vie précédente arrive en fin de vie et un nouveau BMS est nécessaire à chaque application, adapté à la nouvelle configuration.

En fin de première et deuxième vies, le BMS est traité en partie par recyclage. En fin de troisième vie, la batterie et son dernier BMS sont recyclés en partie.



Figure 55 : Schéma du cycle de vies multiples - Scénario C

3.2.2.4 Scénario de référence : VE et SSEB en vies uniques

Ce scénario reprend le scénario A à la différence que les deux applications successives sont respectivement remplies par une batterie NMC et par une batterie LFP, neuves toutes les deux. Il s'agit donc de deux cycles de vies séparés totalement indépendants. Les impacts d'une troisième vie indépendante sont également évalués.

La partie VE comprend la production, l'utilisation et la fin de vie de la batterie NMC.

La seconde partie en SSEB contient la production de la batterie LFP et sa fin de vie.

Pour les vies 1 et 2, les mêmes variables que pour le scénario A sont utilisées. Pour la vie 3, les variables du scénario C sont appliquées.

Ce scénario n'a pas de vies multiples et permet ainsi d'évaluer la pertinence des vies multiples. Pour les besoins de l'analyse, il est modélisé uniquement selon la méthode des impacts évités (cf §3.2.4).



Figure 56 : Schéma du cycle de vie - Scénario de référence

3.2.2.5 Unité fonctionnelle

Etant donnée la multiplicité des scénarios étudiés, différentes unités fonctionnelles pourraient être considérées, selon le point de vue retenu et l'objectif recherché.

L'unité fonctionnelle est définie en s'appuyant sur la bibliographie et notamment sur les travaux de la Commission Européenne dans le cadre du PEF pour les batteries et accumulateurs.

Nous proposons de considérer l'unité fonctionnelle suivante, qui convient pour les différents scénarios :

« Stocker de l'énergie pour fournir 1 kWh d'énergie électrique. »

Selon les scénarios et les explorations menées, il pourra s'agir d'un kilowatt.heure pour automobile, pour application stationnaire – ferme ou domicile – en encore un mix des deux.

3.2.2.6 Flux de référence

Le flux de référence est défini comme la quantité de batterie nécessaire pour assurer le service défini par l'unité fonctionnelle. Il est donc différent en fonction du type de batterie et du scénario analysé.

3.2.2.7 Méthodes de répartition des impacts entre les vies

Suite à l'analyse bibliographique menée en partie A, trois méthodes de répartition des impacts entre les vies sont utilisées dans le cadre de l'étude :

- Substitution par extension des frontières du système,
- Allocation selon la fonctionnalité intégrée,
- Allocation/substitution selon la Circular Footprint Formula.

3.2.2.8 Méthode A : Substitution par extension des frontières du système

Les frontières du système sont étendues pour ramener par le calcul (par soustraction) le système à une vie unique.

Pour appliquer cette méthode, il est nécessaire de choisir un point de vue.

Le point de vue retenu ici est celui du secteur automobile : la batterie est spécifiquement produite pour répondre aux caractéristiques de sa première application – dans un véhicule électrique – et elle est ensuite utilisée pour une ou deux autres applications, où elle se substitue à une batterie neuve pour cette deuxième ou troisième application.

Nous appréhendons donc globalement l'ensemble du cycle des vies multiples – ce système étant multifonctionnel : usage automobile plus usage stationnaire – et nous retranchons une application stationnaire « de référence » pour nous ramener à une unique fonction, l'application automobile de la batterie.

Dans cette méthode, les impacts de la batterie neuve « théorique » substituée en vies 2 et 3 sont retranchés aux impacts du cycle de vie étendu étudié.

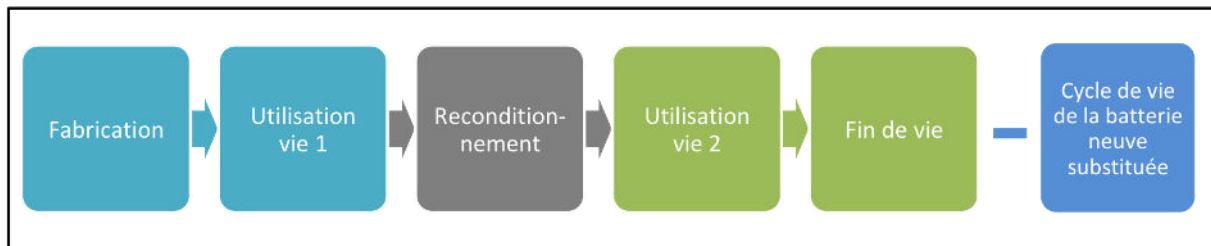


Figure 57 : Méthode des impacts évités

Nota bene : il serait possible de choisir un autre point de vue, et de modéliser différemment le système : l'appréhender toujours globalement mais soustraire non pas le cycle de vie de la batterie substituée en seconde vie, mais celui de la batterie utilisée en première vie, avec une fin de vie classique (recyclage).

3.2.2.9 Méthode B : Allocation selon la fonctionnalité intégrée

Dans cette méthode, les impacts des étapes considérées comme communes à plusieurs vies sont alloués à chacune des vies prenant en compte la fonctionnalité du produit au cours des vies ainsi que la durée d'utilisation pendant chaque vie. La fonctionnalité est traduite par le produit des facteurs suivants :

- quantité d'énergie délivrée pendant la durée d'utilisation de la vie étudiée,
- différence entre la capacité moyenne de la batterie sur la vie considérée et sa capacité en fin de vie.

À chaque vie sont attribués les impacts de sa phase d'utilisation, puis les impacts des phases communes – fabrication, reconditionnement, fin de vie – sont répartis selon des coefficients calculés à partir des facteurs cités précédemment.

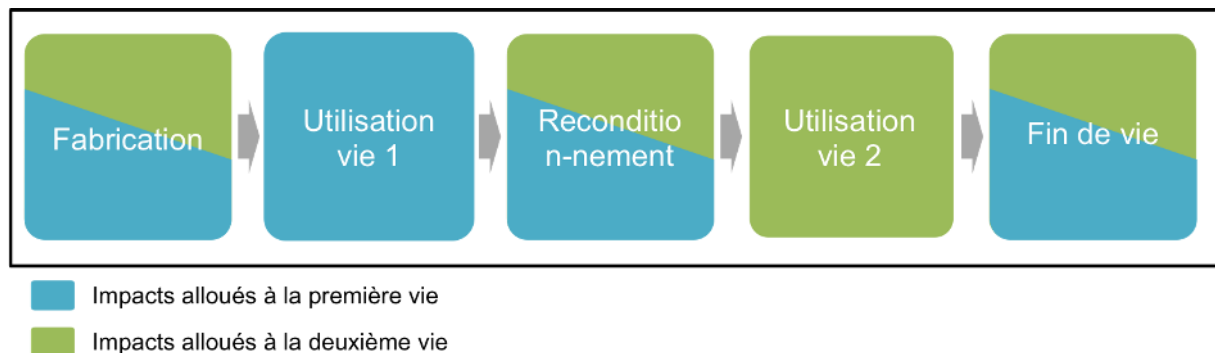
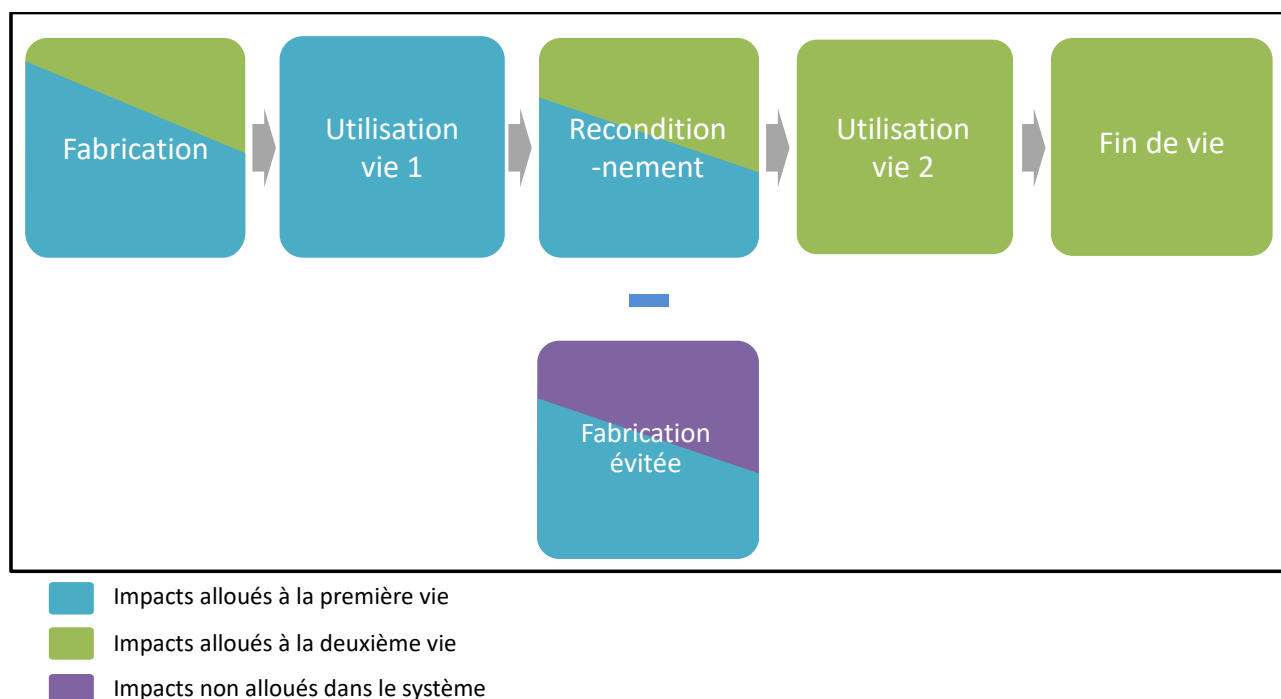


Figure 58 : Méthode d'allocation selon la fonctionnalité intégrée

3.2.2.10 Méthode C : Allocation /substitution selon la « Circular Footprint Formula »

La méthode d'allocation des impacts de fin de vie développée par la Commission Européenne dans le cadre du programme PEF est utilisée pour répartir les impacts entre les 2 ou 3 vies des batteries analysées en considérant la réutilisation d'un produit entier entre les différentes vies.

La CFF est détaillée davantage dans la partie A en section 2.3.2.5.



3.2.2.11 Méthodes d'allocation de fin de vie

Nous avons sélectionné deux méthodes pour modéliser le recyclage en fin de vie, de façon à assurer une cohérence avec les méthodes de modélisation des vies multiples :

- Pour la méthode de substitution par extension des frontières des systèmes, nous avons retenu la méthode des impacts évités ;
- Pour les autres méthodes, nous avons retenu la méthode du PEF « Circular Footprint Formula », ou CFF.

3.2.2.12 Frontières du système

Pour chaque système, seule la batterie elle-même est étudiée. Le but de l'étude étant d'explorer et de comparer des méthodes de répartition des impacts, les éléments externes à la batterie et similaires pour les différents scénarios ne sont pas pris en compte. Ainsi, le(s) chargeur(s) et les infrastructures nécessaires au fonctionnement de la batterie sont écartés de l'étude.

Par ailleurs, dans un souci de simplification et en accord avec le cahier des charges, les étapes considérées comme moins impactantes – transport, emballage – sont exclues des systèmes d'étude.

Dans les scénarios 1, 2 et 3, lors de sa seconde vie, la batterie étudiée se substitue à une batterie neuve. Celle-ci repose sur un modèle de base ayant une capacité de 24 kWh. Elle est ensuite dimensionnée proportionnellement, de façon à ce que la restitution d'énergie soit équivalente à celle de la batterie en seconde vie. Cela signifie qu'hormis la différence de rendement entre la batterie réutilisée et la batterie neuve, les consommations d'électricité sont identiques. La majeure partie de la production d'électricité en phase d'usage en vies 2 et 3 peut donc être exclue du système. Nous conservons seulement la consommation d'électricité relative aux pertes additionnelles de la batterie en seconde vie par rapport à la batterie neuve.

Cependant, lorsque l'application considérée est une ferme solaire, nous pouvons considérer que la production de l'électricité nécessaire pour compenser ces pertes additionnelles n'occasionne pas d'impacts supplémentaires, et résulte seulement en une plus longue durée d'ensoleillement – cette hypothèse est valable sous condition que la durée d'ensoleillement ne soit pas un facteur limitant pour la recharge des batteries ; si tel était le cas, alors il faudrait modéliser le cycle de vie des panneaux solaires additionnels nécessaires, ce qui dépasserait le cadre de cette étude.

Lorsque l'application considérée est un stockage domestique jour/nuit, nous modélisons pour la phase d'usage seulement la consommation additionnelle, selon un mix de production nocturne d'électricité.

3.2.2.13 Catégories d'impacts et indicateurs

Pour sélectionner les indicateurs d'impacts, nous nous appuyons :

- d'une part sur les meilleures pratiques actuelles en ACV,
- d'autre part sur les spécificités de cette étude, qui tiennent à deux facteurs : la modélisation des vies multiples et le secteur des batteries.

Concernant les meilleures pratiques actuelles en ACV, nous sélectionnerons les indicateurs parmi ceux les plus utilisés, et recommandés par l'ILCD, ainsi que les recommandations des lignes directrices des PEF *Category Rules*.

Les vies multiples ont-elles une influence sur les catégories et indicateurs d'impacts à considérer ?

Par rapport à une vie unique, le changement majeur concerne la réduction des consommations de ressources et des déchets, dont le même volume s'applique maintenant à deux voire trois ou plus cycles de vie. Il est donc pertinent de retenir des indicateurs associés à ces impacts, de façon à bien capter l'évolution. Les catégories d'impact à retenir en priorité pour cette étude seraient donc :

- Les catégories de consommation de ressources : nous retiendrons les indicateurs *Abiotic Depletion Potential Fossil* et *Abiotic Depletion Potential Elements*, de façon à distinguer les ressources minérales, importantes
- L'occupation d'espace pour le stockage de déchets.

Il se trouve que ce dernier indicateur n'est pas considéré en priorité dans les études ACV, nous ne le retiendrons donc pas. Nous pourrions approcher la quantité de déchets en suivant le flux « déchets ultimes ».

Quels sont les indicateurs à retenir en priorité pour les études ACV de batteries ?

La fabrication des batteries mobilise fréquemment des ressources minérales, dont certaines sont critiques : Cobalt, Nickel, Manganèse par exemple pour les batteries Li-ion NMC.

Par ailleurs, les métaux mis en œuvre dans les batteries ont généralement un effet sur la toxicité et l'éco-toxicité. Bien que les indicateurs associés à ces catégories soient classés parmi les plus incertains par l'ILCD, il nous semble important d'en retenir au moins un pour rendre compte de l'impact toxique potentiel.

Enfin, dans tous les scénarios considérés dans cette étude, la première utilisation des batteries concerne une application automobile. Il est donc pertinent de retenir les catégories et indicateurs d'impact privilégiés par les constructeurs de l'ACEA (Association des Constructeurs Européens d'Automobiles). L'ACEA préconise de présenter les résultats d'ACV selon les 6 catégories d'impact suivantes :

- Changement climatique
- Acidification
- Eutrophisation
- Smog photochimique
- Epuisement des ressources fossiles
- Epuisement des ressources minérales

En combinant tous ces éléments, nous proposons d'évaluer les résultats de l'ACV selon les 8 indicateurs suivants, calculés selon la méthode CML 2015.

Tableau 20 : Choix des catégories d'impacts et indicateurs

Catégorie d'impact	Indicateur	Unité	Robustesse (selon ILCD)
Épuisement des ressources minérales	CML 2015, Abiotic Depletion (ADP fossil)	kg Sb équivalent	III
Acidification	CML 2015, Acidification Potential (AP)	kg SO ₂ équivalent	II
Eutrophisation	CML 2015, Eutrophication Potential (EP)	kg P équivalent	II
Changement climatique	CML 2015, Global Warming Potential (GWP 100 years)	kg CO ₂ équivalent	I
Formation d'ozone photochimique	CML 2015, Photochemical. Ozone Creation Potential (POCP)	kg C ₂ H ₄ équivalent	II
Écotoxicité d'eau douce	CML 2015, Fresh water aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB équivalent	III/interim
Consommation d'énergie non renouvelable	Cumulative Energy Demand (ecoinvent 2.0, PRé Consultants)	MJ	N.A.
Consommation d'énergie renouvelable	Cumulative Energy Demand (ecoinvent 2.0, PRé Consultants)	MJ	N.A.

La méthode de calcul utilisée pour quantifier la consommation d'énergie primaire détaille les sous-catégories suivantes : énergie renouvelable (eau, solaire, éolien, géothermique et biomasse) et énergie non-renouvelable (fossile, nucléaire et biomasse non renouvelable).

Nota bene : comme le montre le tableau ci-dessus, l'indicateur d'épuisement des ressources minérales est peu robuste. Des travaux sont en cours pour l'améliorer. Une piste consiste à distinguer et évaluer les stocks de ressources immobilisées, dispersées et disponibles.

Ainsi, dans le cadre de cette étude, un approfondissement sur les stocks de métaux immobilisés pour la production et la vie des batteries est réalisé au niveau mondial. Cette analyse est proposée plus loin dans ce rapport.

3.2.2.14 Données

Les données sources ayant permis de constituer les nomenclatures de matériaux proviennent essentiellement de la littérature.

La base de données Ecoinvent 3.4 est utilisée comme source d'ICV pour la modélisation. Les procédés « market for » sont généralement utilisés afin de parvenir à une meilleure représentativité d'une matière ou d'un procédé sur un marché spécifique.

Pour la fin de vie des batteries, dans tous les scénarios étudiés, les données du PEFCR⁶² sur les batteries et accumulateurs sont utilisées.

⁶² RECHARGE. PEFCR for High Specific Energy Rechargeable Batteries for Mobile Applications. February 2018.

3.2.2.15 *Représentativité géographique*

Les données globales « GLO » sont généralement utilisées pour modéliser les matières premières constituant les batteries. Les données de l'électricité française sont employées en phase d'utilisation des batteries pour traduire des scénarios à l'échelle nationale, tel que la consommation d'électricité dans un foyer.

3.2.2.16 *Représentativité technologique*

Les données utilisées représentent des matériaux et technologies les plus approchants de ceux intervenant dans le cycle de vie des batteries étudiées.

3.2.2.17 *Représentativité temporelle*

Les données utilisées ont été produites ou mises à jour il y a moins de 10 ans.

3.2.2.18 *Logiciel*

La modélisation est réalisée sur le logiciel Simapro 8.5.

3.2.2.19 *Hypothèses et limites*

Les limites rencontrées en amont de l'étude sont essentiellement liées au manque de données disponibles et à l'incertitude de celles utilisées, notamment pour la composition des cathodes des cellules. En effet, très peu de sources originales sont disponibles dans la littérature, la plupart des publications s'appuyant sur un nombre très réduit de BOM peu détaillées.

Par ailleurs, il existe à l'heure actuelle de nombreux cas théoriques de réutilisation et de recyclage des batteries, quelques cas pratiques et tests, mais aucun cas à grande échelle.

Parmi les cas tests de réemploi des batteries, certains industriels commencent à récupérer les batteries de VE pour les réutiliser dans des applications stationnaires - en ferme solaire, en station de recharge rapide, dans des tours de bureaux, etc. Ces projets étant récents, très peu d'information est communiquée, ainsi peu de données sont disponibles dans la littérature. Nous savons néanmoins que techniquement une batterie destinée à la réutilisation peut être désassemblée au niveau cellule, module ou pack, avant sa seconde vie. Les impacts de reconditionnement peuvent alors varier de manière importante en fonction du type de désassemblage choisi. Ce choix de reconditionnement peut avoir une influence non négligeable sur la deuxième vie de la batterie : lorsqu'elle est démantelée jusqu'aux cellules, celles présentant des défaillances peuvent être écartées avant de ré-assembler une nouvelle batterie. Cela influence la première fin de vie de la batterie. L'absence de clarté parmi les possibilités de reconditionnement permet difficilement de constituer des scénarios crédibles.

3.2.2.20 *Contrainte temporelle de charge/décharge*

Les applications stationnaires sont établies indépendamment du facteur temps. La charge et la décharge sont supposées quotidiennes sans contraintes. Or la charge d'une batterie via une installation solaire photovoltaïque est tributaire de l'intermittence de l'ensoleillement. Il est donc admis que la batterie se trouve dans des conditions favorables d'ensoleillement permettant une charge totale à pleine capacité au cours de la journée.

Quant aux scénarios d'autoconsommation (scénarios B et C), il est admis que la charge est effectuée la nuit lorsque le tarif de l'électricité est plus bas. L'électricité est ensuite restituée sur une période où l'électricité coûte plus chère au consommateur.

3.2.2.21 Perte de capacité

L'usure de la batterie se caractérise principalement par la diminution de sa capacité de charge. Une batterie neuve délivrant 24 kWh perdra jusqu'à 20 % de sa capacité de charge pendant sa première vie automobile. Elle ne délivre alors pas plus de 19,2 kWh d'énergie par cycle en seconde vie.

Les lois de dégradation trouvées dans la littérature et permettant de définir le nombre de cycles et d'années d'utilisation pour atteindre une certaine perte de capacité (20 % en première vie automobile) ne sont pas concluantes pour construire un modèle réaliste.

Il a donc été décidé de fixer une durée de vie en années, d'après la garantie du constructeur, et un taux d'utilisation, en nombre de cycles par jour, pour établir les paramètres d'utilisation de la batterie (énergie délivrée, nombre de cycles). Les variables « durée de vie », « nombre de cycles par jour » et « perte de capacité durant la vie » influencent directement le taux de perte de capacité par cycle.

3.2.2.22 Rendement

L'étude bibliographique a permis d'estimer le rendement des batteries.

- Le rendement d'une batterie LFP neuve est d'environ 80 % à 85 % (Konstantinos et al, 2013 ; Ahmadi et al, 2015).
- Le rendement d'une batterie NMC neuve est d'environ 90 % à 96 % (Matheys et al, 2005 ; Ellingsen et al, 2013).

Bien que la perte de rendement au cours de l'utilisation soit envisagée par certains auteurs, nous n'avons pas trouvé de données exploitables pour justifier de l'évolution du rendement des batteries NMC au cours du temps.

Pour les batteries LFP, une perte de 10 % est indiquée.

3.2.2.23 Défaillance des cellules

Le taux de défaillance des cellules n'est pas pris en compte dans les scénarios de référence modélisés. Trop peu de données exploitables sont disponibles dans les rapports. L'étude Olofsson et al, 2013 propose des probabilités de panne des cellules sans pour autant indiquer quelle probabilité traduit la réalité. Les valeurs exprimées sont la défaillance d'une cellule pour 100 à 1 000 000 d'unités en fin de vie. Ahmadi et al, 2014b suggère des taux de défaillance égaux. Cependant, aucune source n'appuie ces données par des essais ou des observations pratiques. Sachant que la batterie que nous modélisons contient 192 cellules, un taux de défaillance en utilisation moyenne de 0,01 %, soit 1 cellule pour 10 000, n'est pas significatif. L'auteur montre qu'un tel taux de défaillance affecte la capacité de charge de l'ordre de 0,002 %.

Bien que le remplacement des cellules puisse être nécessaire lors du reconditionnement pour les vies ultérieures, il n'est actuellement pas possible de le définir de façon fiable.

3.2.2.24 Fin de vie par métal

Concernant la fin de dernière vie de la batterie, parmi les techniques de traitement existant, deux sont utilisées industriellement et sont parfois complémentaires : la pyrométallurgie et l'hydrométallurgie.

La pyrométallurgie permet notamment de récupérer le cobalt et le nickel à un grade qui ne permet leur réutilisation que dans des applications différentes à la batterie.

L'hydrométallurgie, utilisée à la suite de la pyrométallurgie, permet d'affiner davantage les métaux afin d'obtenir notamment du cobalt pur qui pourrait être réutilisé dans des batteries. Ce procédé initialement non dédié aux piles et batteries est utilisé depuis de nombreuses années, notamment par les entreprises Umicore - Belgique - et Nickelhütte - Allemagne.

Un procédé plus récent d'hydrométallurgie est lui spécifiquement utilisé pour les piles et batteries - sans besoin initial de pyrométallurgie -, et permet de récupérer des matières à un grade élevé.

Ici encore, peu de données sont disponibles concernant ces modes de traitement. Nous nous appuyons donc sur les données du PEFCE pour les batteries qui précise les quantités d'intrants nécessaires au recyclage

des cellules par pyroméallurgie puis hydroméallurgie. Le document précise aussi la quantité de matières valorisables récupérées à l'issue du traitement. Cela nous permet de calculer les quantités collectées suite au traitement d'une batterie entière. Ensuite, des coefficients spécifiques à plusieurs métaux et plastiques – fournis par le programme PEF pour certaines catégories de produits – sont utilisés afin d'appliquer la méthode CFF. La plupart de ces coefficients proviennent du PEFCR dédié aux équipements de télécommunication.

3.2.2.25 Modélisation des étapes de transport

D'après l'étude bibliographique de la partie A, peu de publications incluent les étapes de transport : Cicc12, Ager13, Rich15 et Chér17. Seule l'étude Rich15 détaille les paramètres de transport. La nomenclature montre que le transport a lieu en Europe (procédés RER). La production des cellules est complétée par deux étapes de transport :

- Ferroviaire : 800 km
- Routier (>16 tonnes) : 150 km.

En fin de vie, les matériaux à traiter sont transportés par voie routière :

- Pack : 50 km
- Cellules, BMS : 500 km.

La portée méthodologique de l'étude et les scénarios envisagés sont indépendants de ces étapes de transport. Il s'agit d'un invariant dans la modélisation ACV. Le modèle a été simplifié et ne contient pas d'étapes de transport intermédiaires entre le lieu de production, l'utilisateur et le site de traitement en fin de vie.

3.2.2.26 Installation stationnaire

En première approche, il était envisagé de modéliser l'équipement d'installation de la batterie reconditionnée. En plus du nouveau système de gestion électronique, une boîte protectrice en acier protégerait l'ensemble de la batterie. Cette hypothèse est inspirée d'Ellingsen et al, 2014, par ailleurs reprise par Bobba et al, 2018. Or une boîte est déjà utilisée pour l'implantation dans l'automobile comme le montre la maquette de la Nissan LEAF ci-dessous⁶³.



Figure 60 : Maquette d'implantation du pack NMC dans une Nissan LEAF

Il semble donc que la boîte ait un couvercle en plastique et la base potentiellement en métal. Notre nomenclature ne montrant pas de plastique à l'échelle du pack, il apparaît une incertitude sur la modélisation de la batterie dans son ensemble. Finalement, nous excluons tout équipement lié à l'installation en stationnaire afin de conserver la symétrie des assemblages entre chaque vie. Seuls les cellules, modules, packs et BMS sont modélisés, mais pas le casing – boîte contenant l'ensemble des composants actifs.

⁶³ <http://jeffcars.blogspot.com/2011/02/2011-nissan-leaf-behind-wheel-of-our.html>

3.2.3 Inventaire de cycle de vie

3.2.3.1 Fabrication

Les 3 scénarios reposent sur les mêmes données de composition des batteries. Les nomenclatures des matériaux utilisées s'appuient sur la revue de la bibliographie et plus particulièrement sur les études réalisées par Majeau-Bettez (2011), Sullivan (2012), Richa (2015), Dai (2017 et Zackrisson (2010 et 2017) pour la batterie NMC, et sur les études de Zackrisson (2010), Richa (2015) et Dai (2017) pour la batterie LFP.

Ces nomenclatures incluent les matériaux composant les cellules, le BMS, les modules et le pack, ainsi que l'énergie nécessaire à la fabrication de la batterie. Les données disponibles dans la littérature ne détaillent généralement pas la composition des électrodes.

Seule la publication de Dai et al (2017) apportait ces informations pour les cellules NMC811.

Pour les cellules LFP, nous avons effectué un calcul stœchiométrique.

Dans les 2 cas, en accord avec la publication de Dai et al (2017), nous avons appliqué un taux d'efficacité de production des cellules de 85%.

i. Batterie NMC

Le tableau suivant décrit la composition des cellules NMC. À noter que la description de la cathode inclut tous les intrants de production

Tableau 21 : Nomenclature de la cellule - Batterie NMC

Composant	Matériau	Masse (g)	Masse (%)
Cathode	Cathode NMC811	286,7	35,8%
	NiSO ₄	429,1	
	MnSO ₄	53,6	
	CoSO ₄	52,2	
	NaOH	235,6	
	NH ₄ OH	22,0	
	Li ₂ CO ₃	114,7	
	O ₂	23,8	
	Autres	56,3	
	Styrène butadiène	11,3	1,4%
	Noir de carbone	5,7	0,7%
	Aluminium	39,3	4,9%
Anode	Anode	308,9	
	Graphite	169	17%
	Copper	46	5%
	PVDF	21	2%

Séparateur	Polypropylène	17,3	2,2%
Électrolyte	LiPF₆ en solution	125,6	
	LiPF ₆	13,8	1,7%
	Carbonate d'éthylène	60,3	7,5%
	Carbonate de diméthyle	49	6,1%
	Carbonate de vinylène	2,5	0,3 %
Emballage	Aluminium	7	1%
	Polypropylène	5	1%
Total (par cellule)		798	100 %

Remarque : En l'absence d'un procédé de fabrication sur Ecoinvent, le carbonate de vinyle n'est pas modélisé ultérieurement sur Simapro.

Le reste de la batterie contient les composants du module et du pack.

Tableau 22 : Nomenclature du pack - Batterie NMC

Composants		Matériau	Masse (kg)
Module	Enveloppe	Aluminium	24
	Branchements	Cuivre	4
	Interconnexion	Cuivre	2
	Plaques conductrices	Aluminium	36
Pack	Enveloppe	Aluminium	26
	Isolation	Fibre de verre	28
	Plaques de compression et bandes de maintien	Acier	10
	Interconnexion	Cuivre	6
Total			136

Choix des procédés

Nickel :

En croisant les bases de données nous trouvons plusieurs procédés pouvant correspondre à la production des métaux composant la cathode de la batterie NMC. Certains procédés représentent la production depuis l'extraction du minerai jusqu'au métal ou jusqu'à un alliage de métal. Certains procédés ne représentent qu'une partie de cette chaîne d'étapes.

Parmi les bases de données Ecoinvent, GaBi et ELCD, seules les deux premières possèdent des procédés de nickel, manganèse et cobalt. Le tableau suivant liste les procédés trouvés dans celles-ci pour le nickel.

Tableau 23 : procédés de production de nickel disponibles dans les bases ecoinvent 3.4 et GaBi

Nom du procédé	Base de données	Matière	Alliage	Teneur en nickel	Du minerais au nickel	Coproducts	Est un coproduit de
Ferronickel production, 25% Ni (GLO)	Ecoinvent	Ferronickel	oui	25%	oui		
Nickel mine operation, sulfidic ore (GLO)	Ecoinvent	Nickel	non	99,5%	?	Cuivre : 0,515 kg / kg de nickel	
Platinum group metal mine operation, ore with high palladium content (RU)	Ecoinvent	Nickel	non	99,5%	oui		Palladium : 0,73 kg pour 2310 kg de nickel
Platinum group metal mine operation, ore with high rhodium content (ZA)	Ecoinvent	Nickel	non	99,5%	oui		Rhodium : 0,039 kg pour 147 kg de nickel
Smelting and refining of nickel ore (GLO)	Ecoinvent	Nickel	non	99,5%	oui		Cuivre : 0,243 kg pour 1 kg de nickel
Ferro nickel (29%) ; mining, separation, electric arc furnace; production mix, at plant; 29 % nickel (GLO)	GaBi	Ferronickel	oui	29%	oui		
Nickel mix; technology mix; production mix, at plant; 99.9% Ni (GLO)	GaBi	Nickel	non	99,9%	oui	Cobalt et autres métaux précieux, acide sulfurique	

On note que dans certains cas, la production de nickel engendre des co-produits, et dans d'autres cas il est considéré comme le co-produit de la production d'un autre métal.

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

Manganèse :

Comme pour le nickel, plusieurs procédés sont disponibles dans les bases Ecoinvent et GaBi. Dans la plupart des cas, la production de manganèse en tant que coproduit n'est pas spécifiée, sauf pour 2 procédés de la base Ecoinvent. Les procédés disponibles sont affichés dans le tableau suivant :

Nom du procédé	Base de données	Matière	Alliage	Teneur en manganèse	Du minerai au manganèse	Coproduits	Est un coproduit de
Ferromanganese production, high-coal, 74,5% Mn (RER)	Ecoinvent	Ferromanganèse, haute teneur en carbone	oui	74,5%	?		
Manganese concentrate production (GLO)	Ecoinvent	Manganèse	non	?	?		
Manganese dioxide production (GLO)	Ecoinvent	Dioxyde de manganèse	non	?	oui	Sulfate de manganèse	
Manganese dioxide production (GLO)	Ecoinvent	Sulfate de manganèse	non	?	oui		Dioxyde de manganèse
Manganese production (RER)	Ecoinvent	Manganèse	non	?	non		
Manganese sulfate production (GLO)	Ecoinvent	Sulfate de manganèse (II)	non	?	non		
Manganese (III) oxide production (CN)	Ecoinvent	Oxyde de manganèse (III)	non	?	non		
Electrolytic manganese dioxide (EMD, MnO ₂) using selenium; from manganese ore; production mix, at plant; 5.03 g/cm ³ , 86.94 g/mol (en) (CN)	GaBi	Dioxyde de manganèse	non	?	oui		
Electrolytic manganese dioxide (EMD, MnO ₂) using selenium; from manganese ore; production mix, at plant; 5.03 g/cm ³ , 86.94 g/mol (en) (ZA)	GaBi	Dioxyde de manganèse	non	?	oui		
Manganese; mining, beneficiation, electrolysis; production mix, at plant; 99,9% concentrated (en) (ZA)	GaBi	Manganèse	non	99,90%	oui		
Electrolytic manganese dioxide (EMD, MnO ₂) using SO ₂ ; from manganese ore; production mix, at plant; 5.03 g/cm ³ , 86.94 g/mol (en) (CN)	GaBi	Dioxyde de manganèse	non	?	oui		
Ferro-manganese, high-carbon (HC FeMn), 74 to 82 wt. % Mn, up to 7.5 wt % carbon; primary production; production mix, at plant; 74 to 82 wt. % Mn, up to 7.5 wt % carbon (en)	GaBi	Ferromanganèse, haute teneur en carbone	non	74 à 82%	oui		
Manganese sulphate (estimation); manganese dissolved in sulphuric acid; single route, at plant; 3.25 g/cm ³ , 151.00 g/mol (en) (DE)	GaBi	Sulfate de manganèse	non	?	oui		

Cobalt :

La base de données Ecoinvent fournit uniquement un procédé global de production de cobalt primaire. Le mode de production est un « proxy » du nickel de classe I, aussi utilisé dans les cellules. En effet, le cobalt est un co-produit d'autres minerais (cuivre, nickel). Or le nickel est lui-même un co-produit de l'extraction cuivre ou du fer. Le mode de production auquel le proxy fait appel n'est pas détaillé dans la base de données.

Du point de vue de la transformation, les composés entrant sont des oxydes de cobalt : 50 % CoO et 50 % Co₃O₄. Le rendement de transformation est de 80 %. Du point de vue de la représentativité, la description du procédé ne précise ni la méthode d'échantillonnage ni les zones géographiques considérées. Le cobalt provient majoritairement du Congo. Des données primaires dispersées sur le globe peuvent donc fortement différer d'une approche en volume qui caractérise la production au Congo.

ii. Batterie LFP

Le tableau suivant décrit la composition des cellules LFP. À noter que la description de la cathode inclut tous les intrants de production

Tableau 24 : Nomenclature de la cellule - Batterie LFP

Composant	Matériau	Masse (g)	Masse (%)
Cathode	Cathode LiFePO₄	422	45%
	LiOH	75	
	H ₃ PO ₄	308	
	FeSO ₄	478	
	Autres	74	
	Aluminium	19	2%
	Noir de carbone	27	3%
	Fluor de polyvinylidène (PVDF)	28	3%
Anode	Anode	308,9	27%
	Cuivre	178	18%
	Carbone Graphite	125,7	5%
	PVDF	5,2	2%
Séparateur	Polypropylène	9	1%
	Polyéthylène	9	1%
Électrolyte	Éthylène glycol- diméthyle éther	157	17%
	LiCl	28	3%
Emballage	Aluminium	7	1%
	Polypropylène	5	1%
Total (par cellule)		947	100 %

Le reste de la batterie LFP contient les composants du module et du pack.

Tableau 25 : Nomenclature du pack – Batterie LFP

Composants		Matériau	Masse (kg)
Module	Enveloppe	Aluminium	33,5
	Branchements	Cuivre	6,4
	Interconnexion	Cuivre	3,4
	Plaques conductrices	Aluminium	50,4
Pack	Enveloppe	Aluminium	36,6
	Isolation	Fibre de verre	38,6
	Plaques de compression et bandes de maintien	Acier	14,3
	Interconnexion	Cuivre	8,2
Total			191,5

Quant au système de gestion de la batterie (BMS), nous supposons un équipement identique pour les deux batteries. D'après Majeau Bettez et al, 2010, les proportions des trois principaux éléments sont estimées.

Tableau 26 : Nomenclature du système de gestion – Batteries NMC et LFP

Composant	Masse (kg)	Masse (%)
Circuit imprimé	0,48	10 %
Cuivre	2,40	50 %
Acier	1,91	40 %
Total	4,8	100 %

3.2.3.2 Utilisation

i. Calcul de la consommation des batteries

Les quantités d'énergie consommées par les batteries en phase d'utilisation sont calculées à partir de leur capacité, de la profondeur de décharge par cycle, du nombre de cycles et de l'efficacité énergétique (ou rendement) de la batterie.

$$Q_i = N_{i,cycles} * C_{NOM} * C_{i,moy\%} * \frac{DoD_{\%}}{\eta_i}$$

- Q_i , en kWh, est la quantité d'énergie consommée en vie i
- C_{NOM} , en kWh, est la capacité nominale de la batterie
- $C_{i,moy\%}$, en %, est la capacité de charge moyenne restante en vie i

- DoD, en %, est la profondeur de décharge (80 %)
- η_i est le rendement énergétique en vie i.

À noter que nous divisons par le rendement car nous modélisons une énergie consommée. Celle-ci doit donc intégrer les pertes ultérieures jusqu'à l'énergie délivrée.

Tableau 27 : Consommation d'énergie (kWh) – Scénarios A et B (2 vies)

N° vie	NMC	LFP
1	28 032	28 032
2	48 872	53 591
Total	76 904	81 623

Tableau 28 : Consommation d'énergie (kWh) – Scénario C (3 vies)

N° vie	NMC	LFP
1	28 032	28 032
2	34 628	40 399
3	17 520	21 900
Total	80 180	90 331

ii. Modélisation de la consommation d'électricité

La phase d'utilisation dans une ferme solaire en seconde vie du scénario A et deuxième vie du scénario C consiste en du stockage d'énergie photovoltaïque. Le système de production d'énergie étant exclu du périmètre, l'étape d'utilisation 2 est « vide ». Les allocations en fonction des méthodes et le reconditionnement contribuent aux impacts en vie 2.

Les scénarios B et C ont respectivement une seconde et une troisième vie en installation stationnaire dans un foyer. L'utilisateur charge la batterie aux heures auxquelles il dispose d'une offre préférentielle sur le marché. Il peut ensuite la décharger sur une autre période où le tarif est moins avantageux. D'après les informations ENGIE, la période où le marché est préférentiel pour le consommateur est le plus couramment de 22h à 6h⁶⁴. Nous supposons que cette période est invariante au cours de l'année. Les mix électriques moyens obtenus sont présentés dans le tableau ci-dessous. D'un point de vue ACV, nous devons donc modéliser deux types de consommation d'électricité.

D'après le rapport prévisionnel RTE de 2016⁶⁵, cette stratégie de charge optimale en fonction du marché est pertinente pour les batteries de voitures installées dans une *smart grid*. Nous nous appuyons sur les données de consommation en France entre 2014 et 2017 de RTE disponibles en ligne⁶⁶.

Ce sont des mesures de puissance toutes les demi-heures sur une année. Nous en déduisons une consommation d'énergie moyenne sur chaque intervalle de la journée et pour chaque source d'énergie primaire. Les échanges d'énergie avec d'autres pays sont exclus. La production à partir de bioénergies est comptabilisée avec le gaz naturel dans la mesure où la base de données Ecoinvent ne propose pas ce

⁶⁴ <https://particuliers.engie.fr/assistance-client/questions-reponses/offres-et-tarifs/offres/heures-pleines-heures-creuses.html>

⁶⁵ https://www.rte-france.com/sites/default/files/bp2016_complet_vf.pdf

⁶⁶ <https://www.rte-france.com/fr/eco2mix/eco2mix-telechargement>

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

procédé. Au total, nous obtenons une consommation annuelle d'environ 500 TWh, cohérente avec les chiffres d'EDF⁶⁷.

Tableau 29 : Répartition de la consommation d'électricité en France par source d'énergie primaire – 2014-2017

	2014		2015		2016		2017	
	Tarif bas (nuit)	Tarif haut (jour)	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour
Fioul	0,4%	0,4%	0,5%	0,5%	0,3%	0,3%	0,6%	0,7%
Charbon	1,3%	1,7%	1,4%	1,7%	1,3%	1,4%	1,7%	1,9%
Gaz	3,8%	4,2%	4,9%	5,8%	7,8%	8,6%	9,1%	9,4%
Nucléaire	79,9%	76,0%	79,5%	75,1%	75,6%	71,0%	75,0%	70,4%
Eolien	3,5%	3,0%	4,2%	3,7%	4,3%	3,8%	5,0%	4,4%
Solaire	0%	1,6%	0%	2,0%	0%	2,3%	0%	2,5%
Hydraulique	11,2%	13,1%	9,5%	11,3%	10,8%	12,5%	8,6%	10,7%

Le mix moyen est donc relativement stable sur cette période. Nous considérons donc une répartition moyenne sur cette période :

Tableau 30 : Mix électrique français moyen modélisé

Source d'énergie	Nuit	Jour
Fioul	0,5%	0,5%
Charbon	1,4%	1,7%
Gaz	6,4%	7,0%
Nucléaire	77,5%	73,1%
Eolien	4,2%	3,7%
Solaire	0,0%	2,1%
Hydraulique	10,0%	11,9%

La consommation d'énergie de 22h à 6h montre une légère réduction de la part d'énergie fossile (thermique à flamme) compensée par le nucléaire. Le facteur d'émission y est de 67 g CO₂ éq. par kWh contre 75 g CO₂ éq. par kWh le reste de la journée. Nous remarquons donc aussi l'intérêt environnemental de ce mode de consommation d'électricité basé sur une logique tarifaire.

Dans la modélisation des processus sur Simapro, nous avons utilisé les procédés de production d'électricité spécifiques à chaque source d'énergie et chaque pays (imports) :

- *Electricity, high voltage {FR}, electricity production, [source d'énergie].*

⁶⁷ <https://www.edf.fr/groupe-edf/espaces-dedies/l-energie-de-a-a-z/tout-sur-l-energie/le-developpement-durable/la-consommation-d-electricite-en-chiffres>

iii. Reconditionnement

Les données de reconditionnement sont issues des nomenclatures de matériaux. Nous considérons que pour les applications étudiées, le BMS a la même masse.

Tableau 31 : Masses des batteries et du BMS (kg)

Sous-ensemble	NMC	LFP
Cellules	153,2	208
Pack	136	191,5
BMS	4,8	4,8
Total	294	404,3

3.2.3.3 Fin de vie

i. Traitement des matières

La fin de vie des éléments composant la batterie est modélisée à partir des données fournies par le PEFCR sur les batteries et accumulateurs. Celui-ci détaille un taux de collecte de 95% des batteries, puis une première étape de recyclage des cellules par pyrométallurgie, enfin une deuxième étape de recyclage des matières par hydrométallurgie. Des taux de recyclage sont donnés pour 5 matières : cuivre, sulfate de cobalt, sulfate de nickel, sulfate de manganèse et fer.

L'annexe V du PEFCR fournit les flux de matière et d'énergie entrants nécessaires au recyclage des batteries, que nous utilisons dans la modélisation. Nous modélisons les crédits du recyclage en utilisant les ICV de fabrication des matières auxquels nous appliquons les méthodes de calculs des impacts évités ou CFF. Nous supposons aussi un traitement identique pour les batteries NMC et LFP. Le tableau suivant liste les flux par kg de batterie et les procédés associés dans notre modélisation Simapro.

Tableau 32 : Modélisation du processus de traitement des cellules - Méthode PEF

Modélisation PEF (GaBi)	Quantité	Unité	Procédé Ecoinvent retenu
EU-27 : Electricity grid mix	0,69	MJ	FR : Market for electricity, high voltage
EU-27 : Thermal energy from natural gas	2,07		FR : District or industrial heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100MW electrical
EU-27 : Process steam from natural gas 90%	6,48		FR : Process steam from natural gas, heat plant, consumption mix at plant
EU-27 : Tap water	7,63	kg	RER : Market group for tap water
DE : Lime (CaO; quicklime lumpy)	0,04		GLO : Market for lime
EU-27 : Hard coal mix	0,03		RoW : Market for hard coal
EU-27 : Sodium hydroxide (caustic soda) mix	0,19		GLO : Market for sodium hydroxide, without water, in 50 % solution state
EU-27 : Sulphuric acid (96%)	0,66		GLO : Market for sulfuric acid
EU-27 : Landfill for inert matter (Steel)	0,09		-

Remarques : L'enfouissement de matière inerte (acier) n'est pas inclus car nous traitons la fin de vie « ultime » des matières (valorisation, enfouissement, incinération) séparément du traitement global de la batterie.

Un procédé à l'échelle monde (RoW) a été choisi pour le charbon à défaut d'avoir un procédé « GLO » équivalent dans la base de données Ecoinvent.

ii. Détermination des matières entrant en fin de vie

La fin de vie ultime de la batterie, en fin de seconde ou troisième vie, se décompose en fonction des matériaux qui la constituent. Pour cela, nous devons estimer la masse de chaque matériau, dont les métaux. Or les proportions exactes de Ni, Mn, Co et de Li, Fe, respectivement dans les batteries NMC et LFP, ne sont pas connues. Nous calculons donc leur masse respective d'après la stœchiométrie des intrants de production des électrodes. D'après les masses molaires des éléments, nous pouvons en déduire la proportion des métaux dans chaque intrant.

Toutefois, le rendement des transformations chimiques est inconnu. Les masses sont potentiellement surestimées.

Les tableaux suivants listent les flux de matières sortant pour chaque batterie.

Tableau 33 : Quantité de matériaux destinés à la fin de vie – Cellule NMC

Matériau	Masse (kg)
Ni	31,2
Mn	3,7
Co	3,8
Li	4,3
SBR	3,2
Al (cellule)	7,8
Al (pack)	86,0
Cu (cellule)	34,2
Cu (pack)	12,0
Cu (BMS)	2,4
PP	3,6
Acier (pack)	10,0
Acier (BMS)	1,9
Fibre de verre	28,0
Reste (noir de carbone, carbonate d'éthylène, styrène butadiène)	46,7
Circuit imprimé	0,48

Remarques :

- Ces quantités sont valables en amont du processus de collecte et de traitement des matières. La répartition entre valorisation (impacts évités, CFF) et enfouissement ainsi que le taux de collecte sont appliqués ultérieurement.
- Les proportions de Ni, Mn et Co retrouvées sont très proches de la composition 811, à 0,5 % près.

Tableau 34 : Quantité de matériaux destinés à la fin de vie – Cellule LFP

Matériau	Masse (kg)
Li	9,9
Fe	71,4
Al (cellule)	5,7
Al (pack)	120,5
Cu (cellule)	10,1
Cu (pack)	18,0
Cu (BMS)	2,4
PE	2,0
PP	3,1
Acier (pack)	14,3
Acier (BMS)	1,9
Fibre de verre	38,6
Reste (noir de carbone, éthylène glycol)	88,3
Circuit imprimé	0,48

Pour les deux batteries, nous obtenons finalement 95 % de la masse totale du pack en sortie. A priori, il n'y a pas de surestimation sur le bilan de matière.

Enfin, le rendement de fabrication des cellules NMC et LFP de 85 % est appliqué aux métaux Ni, Mn, Co et Li, Fe. En effet, les tableaux ci-dessus présentent les quantités totales de métaux en entrée de la production. Or 85 % sont réellement transformés et contenus dans les cellules finies.

La fin de vie des circuits imprimés est complexe. Le traitement en fin de vie séparé des métaux précieux les composant n'est pas adapté ici car nous ne connaissons ni la nomenclature des circuits électroniques, ni les données de recyclage de métaux tels que l'argent et le palladium. En l'absence de données plus précises, nous proposons d'appliquer le même procédé de traitement de fin de vie que celui utilisé pour les cellules dans le projet pilote du PEF sur les batteries. Il s'agit d'une hypothèse conservatrice dans la mesure où n'accordons pas d'impacts évités aux métaux rares contenus dans cet élément.

iii. Obtention de matières secondaires

La modélisation de fin de vie en impacts évités ou en CFF implique de prendre en compte les actions du recyclage induisant des charges environnementales. Nous prenons donc en compte la consommation d'énergie nécessaire à l'obtention des matières secondaires. Pour cela, nous calculons la quantité d'énergie nécessaire au processus de fin de vie jusqu'à la récupération de métaux et plastiques secondaires utilisables. Le rapport Évaluation environnementale du recyclage en France selon la méthodologie de l'analyse de cycle de vie⁶⁸ publié par l'ADEME en 2017 fournit la consommation d'énergie de la collecte à la production de matériaux intermédiaires issus de matières premières recyclables.

Le tableau suivant résume les valeurs.

Tableau 35 : Quantité d'énergie consommée sur l'ensemble du processus de fin de vie jusqu'à l'obtention des matières secondaires (kWh)

Matériau	kWh énergie primaire/kg
Cuivre	5,7
Acier	3,76
Aluminium	2,66
PEHD, PET	2,08

Les processus concernés sont les éléments du pack et du BMS et les plastiques. La même quantité d'énergie a été affectée au PP de l'emballage et au PE du séparateur. Les métaux contenus dans les cellules étant traités spécifiquement d'après les données du PEF, ils ne sont pas concernés par les données ci-dessus.

La modélisation est simplifiée en une consommation d'électricité haute tension : *electricity, high voltage {FR}, market for*.

Le BMS contient de l'acier, du cuivre et un circuit imprimé. L'acier et le cuivre sont traités d'après la méthode CFF à l'échelle du pack.

Le circuit imprimé est supposé être traité comme un tout. La teneur en métaux rares et /ou critiques n'est pas connue et il est difficile d'estimer les quantités. Nous n'appliquons pas la méthode CFF à ce composant. Par conséquent, l'hypothèse faite est 30 % de réemploi, soit des impacts évités de ce même produit. Les 70 % restant sont destinés à l'enfouissement de déchets dangereux.

3.2.3.4 Paramétrage

i. Durée de vie des batteries

La durée de vie des packs en années est fondée sur la garantie du constructeur. La batterie NMC de la Nissan LEAF a une durée d'utilisation garantie de 8 ans dans un véhicule. Avec une autonomie de 120 km, nous supposons qu'un cycle est effectué tous les deux jours, soit 183 cycles par an.

D'après la littérature, nous fixons les paliers de perte de charge pour une utilisation mobile ou stationnaire. Une batterie répond au besoin d'un véhicule électrique au-dessus de 80 % de capacité de charge (Konstantinos 2013, Faria 2014), puis au-dessus de 60 % (Konstantinos et al, 2013, Ahmadi et al, 2014) à 50 % (Cicconi et al, 2012) en utilisation stationnaire.

⁶⁸ Disponible sur Internet <https://presse.ademe.fr/wp-content/uploads/2017/05/FEDEREC_ACV-du-Recyclage-en-France-VF.pdf>

Tableau 36 : Perte de capacité de charge par phase d'utilisation

N° vie	Scénario A et B (2 vies)	Scénario C (3 vies)
1	-20 %	-20 %
2	-30 %	-20 %
3	-	-20 %

Remarque : dans la mesure où nous proposons un scénario à 3 vies, nous envisageons une perte de capacité de 20 % à chaque phase d'utilisation.

D'où une perte de capacité de charge de 0,014 % par cycles en première vie. Nous appliquons les mêmes hypothèses et valeurs pour la première vie de la batterie LFP.

Pour la ou les vie(s) ultérieure(s), nous supposons deux durées de vie différentes pour chacune des batteries :

Tableau 37 : Durée de vie des batteries (années) - Scénarios A et B

N° vie	NMC	LFP
1	8	8
2	8	10

Tableau 38 : Durée de vie des batteries (années) – Scénario C

N° vie	NMC	LFP
1	8	8
2	6	7
3	4	5

En utilisation stationnaire, les scénarios d'utilisation domestique ou dans une ferme solaire impliquent qu'un cycle de charge-décharge est réalisé tous les jours, soit 365 cycles par an.

Nous en déduisons les taux de perte de capacité de charge. Il s'échelonne de 0,008 % à 0,014 %, ce qui est cohérent vis-à-vis de la littérature : 0,008 % (Ellingsen et al, 2014) à 0,03 % (Bobba et al, 2018) par cycle.

Le tableau suivant résume les paramètres d'utilisation selon le scénario (2 ou 3 vies)

Tableau 39 : Calcul du nombre de cycles et de l'usure des batteries – Scénarios A et B

N° vie	NMC			LFP		
	Durée de vie (années)	Nombre de cycles	Perte de capacité (%/cycle)	Durée de vie (années)	Nombre de cycles	Perte de capacité (%)
1	8	1 460	0,014 %	8	1 460	0,014 %
2	8	2 920	0,010 %	10	3 650	0,008 %

Tableau 40 : Calcul du nombre de cycles et de l'usure des batteries – Scénario C

N° vie	NMC			LFP		
	Durée de vie (années)	Nombre de cycles	Perte de capacité (%/cycle)	Durée de vie (années)	Nombre de cycles	Perte de capacité (%)
1	8	1 460	0,014 %	8	1 460	0,014 %
2	6	2 190	0,009%	7	2 555	0,008 %
3	4	1 460	0,014%	5	1 825	0,011%

Remarque : la perte de capacité est plus faible en deuxième vie car l'utilisation stationnaire cause moins de contraintes sur la batterie. En revanche, la perte de capacité est accélérée dans le cas d'une troisième vie. Cela traduit un état d'usure (SOH : *State Of Health*) avancé de la batterie après environ 15 ans d'utilisation.

Figure 61 : Évolution de la capacité de charge (%) en fonction du temps – Scénarios A et B

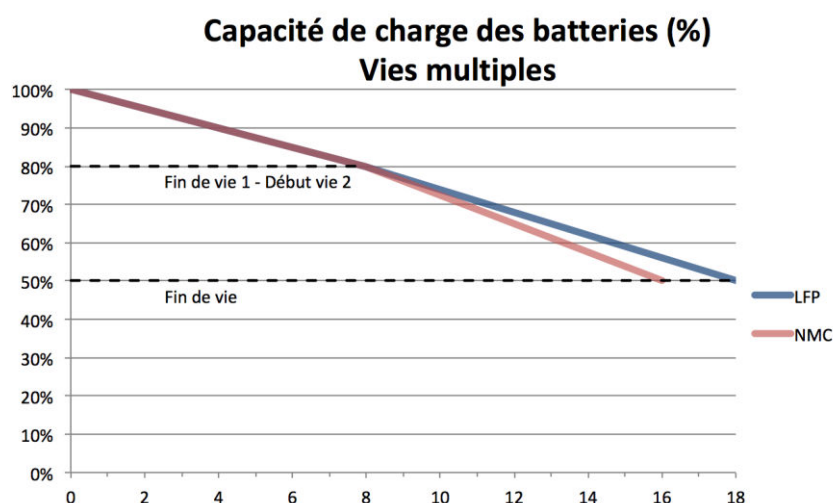
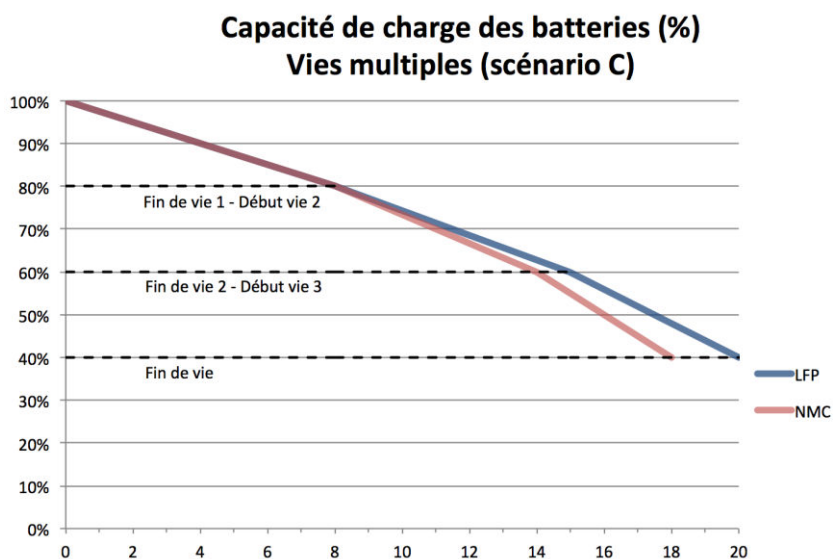


Figure 62 : Évolution de la capacité de charge (%) en fonction du temps – Scénario C



Remarque : la pente augmente vie après vie. Cependant, la dégradation de la capacité de charge est mesurée par cycle. Le nombre de cycles est plus élevé en vie 2, voire 3. La pente serait de moins en moins forte si l'on

représentait la capacité en fonction du nombre de cycles. La dégradation est bien ralentie en utilisation stationnaire.

ii. Performance des batteries

La performance des batteries est définie par deux paramètres.

Le rendement énergétique est le rapport entre la quantité d'énergie délivrée par la batterie et la quantité d'énergie stockée lors de la charge. D'après Konstantinos et al, 2013, le rendement d'une batterie LFP est de 80 % et 75 % respectivement en première et seconde vie. Afin de mieux tenir compte des progrès de conception, nous supposons les rendements suivants communs aux deux types de batteries.

Tableau 41 : Rendement énergétique de la batterie à chaque phase d'utilisation

N° vie	Rendement (%)
1	90%
2	85%
3	80%

De plus, la profondeur de décharge, quantité d'énergie utilisée par cycle par rapport à la quantité totale que peut délivrer la batterie au cycle donné, est considérée. D'après la tendance observée dans la littérature, elle est fixée à 80 % (Ellingsen et al, 2013 ; Faria et al, 2014 ; Richa et al, 2015).

3.2.3.5 Paramètres pour les méthodes de modélisation

i. Extension des frontières

Spécificité d'une modélisation en réutilisation

La méthode des impacts évités est généralement appliquée à un matériau recyclé. Son application est bien décrite dans la fiche n°3 du rapport RECORD cité en page 44. La transposition à un produit demande une adaptation des frontières des systèmes étudiés. En effet, dans la méthode des impacts évités appliquée à un matériau, seule la production évitée est prise en compte dans le système, en négatif. La question du devenir de la matière recyclée en fin de vie ne se pose pas, car l'hypothèse est faite qu'après une seconde vie, le matériau sera recyclé comme il l'a été à l'issue de la première, et que cela pourra se poursuivre sur n vies. La fin de vie « évitée » en vie 1 est identique à la fin de vie effective en vie 2, et ce jusqu'à la fin – le matériau s'épuisant petit à petit au fil des vies successives en raison des rendements inférieurs à 1.

Dans le cas d'un produit, la fin de vie « évitée » grâce à la remise en état n'est pas systématiquement égale à la fin de vie « effective » en fin de vie 2.

Par exemple, dans le cas de la batterie NMC, nous supposons qu'elle se substitue à une batterie LFP théorique en application stationnaire. Nous retrouvons cette hypothèse dans l'étude de Richa et al, 2015 qui effectue une substitution à une batterie PbA. Le taux de substitution que nous définissons est fondé sur la performance moyenne de la batterie alors que Kirti Richa propose 50 % de cellules à renouveler en seconde vie.

Impacts évités des matières en fin de vie

Nous nous appuyons sur les travaux du PEF pour déterminer les paramètres de fin de vie : le taux de reconversion R2 donné par le PEF est appliqué à chaque matière comme taux de recyclage. Le tableau suivant reprend les facteurs en fonction de la matière et de sa position dans la batterie. Notamment, les métaux contenus dans les cellules, du fait de la complexité du démantèlement, ont un taux dégradé par rapport aux métaux d'assemblage du pack.

Tableau 42 : Coefficient de recyclage des matériaux

	Pack					Cellule	Cellule - NMC			Cellule - LFP	
	Acier	Aluminium	Cuivre	Fibre de verre	Plastiques	Cuivre	Cobalt	Manganèse	Nickel	Aluminium	Fer
R2	0,85	0,9	0,85	0	0,3	0,18	0,06	0,22	0,04	0,2	0

Par ailleurs, nous appliquons un facteur de taux de collecte, soit 95 %.

Nous soustrayons donc dans le modèle la quantité calculée à partir de la masse contenue dans la batterie et des coefficients mentionnés ci-dessus. Ces quantités sont appliquées aux ICV de production des matières équivalentes aux matières secondaires récupérées à l'issue du recyclage.

La valorisation requiert aussi une consommation d'énergie sur l'ensemble du processus de fin de vie jusqu'à la récupération de métaux et plastiques secondaires utilisables.

Le rapport Évaluation environnementale du recyclage en France selon la méthodologie de l'analyse de cycle de vie⁶⁹ publié par l'ADEME en 2017 fournit la consommation d'énergie de la collecte à la production de matériaux intermédiaires issus de matières premières recyclables.

Le tableau suivant résume les valeurs.

Tableau 43 : Quantité d'énergie consommée sur l'ensemble du processus de fin jusqu'à l'obtention des matières secondaires (kWh)

Matériau	kWh énergie primaire/kg
Cuivre	5,7
Acier	3,76
Aluminium	2,66
PEHD, PET	2,08

Les processus concernés sont les éléments du pack et du BMS. Les plastiques sont tous contenus dans les cellules (séparateur, emballage des cellules) et ne sont donc pas recyclés. Lors du traitement pyrométallurgique des cellules, nous considérons qu'ils sont traités en incinération de déchets dangereux (Hazardous waste, for incineration {CH}). Seuls les métaux sont extraits afin d'être ensuite recyclés par hydrométallurgie.

La modélisation est simplifiée en une consommation d'électricité : *electricity, high voltage {FR}, market for*.

La part de matière restante, soit 1-R2, quant à elle, est destinée à l'enfouissement.

Calcul des impacts évités liés à l'extension des frontières

Le réemploi de la batterie en seconde, voire en troisième vie, évite la production d'une nouvelle batterie de type LFP en utilisation stationnaire. En effet, il est supposé qu'une batterie LFP est plus adaptée à un usage stationnaire qu'une batterie NMC. Les batteries NMC et LFP se substituent à une batterie LFP « théorique » neuve.

Nous définissons les impacts évités dans les scénarios en tenant compte du niveau de service rendu.

Celui-ci doit ainsi prendre en compte la capacité de charge et le rendement (kWh stocké/kWh fourni) de la batterie à son stade d'utilisation.

⁶⁹ Disponible sur Internet <https://presse.ademe.fr/wp-content/uploads/2017/05/FEDEREC_ACV-du-Recyclage-en-France-VF.pdf>

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

La batterie reconditionnée en deuxième vie a une capacité moyenne de charge $C_{moy\%,2}$ et un rendement η_2 . Nous la comparons donc à une batterie LFP neuve ($C_{moy\%,1}$, η_1) à laquelle elle se substitue.

La condition à remplir est que la même quantité d'énergie (Q_2 , Q_3) soit délivrée en utilisation stationnaire. Les calculs suivants détaillent une deuxième vie :

$$Q_{2,batterie\ vie2} = Q_{2,LFP\ neuve}$$

$$N_{cycles,2} * DoD\% * C_{NOM} * C_{moy\%,2} * \eta_2 = N_{cycles,2} * DoD\% * C_{NOM,theorique} * C_{moy\%,1} * \eta_1$$

- $N_{cycles,2}$ est le nombre de cycles en vie 2
- $DoD\%$ est la profondeur de décharge, soit 80 %
- C_{NOM} et $C_{NOM,theorique}$ sont les capacités nominales (kWh) des batteries reconditionnée et neuve respectivement.

D'où $\frac{C_{NOM,theorique}}{C_{NOM}} = \frac{\eta_2}{\eta_1} * \frac{C_{moy\%,2}}{C_{moy\%,1}}$ est le taux du cycle de vie évité de la batterie théorique.

Le taux est indépendant du type de batterie initial.

D'après les tableaux suivants, nous pouvons calculer les taux d'impacts évités pour chaque scénario.

Tableau 44 : Rendement énergétique et capacité de charge moyenne – Scénarios A et B

N° vie	Rendement (%)	Capacité moyenne (%)
1	90%	90%
2	85%	65%

Taux d'impacts évités : 68 %.

Tableau 45 : Rendement énergétique et capacité de charge moyenne – Scénario C

N° vie	Rendement (%)	Capacité moyenne (%)
1	90%	90%
2	85%	70%
3	80%	50%

Pour un scénario à 3 vies, la batterie se substitue successivement à 2 batteries neuves théoriques. Un **taux de substitution moyen** est donc calculé entre les vies 2 et 3, soit **61 %**.

Nous appliquons donc ce taux à l'ensemble des étapes du cycle de vie théorique ainsi évitées :

- Production,
- Traitement en fin de vie des matières de la batterie.

À noter que le traitement présente aussi un taux de collecte de 95 % que nous multiplions par le taux d'impacts évités.

De plus, le procédé de traitement de fin de vie étant défini par kg de batterie, nous considérons la masse de batterie LFP à traiter dans le cycle de vie évité.

Cela accorde davantage de bénéfices lorsqu'une batterie NMC est modélisée car elle pèse 25 % de moins que la batterie LFP.

Il y a donc un gain lié à la plus grande densité énergétique de la chimie NMC qui compense la perte de qualité traduit par le taux d'impacts évités.

ii. Fonctionnalité intégrée

Les facteurs de fonctionnalité intégrée traduisent l'importance du service rendu à chaque vie en termes de fourniture d'énergie. Il tient compte de la quantité d'énergie délivrée et de la capacité de charge de la batterie. Le second paramètre montre, en effet, la qualité de la batterie : plus la capacité est faible, plus l'utilisateur risque de devoir recharger au cours d'une utilisation.

Le facteur de fonctionnalité intégrée (FI) est donc la quantité d'énergie restituée durant la vie multipliée par le « delta » de capacité. Le delta de capacité en vie N est la différence entre la capacité moyenne N et la capacité finale en fin de vie.

Tableau 46 : Consommation d'énergie (kWh) en phase d'utilisation - Scénarios A et B

N° vie	NMC	LFP
1	28 032	28 032
2	48 872	53 591

Tableau 47 : Consommation d'énergie (kWh) en phase d'utilisation – Scénario C

N° vie	NMC	LFP
1	28 032	28 032
2	34 628	40 399
3	17 520	21 900

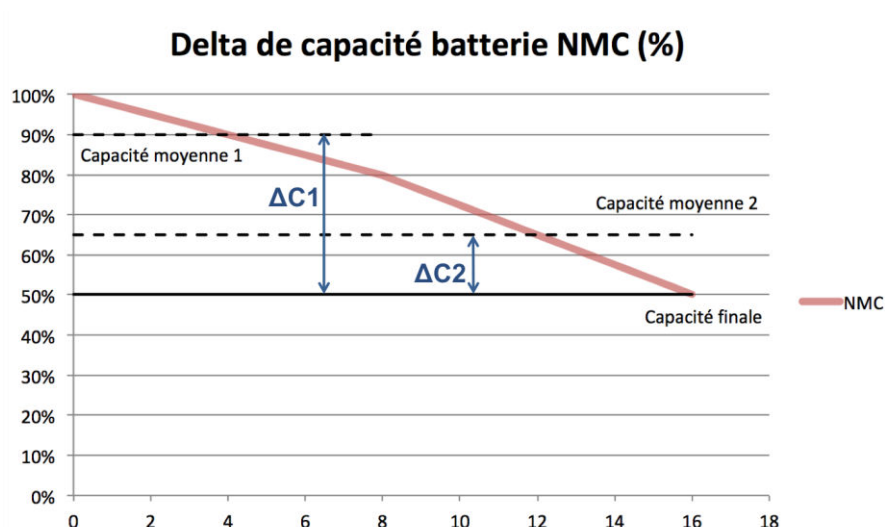
Le tableau suivant donne les Delta de capacité.

Tableau 48 : Delta de capacité de charge (%)

N° vie	Scénarios A et B (2 vies)	Scénario C (3 vies)
1	40 %	50 %
2	15 %	30 %
3		10 %

Le graphique ci-dessous présente l'exemple de la batterie NMC dans un scénario à deux vies (A, B).

Figure 63 : Représentation des delta de capacité de charge – Batterie NMC, scénarios A et B



Les facteurs d'allocation s'expriment alors :

$$FI_i = \frac{Q_i * \Delta C\%_i}{\sum_i Q_i * \Delta C\%_i}$$

Les valeurs des facteurs d'allocations sont données ci-dessous.

Tableau 49 : Facteurs d'allocation de fonctionnalité intégrée - Scénarios A et B

N° vie	NMC	LFP
1	64 %	58 %
2	36 %	42 %

Tableau 50 : Facteurs d'allocation de fonctionnalité intégrée - Scénarios A et B

N° vie	NMC	LFP
1	54 %	49 %
2	40 %	43 %
3	7 %	8 %

iii. Circular Footprint Formula

Application de la méthode à un produit

La CFF a été définie dans le cadre des projets pilotes PEF pour modéliser le recyclage matière. Le document « *Product Environmental Footprint Category Rules Guidance - Version 6.3 – May 2018* » précise que la méthode s'applique également au remanufacturing et à la réutilisation, même dans un usage différent.

Ce document précise : « *If the reuse/refurbishment of a product results into a product with different product specifications (providing another function), this shall be considered as part of the CFF, as a form of recycling (see section 7.8). Also, old parts that have been changed during refurbishment shall be modelled under the CFF. In this case, reuse/refurbishment activities are part of the ErecEoL parameter, while the alternative function provided (or the avoided production of parts or components) fall under the E*v parameter.* »

Cela dit, la mise en œuvre pratique soulève des questions, que nous classons en deux catégories :

- Questions relatives à la modélisation ;
- Questions relatives à la détermination des valeurs des coefficients de la formule.

Questions relatives à la modélisation

Par souci de clarté, appelons reconditionnement l'étape intermédiaire entre les deux vies, correspondant au « recyclage » de la formule CFF.

D'après ce qui précède, dans notre étude de cas, toutes les opérations nécessaires à la mise à disposition d'une batterie fonctionnelle à partir de la batterie en fin de première vie devraient être considérées dans cette étape de « remise en état ». Cela couvrirait théoriquement la collecte, les tests, le démantèlement, le remplacement du BMS, le recyclage du BMS en fin de vie, la production du nouveau BMS...

Il se trouve que le BMS de la première vie est recyclé, les matières qui le constituent vont rejoindre d'autres cycles de vie. Il nous semble donc nécessaire d'extraire ce recyclage de l'étape de « remise en état ». Cela crée une asymétrie dans le modèle, dans la mesure où la production du nouveau BMS est prise en compte, et non la fin de vie de l'ancien. C'est là une difficulté de l'application de la formule CFF à un produit (et non à un matériau) : les différents composants peuvent rejoindre différents cycles de vie, et ils devront pour cela être modélisés différemment.

Les impacts et crédits des vies ultérieures seront bien alloués à la première batterie selon les facteurs d'allocation ad hoc définis par la CFF, mais pas entre les différentes vies ultérieures. Cela est cohérent avec le recyclage en parallèle de plusieurs matières issues d'un même produit : les impacts et crédits calculés selon la CFF pour chacun des matériaux sont alloués au produit initial, et bien évidemment aucun crédit ne circule entre les vies ultérieures des différents matériaux.

Les schémas ci-dessous montrent le système d'allocation des produits selon la méthode CFF.

Figure 64 : Schéma d'allocation de la méthode CFF – Scénarios A et B

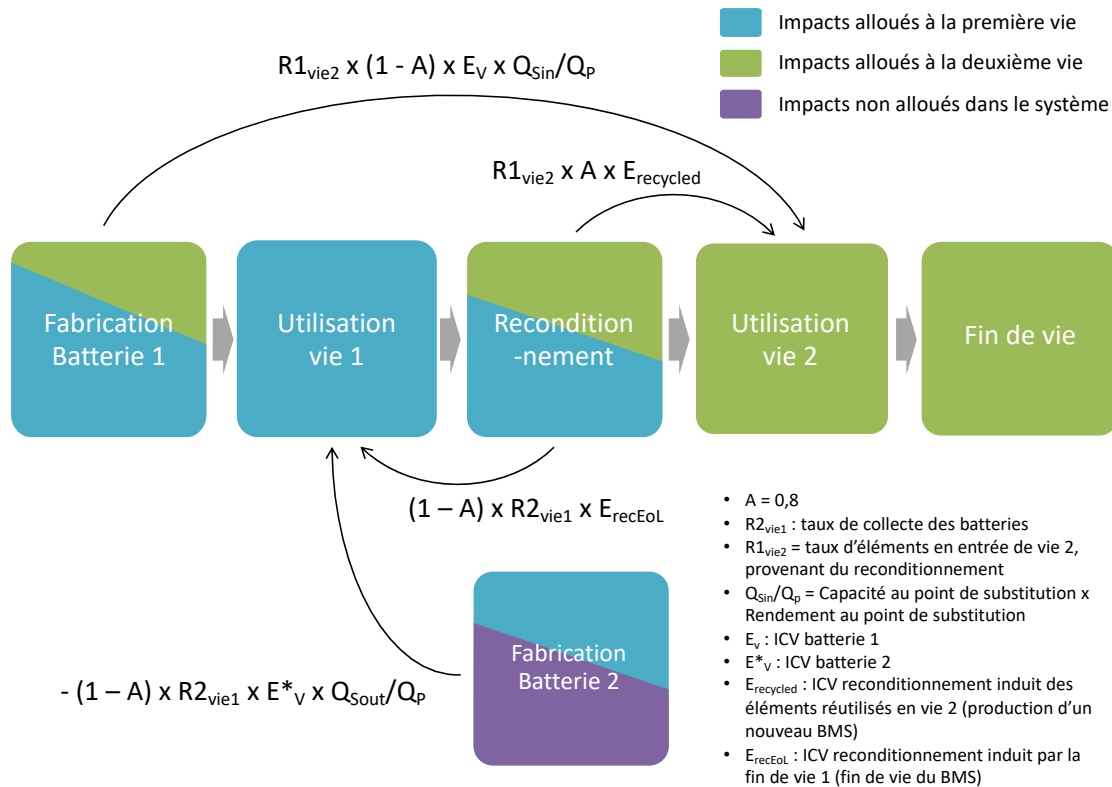
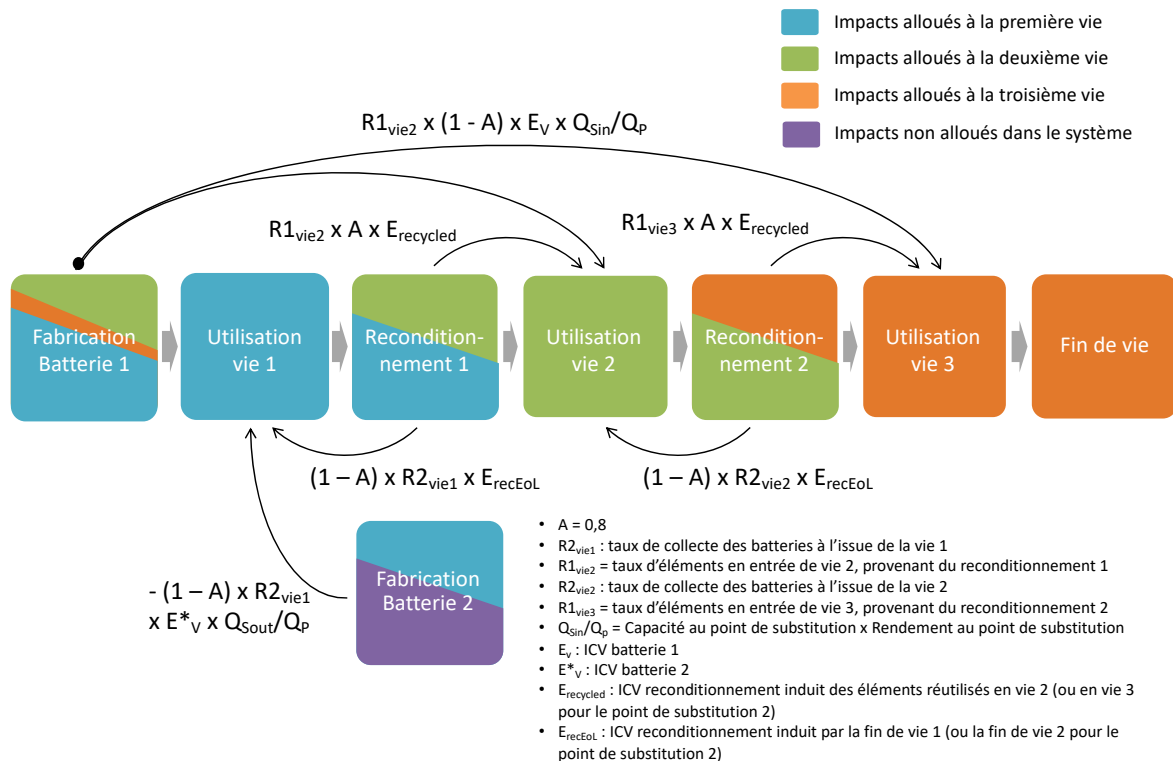


Figure 65 : Schéma d'allocation de la méthode CFF – Scénario C



i. Détermination des valeurs des coefficients

Le calcul des facteurs d'allocation CFF dépend de plusieurs coefficients. Les facteurs s'appliquent soit à un produit (batterie) réemployé ou aux matériaux séparés en fin de vie (traitement des déchets et recyclage)

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

Le coefficient A est le taux de bénéfices et de crédits d'impacts entre l'offre et la demande. A peut valoir 20 % pour une forte demande en aval à 80 % pour une faible demande en aval.

Qsout et Qsin sont respectivement la qualité du produit en fin de première vie et en début de seconde vie. Dans le cas des batteries, nous supposons $Q_{sout} = Q_{sin}$ car la batterie se dégrade en continu au cours de vies successives.

R2 est la proportion de matière destinée au recyclage, ou de produit à réemployer dans une seconde vie. R1 est la proportion de matière effectivement issue de recyclage depuis une utilisation antérieure. R1 s'applique aussi à l'ensemble de la batterie après le point de substitution (début de vie 2 ou 3).

R3 est la proportion de matière destinée à la valorisation énergétique. Dans la modélisation, $R3=0$ car les résidus, notamment plastiques, après l'étape de pyrométallurgie sont traités en incinération de déchets dangereux, sans certitude de bénéfice énergétique.

Calculs des coefficients R1

R1 traduit la proportion de matériau issu de réemploi qui est utilisé dans le produit en vie N.

En vies 2 et 3, si nous raisonnons au niveau des cellules, alors en l'absence de valeur fiable pour le taux de défaillance des cellules, nous considérons que $R1=1$.

Calcul des coefficients R2

Le coefficient R2 s'applique à chaque matériau recyclé en fin de vie ou à chaque sous-ensemble. Il inclut par ailleurs le taux de collecte de 95 %. Dans le cas du sous-ensemble cellules, le R2 est donc de 0,95 au point de substitution entre la vie 1 et la vie 2, puis entre la vie 2 et la vie 3 dans le cas du scénario C. Pour le BMS qui arrive en fin de vie lors du reconditionnement, un R2 spécifique devrait être choisi pour chaque matière recyclée. En fin de vie ultime nous distinguons les matériaux contenus dans les cellules (*cell level*) des matériaux du pack (*pack level*). En effet, les électrodes NMC ou LFP sont un mélange de plusieurs métaux difficiles à extraire et à séparer.

Pour cela, les données du PEF indiquent le taux de récupération des principaux composés contenus dans les cellules, à l'issue du recyclage (pyrométallurgie puis hydrométallurgie)

Tableau 51 : Taux de récupération appliqués aux métaux contenus dans les cellules

Matériau recyclé	Taux de récupération (%)
Cuivre (Cu)	18 %
Sulfate de cobalt (CoSO_4)	15 %
Sulfate de manganèse (MnSO_4)	10 %
Sulfate de nickel (NiSO_4)	60 %
Fer (Fe)	0 %
Terres rares (RE)	0 %

Or les composés sulfatés sont les intrants de production des cellules. Nous extrayons donc les métaux sulfatés proportionnellement à leur masse molaire.

Le tableau suivant décrit les jeux de paramètres CFF appliqués à chaque matériau.

Tableau 52 : Coefficients de la méthode CFF appliqués aux matériaux de la batterie

	Pack					Cellule	Cellule - NMC			Cellule - LFP	
	Acier	Alu	Cuivre	Fibre de verre	Plastiques	Cuivre	Co	Mn	Ni	Alu	Fer
A	0,2				0,5	0,2					
R1	0										
R2	0,85	0,9	0,85	0	0,3	0,18	0,06	0,22	0,04	0,2	0
Qsout /Qp	1				0,9	1					

Calcul des coefficients Qsin/Qp et Qsout/Qp

Qsin mesure la qualité du matériau entrant dans l'étape du cycle de vie (vie 2 ou vie 3) qui se substitue à un matériau primaire de qualité Qp ($Q_p = 1$). Ils s'appliquent soit à un matériau, soit à un produit, ici l'ensemble cellules-modules-pack.

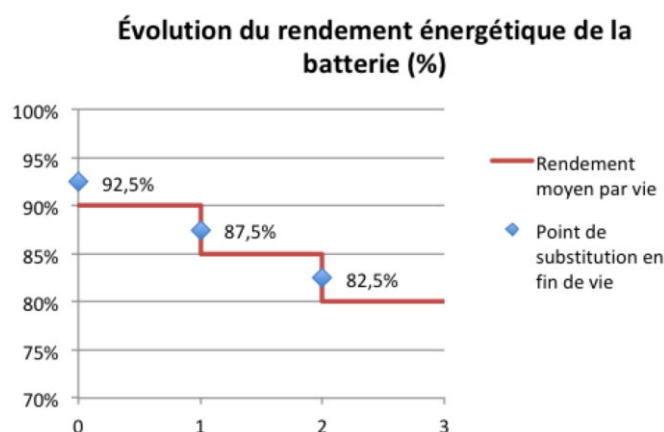
Nous définissons les qualités Qsout et Qsin au point de substitution entre deux vies. Qp est la qualité du produit « primaire ». Qp est constant, égal à 1. Cela s'applique entre les vies 1 et 2 des scénarios A et B, ainsi qu'entre les vies 1-2 et 2-3 du scénario C. En dernière vie de chaque scénario, la batterie est traitée en CFF matière.

La qualité au point de substitution est supposée constante entre l'entrée et la sortie. En effet, nous n'avons pas de reconditionnement appliqué aux cellules, ni au pack.

D'où $Q_{sout_{vie\ N}} = Q_{sin_{vie\ N+1}}$

Deux paramètres liés à l'usure de la batterie sont donc le rendement énergétique, dont l'évolution est présentée dans le graphe ci-dessous, et la capacité de charge restante aux points de substitution.

Figure 66 : Évolution du rendement énergétique



Remarque : les scénarios A et B comprenant 2 vies uniquement, n'ont pas le troisième point de substitution.

Une valeur moyenne du rendement a été définie sur chaque vie. Il décroît de façon constante à chaque vie. Nous en déduisons la valeur du rendement à chaque point de substitution.

Nous résumons les valeurs de capacité de charge en fin de vie dans le tableau suivant :

Tableau 53 : Capacité de charge (%) aux points de substitution

Point de substitution	Scénarios A et B (2 vies)	Scénario C (3 vies)
1-2	80 %	80 %
2-3	(50 %)	60%

L'expression de Q_s au point de substitution N est la suivante :

$$Q_s = \frac{\eta_{\text{pointN}}}{\eta_{\text{initial}}} * C\%_N$$

- η_{pointN} est le rendement énergétique au point de substitution, en %
- $\eta_{\text{initial}} = 92,5 \%$ est le rendement initial
- $C\%_N$ est la capacité de charge restante en %.

Les valeurs numériques sont résumées dans le tableau suivant :

Tableau 54 : Coefficients Q_{sin} et Q_{sout}

Point de substitution	Scénarios A et B (2 vies)	Scénario C (3 vies)
1-2	76 %	76 %
2-3	-	54%

L'allocation dans les scénarios A et B traduit un service important rendu en seconde vie. En troisième vie (scénario C), les allocations sont plus faibles car la batterie délivre l'énergie moins efficacement et moins rapidement.

Q_{sout} est la qualité du matériau fourni à la fin de l'étape du cycle de vie considéré.

Q_{sout} s'applique à l'ensemble de la batterie lorsqu'elle passe de la vie 1 à 2 ou de la vie 2 à 3 car elle ne subit pas de traitement de fin de vie.

Dans le cas de la fin de vie, le coefficient Q_{sout} est spécifique à chaque matériau traité séparément.

3.2.4 Évaluation des impacts de cycle de vie

3.2.4.1 Affichage des résultats

Les impacts environnementaux liés aux inventaires de cycle de vie des scénarios étudiés sont calculés selon la méthode CML 2015.

Les résultats sont présentés selon 8 indicateurs :

- Épuisement des ressources minérales
- Changement climatique
- Écotoxicité d'eau douce
- Formation d'ozone photochimique
- Acidification
- Eutrophisation
- Consommation d'énergie primaire non renouvelable
- Consommation d'énergie primaire renouvelable.

Une analyse de flux est également menée sur le flux des déchets ultimes.

Les résultats qui suivent sont ramenés à l'unité fonctionnelle, soit 1 kWh d'énergie délivré par la batterie sur l'ensemble des 2 ou 3 vies. Pour cela, les impacts sur une vie i sont divisés par la quantité d'énergie délivrée (Q_i). Puis nous multiplions par le ratio d'énergie délivrée :

$$\frac{Q_i}{\sum Q_i}$$

L'affichage des résultats globaux montre les trois méthodes déclinées selon les trois scénarios. À cela s'ajoutent les scénarios de références, c'est-à-dire les vies uniques correspondant aux vies multiples de l'étude. Trois vies indépendantes sont représentées comme base de comparaison pour évaluer l'influence des méthodes :

- Scénario A, vie 1, batterie NMC
- Scénario A, vie 2, batterie LFP
- Scénario C, vie 3, batterie LFP.

Pour rappel, ces vies indépendantes sont modélisées selon les variables utilisées dans le scénario A pour les vies 1 et 2, et dans le scénario C pour la vie 3.

Le scénario de référence B ne se différencie du scénario A que par la consommation d'énergie en vie 2. Il n'est pas affiché afin de limiter l'encombrement des graphiques. La première vie automobile est assurée par une batterie NMC et les vies 2, et 3, sont assurées par une nouvelle batterie LFP en installation stationnaire.

3.2.4.2 Analyse des résultats généraux

Nous présentons les résultats pour l'ensemble des 3 méthodes et des 3 scénarios. Les résultats montrent une tendance similaire entre les indicateurs de changement climatique, oxydation photochimique, acidification et eutrophisation. L'affichage des résultats généraux a été restreint aux indicateurs suivants pour simplifier la lecture :

- Épuisement des ressources minérales
- Changement climatique
- Écotoxicité d'eau douce
- Énergie non renouvelable
- Énergie renouvelable.

i. Épuisement des ressources minérales

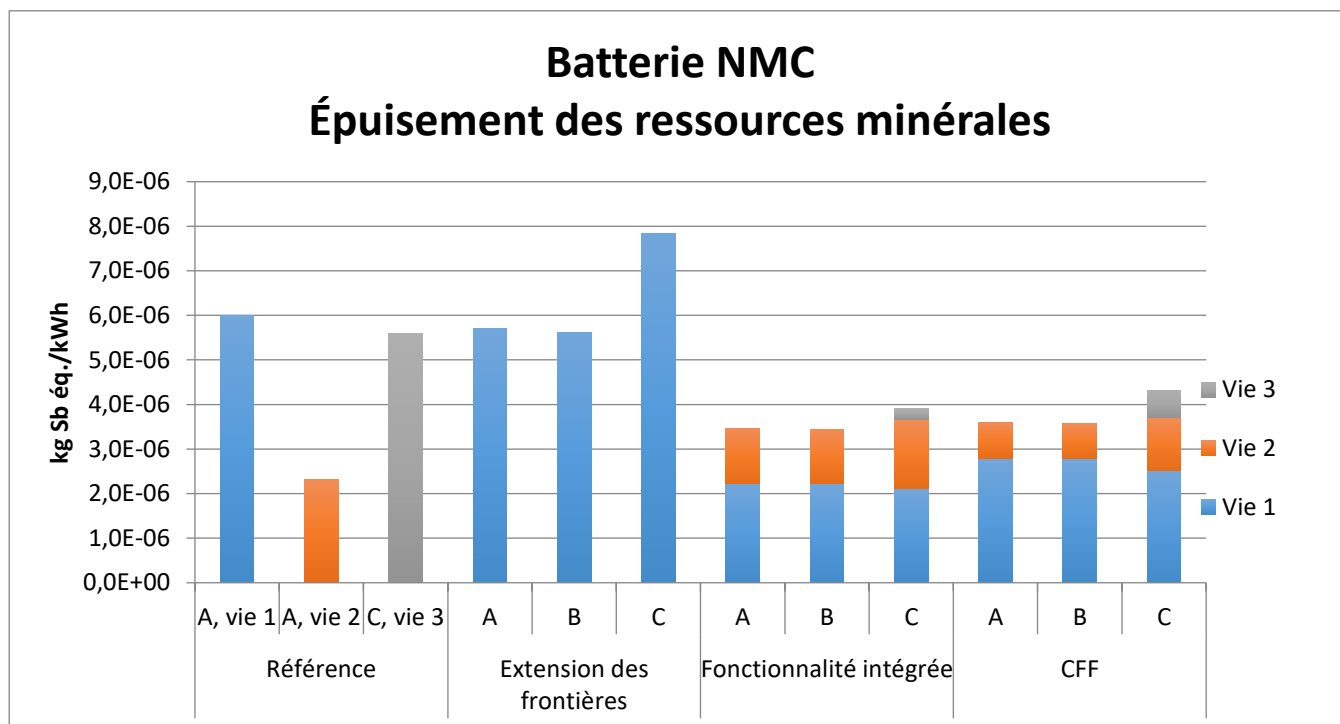


Figure 67 : Résultats globaux, épuisement des ressources minérales (/kWh)

En extension des frontières, la substitution d'une batterie LFP par une batterie NMC en seconde vie ne permet pas de récupérer un crédit significatif en termes de ressources minérales, d'où les valeurs importantes affichées en figure 67.

En méthode de fonctionnalité intégrée et CFF, l'impact de la vie 1 ne varie pas entre les scénarios A et B. La vie 1 du scénario C est légèrement inférieure en méthode de fonctionnalité intégrée grâce au facteur d'allocation. Le scénario C présente un épuisement des ressources total plus élevé en raison d'un BMS supplémentaire en vie 3.

En comparaison aux cas de référence, la vie 1 est toujours réduite dans les scénarios étudiés, sauf pour le scénario C en extension des frontières à cause du 3^{ème} BMS.

La deuxième vie n'apparaît pas toujours favorable en vies multiples. La production d'une batterie NMC a environ 50 % d'impacts en plus que la batterie LFP. Or la deuxième vie du scénario C reprend 40 % des impacts de production de la batterie NMC en méthode de fonctionnalité intégrée ainsi qu'un nouveau BMS.

En troisième vie, le bénéfice est net par rapport à la référence. Les méthodes FI et CFF allouent peu d'impacts de production en dernière vie.

ii. *Changement climatique*

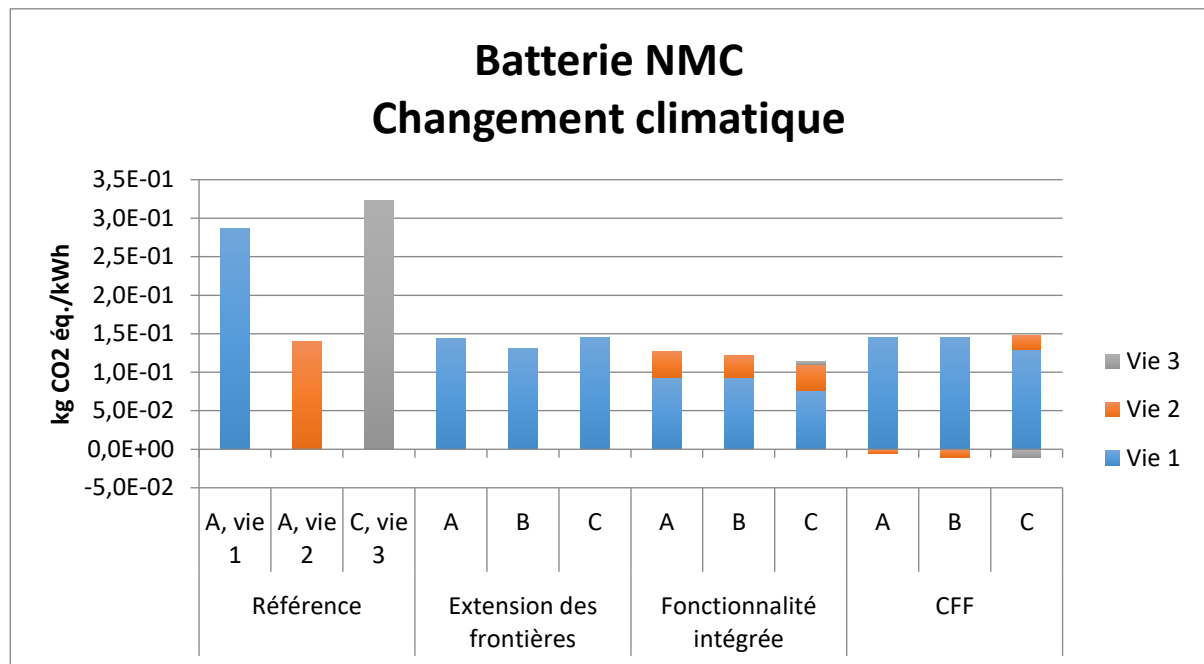


Figure 68 : Résultats globaux, changement climatique (/kWh)

La production des batteries NMC et LFP engendre près de 80 % des émissions de CO₂ sur l'ensemble du premier cycle de vie (VE). Les facteurs de substitution sont de 68 % pour les scénarios A et B, et 61 % pour le scénario C. La méthode d'extension des frontières permet donc de compenser cet impact à hauteur de 50 %.

Dans la méthode de fonctionnalité intégrée, les résultats montrent qu'une troisième vie présente un gain. La quantité d'énergie délivrée assure un niveau de service supérieur malgré la perte de rendement énergétique.

Enfin, la méthode CFF concentre les impacts de production en première vie par rapport à la méthode FI.

iii. Écotoxicité d'eau douce

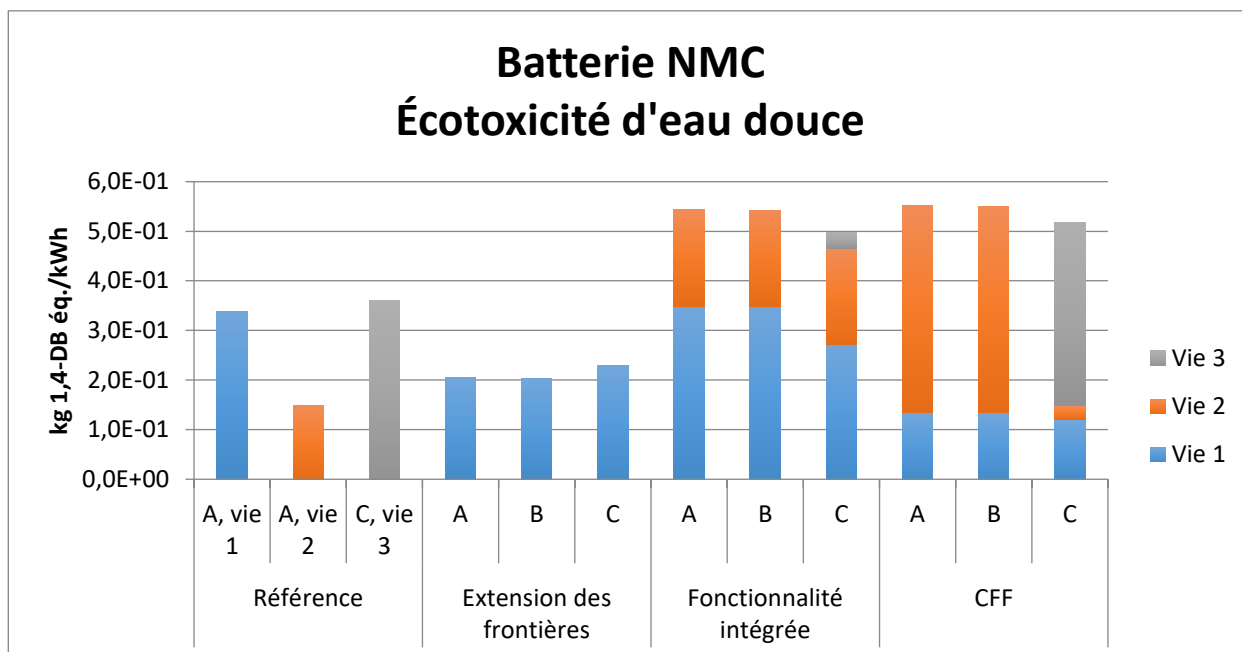


Figure 69 : Résultats globaux, écotoxicité d'eau douce (/kWh)

L'impact en écotoxicité d'eau douce provient essentiellement du traitement de fin de vie des métaux du pack (Al, Cu) en masse importante. Par rapport au changement climatique, la tendance s'inverse en dernière vie pour la méthode CFF. Celle-ci concentre les impacts de la fin de vie sur la dernière application. L'impact est accentué en vie 3C à cause de la faible quantité d'énergie délivrée.

L'extension des frontières montre une réduction importante des impacts. En effet, les impacts évités de la batterie LFP, en particulier le traitement de fin de vie, dépendent de la masse de la batterie. Or la batterie LFP pèse 30 % de plus que la batterie NMC.

Comme tous les indicateurs relatifs à la toxicité et à l'écotoxicité, l'indicateur de toxicité aquatique n'est pas très robuste, son interprétation impose une certaine vigilance. Nous reproduisons ci-dessous à titre d'éclairage complémentaire les résultats calculés pour un autre indicateur sur l'écotoxicité, l'indicateur d'écotoxicité marine. Il montre un profil proche de celui de l'indicateur d'épuisement des ressources, tout en étant plus homogène entre les méthodes.

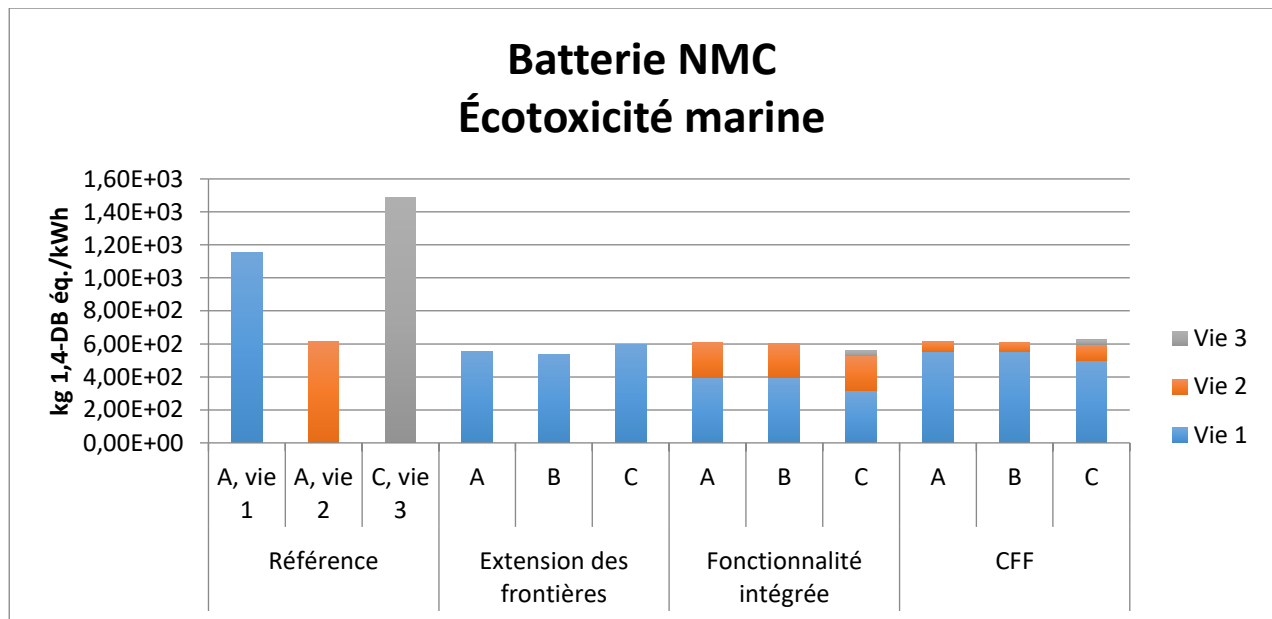


Figure 70 : Résultats globaux, écotoxicité marine (/kWh)

Le traitement du cuivre en fin de vie donne ici moins d'impacts qu'en écotoxicité d'eau douce. Cet écart aboutit à des impacts de fin de vie moindres en vie 3C (CFF).

iv. Énergie non renouvelable

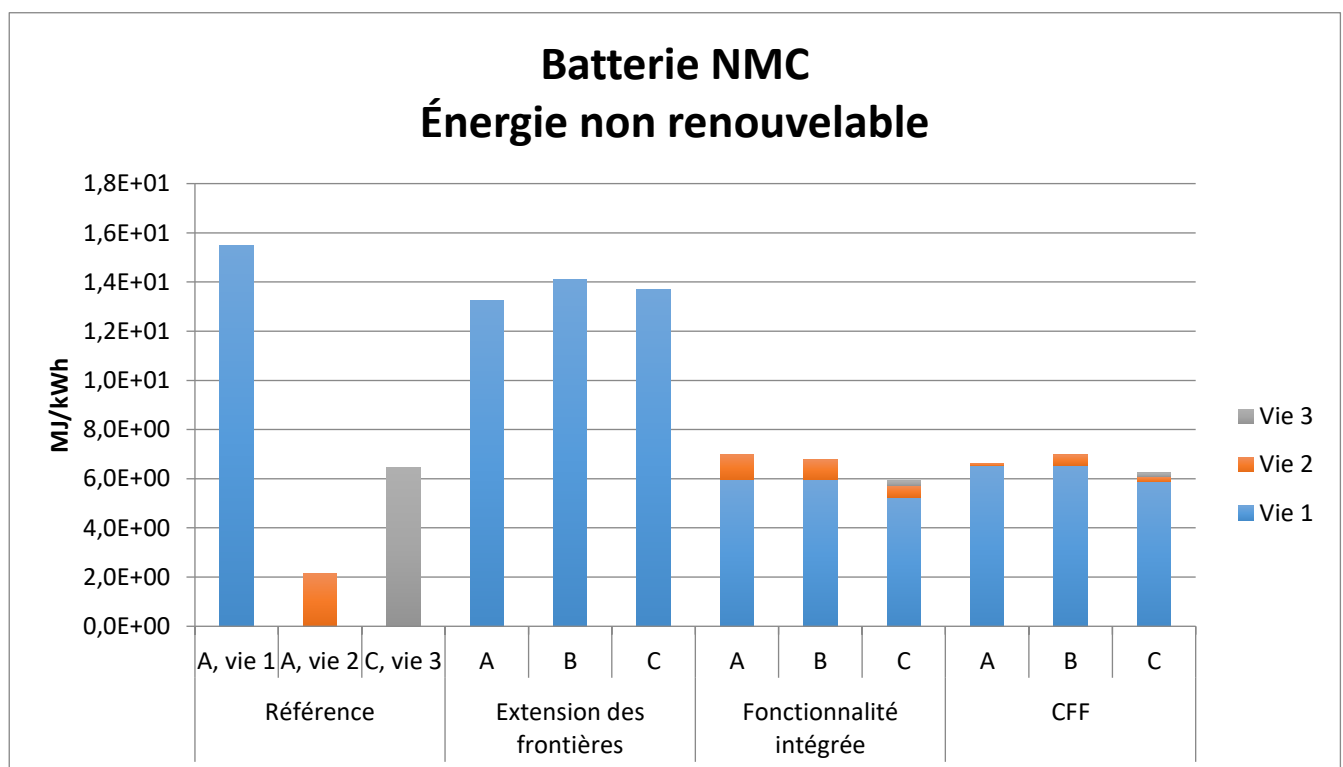


Figure 71 : Résultats globaux, énergie non renouvelable (/kWh)

Les méthodes FI et CFF entraînent des consommations d'énergie environ 50 % inférieure à la méthode d'extension des frontières. La consommation d'énergie en vie 1 représente 91 % de cette consommation sur l'ensemble du cycle de vie A en extension des frontières.

L'extension des frontières ne considère qu'un kWh fournit en vie 1 alors que la décomposition en plusieurs vies dans les autres méthodes répartit ce même kWh entre plusieurs applications.

v. Énergie renouvelable

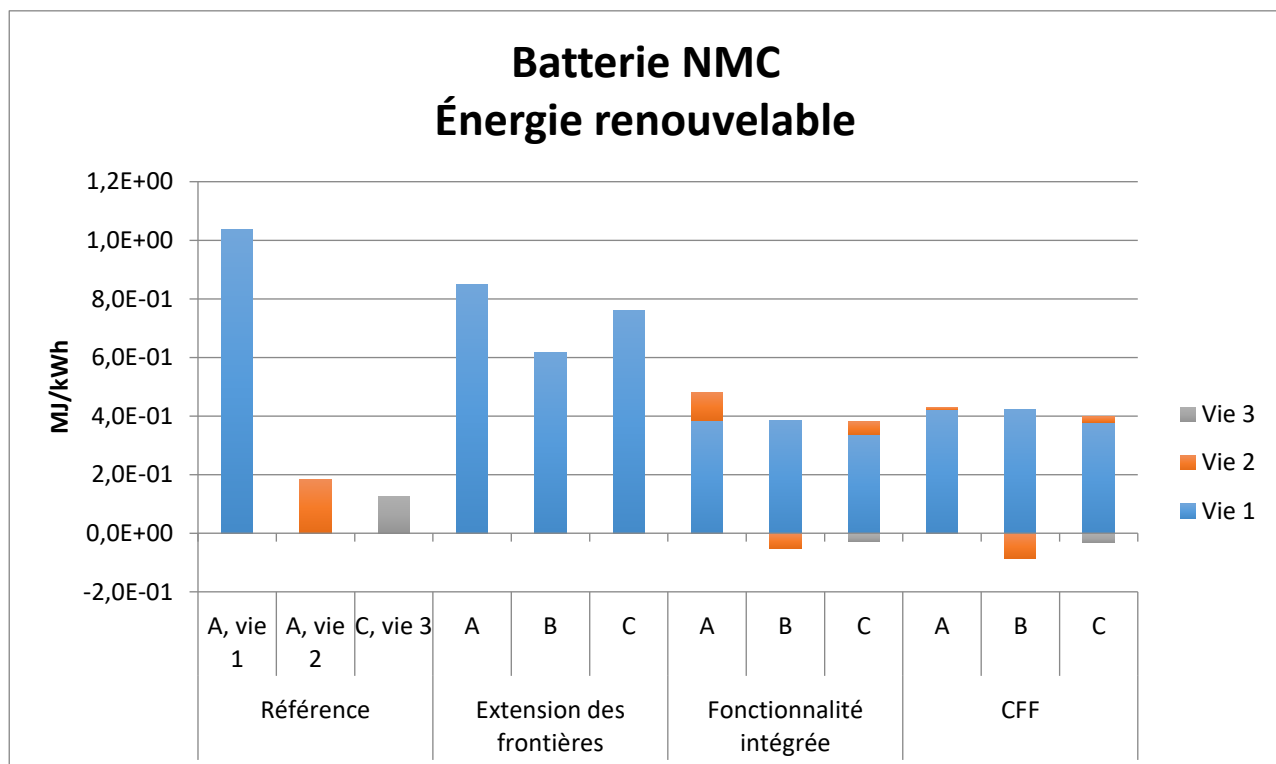


Figure 72 : Résultats globaux, énergie renouvelable (/kWh)

Par rapport au graphique ci-dessus, le scénario B est le plus performant en raison de la consommation d'électricité décalée. Les bénéfices sont plus importants qu'en vie 3C où la quantité d'énergie délivrée est réduite.

Toutefois, la comparaison à la consommation d'énergie non renouvelable doit tenir compte des valeurs absolues. La quantité d'énergie renouvelable reste environ 15 fois inférieure à la quantité d'énergie non renouvelable. Cet aspect est pris en compte par la suite, lorsque que ces deux indicateurs sont représentés côte à côte.

vi. Conclusion

Les résultats sont variables selon les indicateurs. Cependant nous observons une tendance générale à de plus forts impacts avec la méthode d'extension des frontières. Bien que les bénéfices d'impacts évités soient plus élevés qu'en méthode d'allocation, cette méthode ne traduit que la première fonction de la batterie (VE). D'où un service rendu moindre, en termes d'énergie fournie, Par ailleurs, nous constatons des écarts sensibles entre fonctionnalité intégrée et CFF sur les contributions respectives des vies successives.

3.2.4.3 Analyse des résultats sur la première vie (VE)

Dans cette partie, les résultats présentent les impacts de la batterie du point de vue du premier metteur sur le marché – le constructeur automobile. Les résultats permettent la comparaison entre chaque méthode d'allocation des impacts pour la première vie de la batterie.

i. Comparaison des résultat en première vie (VE)

Une première comparaison est faite dans le cas du scénario A (VE+SSEB). Le graphique ci-dessous considère uniquement les impacts liés à la première vie automobile :

- Extension des frontières du système : cycle de vie 1 + cycle de vie 2 – cycle de vie de la batterie substituée,

- Fonctionnalité intégrée et CFF : affichage des impacts alloués au premier cycle de vie.

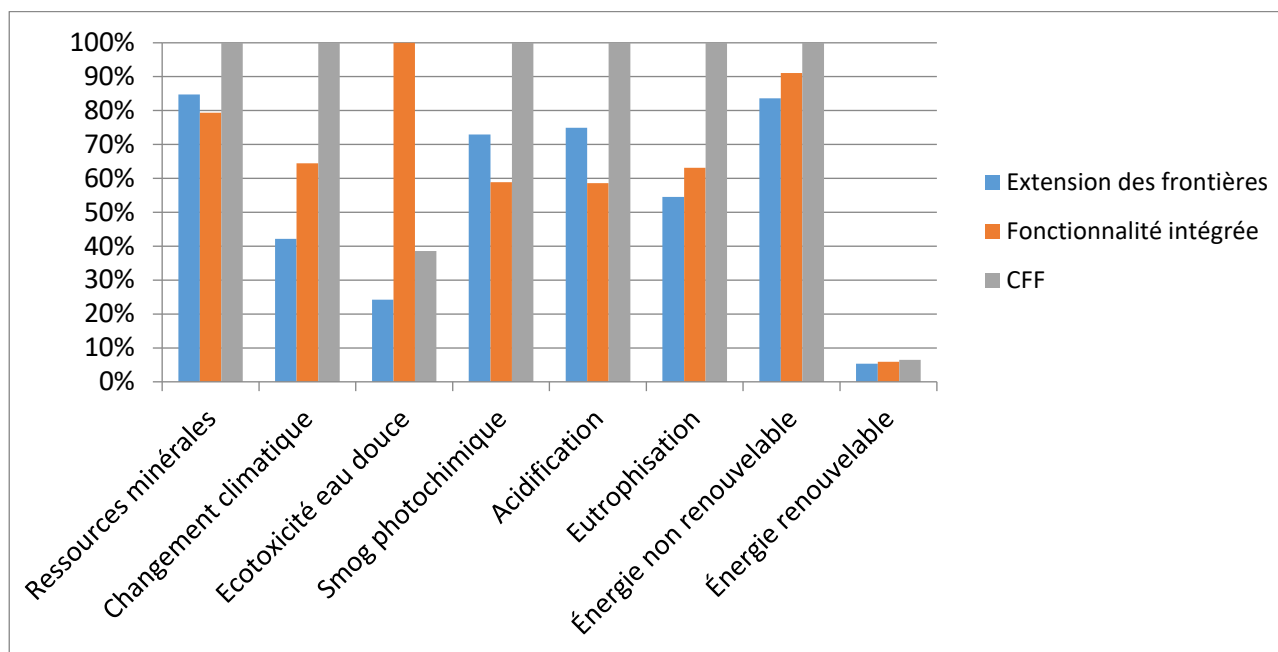


Figure 73 : Résultats comparatifs (%) de la première vie – Scénario A, EF vs. FI vs. CFF (/kWh)

*Remarque : les indicateurs de **consommation d'énergie renouvelable et non renouvelable** sont représentés en proportion relatives l'un par rapport à l'autre. Cela est valable pour les graphiques suivants qui les représentent côte à côte.*

La méthode d'allocation selon la fonctionnalité intégrée tend à minimiser les bénéfices du recyclage en fin de vie par rapport à la méthode des impacts évités. On peut donc constater un impact sur le changement climatique 43 % supérieur et une consommation d'énergie primaire 10 % supérieure. Ces impacts supérieurs proviennent du taux de valorisation matière plus faible dans la méthode de fonctionnalité intégrée.

La méthode CFF domine les impacts sur tous les indicateurs sauf l'écotoxicité d'eau douce liée à la fin de vie. En effet, les allocations de la méthode CFF concentrent les impacts de la fin de vie sur la seconde application.

En revanche, la méthode d'allocation selon la fonctionnalité intégrée permet de réduire les impacts de 30 % sur la formation d'ozone photochimique et l'acidification et de 20 % sur l'épuisement des ressources minérales par rapport à la méthode d'extension des frontières. Ceux-ci sont principalement issus de la production de la batterie. En effet, le facteur de fonctionnalité intégrée n'alloue que 63 % de la production en première vie.

La part de fabrication de la batterie LFP qui est soustraite en extension des frontières, ne compense pas non plus ces impacts.

ii. Scénario A vs. scénario C

Dans cette section, nous retenons la méthode d'allocation selon la fonctionnalité intégrée et comparons les impacts alloués à la première vie selon

- une utilisation ultérieure en ferme solaire (scénario A)
- deux utilisations stationnaires successives (scénario C).

Les impacts de la production, du reconditionnement et de la fin de vie sont répartis proportionnellement à la quantité d'énergie délivrée et l'état d'usure (delta de capacité) de la batterie.

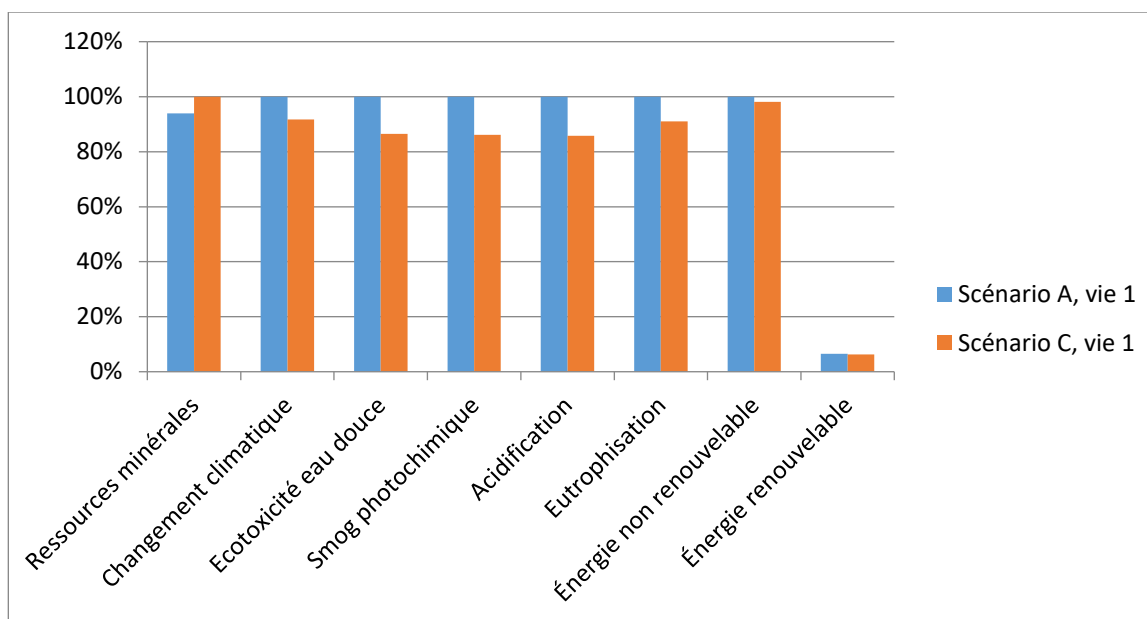


Figure 74 : Résultats comparatifs (%) de la première vie selon la méthode de fonctionnalité intégrée – Scénario A vs. scénario C (/kWh)

Remarque : les indicateurs de consommation d'énergie renouvelable et non renouvelable sont représentés en proportion relatives l'un par rapport à l'autre. Cela est valable pour les autres graphiques qui les représentent côte à côte.

Le scénario C alloue 54 % des impacts de production, de reconditionnement et de fin de vie en vie 1 alors que le scénario A en alloue 64 %. Hormis pour les indicateurs d'épuisement des ressources et la consommation d'énergie, cela réduit les impacts attribués en première vie de 20 % en moyenne. Il n'y a pas de gains en épuisement des ressources minérales à cause du BMS supplémentaire en troisième vie.

Ce résultat tend à montrer que les bénéfices de la troisième vie peuvent être annulés par un reconditionnement important. Notre modèle a simplifié l'étape de reconditionnement et il est difficile aujourd'hui de prévoir les opérations requises en vue d'une troisième vie.

iii. Conclusion

Le fait de ne considérer que la première vie montre une comparaison différente entre les méthodes. Pour un même service rendu, les impacts évités en extension des frontières sont plus intéressants que la méthode CFF qui a moins de bénéfices en première vie.

La méthode de fonctionnalité intégrée, quant à elle, révèle l'incidence du choix des facteurs d'allocation sur la répartition des impacts. Le fait d'augmenter le nombre de vies allège les impacts des premiers utilisateurs.

3.2.4.4 Analyse des résultats en utilisation stationnaire

Dans cette section, nous nous intéressons aux impacts alloués à l'utilisation en ferme solaire (2^{ème} vie), toujours avec la méthode d'allocation selon la fonctionnalité intégrée.

i. Scénario A vs. scénario C

Nous comparons ici deux scénarios par rapport à la deuxième vie en ferme solaire – pour mémoire, les scénarios A et C présentent tous les deux une telle application en seconde vie, et le scénario C présente une vie supplémentaire dans un foyer.

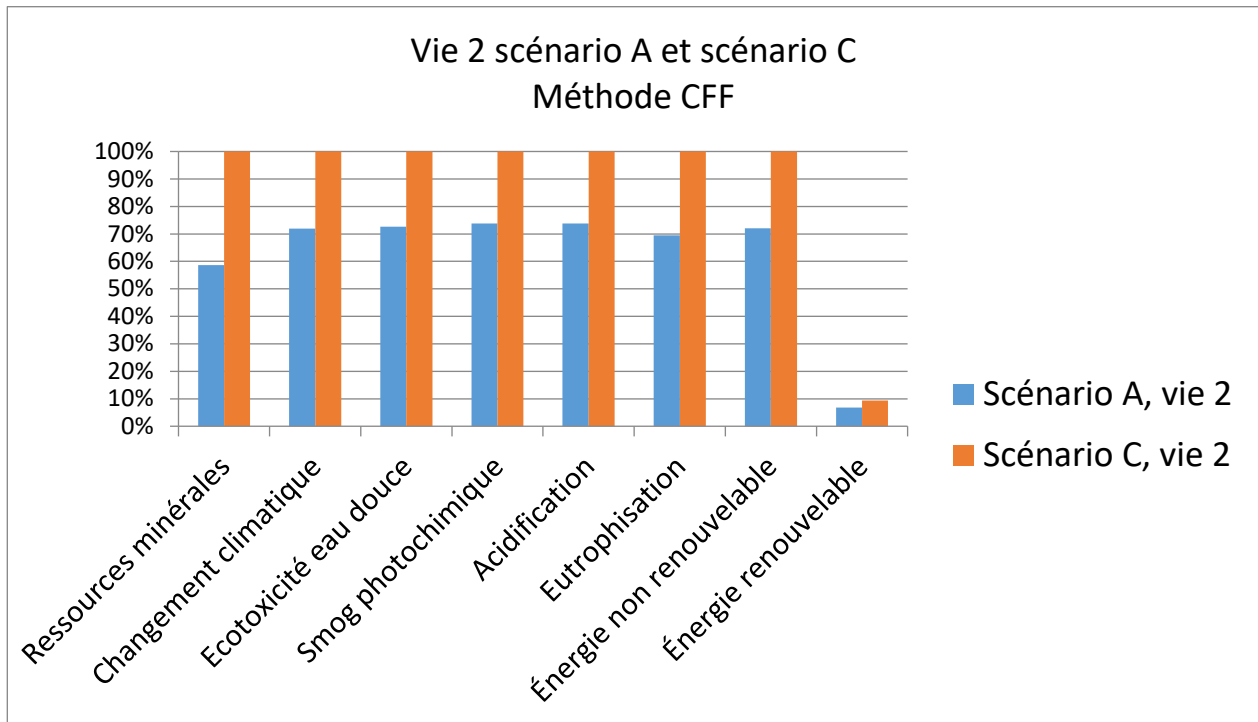


Figure 75 : Résultats comparatifs (%) de la 2^{ème} d'utilisation selon la méthode de fonctionnalité intégrée – Scénario A vs. scénario C (/kWh)

Remarque : les indicateurs de consommation d'énergie renouvelable et non renouvelable sont représentés en proportion relatives l'un par rapport à l'autre. Cela est valable pour les autres graphiques qui les représentent côte à côte.

L'augmentation du nombre de vies en scénario C n'apporte pas de bénéfices par rapport à un scénario à deux vies. Bien que les facteurs d'allocation soient proches :

- Scénario A, vie 2 : 36 %
- Scénario C, vie 2 : 40 %,

la quantité d'énergie délivrée dans le scénario A est supérieure de **24 %**. Le tableau suivant montre la quantité d'énergie fournie dans chaque application.

Tableau 55 : Quantité d'énergie délivrée par vie (kWh)

	Vie 1	Vie 2	Vie 3
Scénarios A, B	25 229	36 441	-
Scénario C	25 229	29 434	14 016

L'impact est ainsi fortement réduit grâce au niveau de service rendu.

Nous approfondissons la comparaison de ces scénarios avec la méthode CFF.

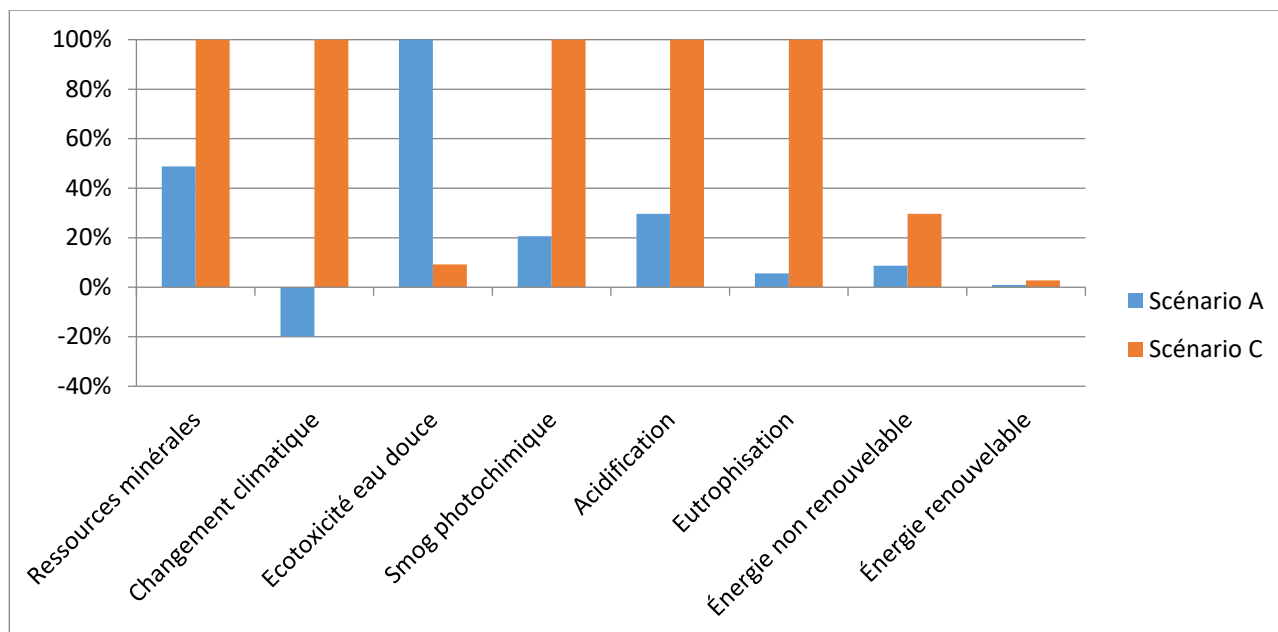


Figure 76 : Résultats comparatifs (%) de la 2^{ème} d'utilisation selon la méthode CFF – Scénario A vs. scénario C (/kWh)

Les variations sont ici très marquées. La seconde vie du scénario A concentre les impacts de fin de vie à la différence du scénario C qui la répercute en troisième vie. Le traitement du cuivre et de l'aluminium, en masses importantes dans les cellules et le pack, est responsable d'impacts forts en écotoxicité et de bénéfices liés au recyclage en changement climatique. En revanche, la quantité d'énergie délivrée en vie 2A par rapport à la vie 2C permet de réduire les impacts sur les indicateurs de ressources.

3.2.4.5 Scénario B vs. scénario C

Nous comparons maintenant les impacts de deux vies en utilisation domestique, en seconde vie du scénario B et en troisième vie du scénario C.

i. Méthode de fonctionnalité intégrée

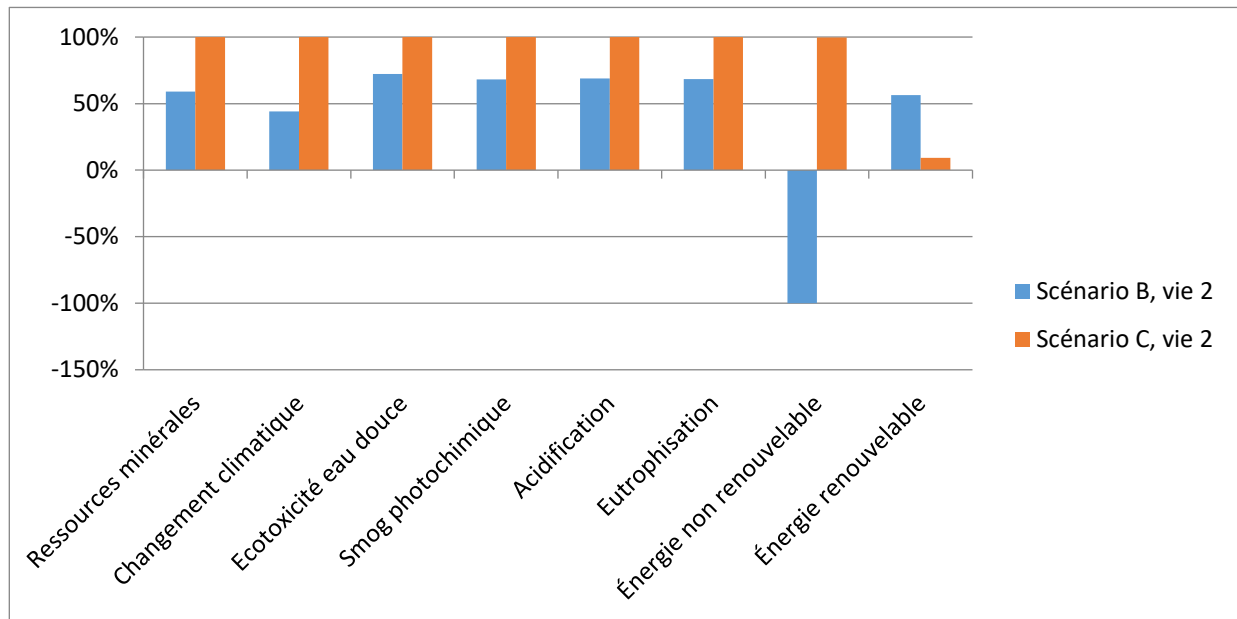


Figure 77 : Résultats comparatifs (%) de l'utilisation domestique selon la méthode de fonctionnalité intégrée – Scénario B vs. scénario C (kWh)

Les résultats comparatifs sont ici beaucoup plus homogènes. La méthode FI répartit équitablement les impacts des différentes étapes de cycle de vie à chaque vie. Chaque utilisateur se voit ainsi allouer une part des impacts des autres étapes, notamment le reconditionnement. La vie 2B perçoit 40 % d'allocation contre 7 % pour la vie 3C. En revanche, le service rendu en vie 2B est une quantité d'énergie 2,5 fois supérieure. Ces deux facteurs combinés donnent alors un écart moyen de 42 % en faveur du scénario B.

ii. Méthode CFF

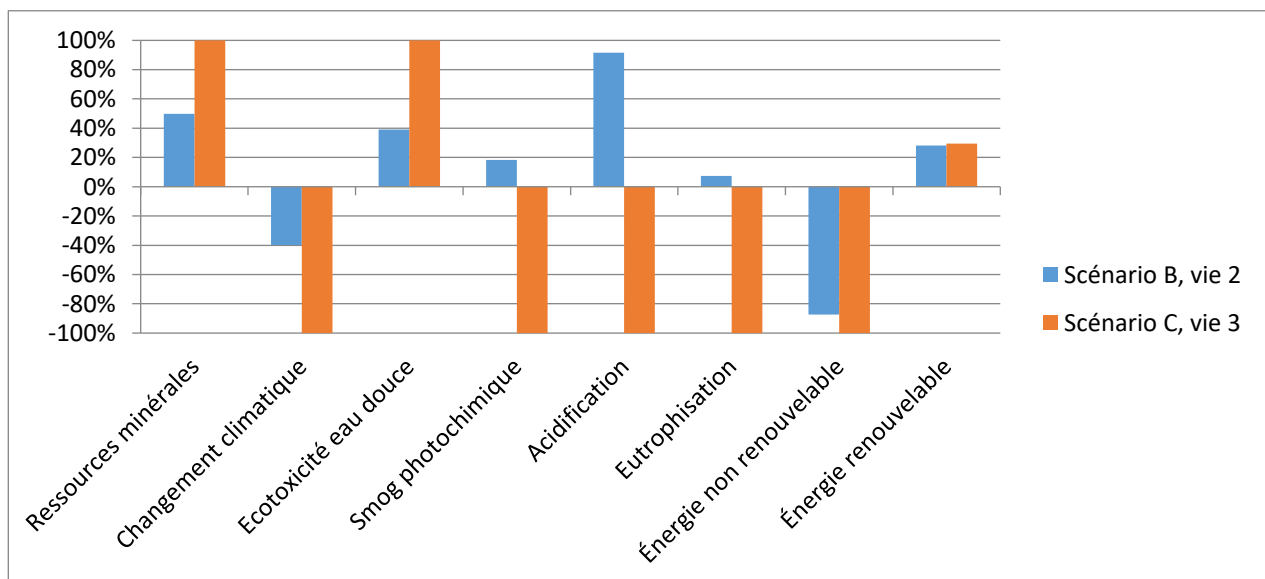


Figure 78 : Résultats comparatifs (%) de l'utilisation domestique selon la méthode CFF – Scénario B vs. scénario C (kWh)

Nous comparons ici deux applications identiques de réemploi de la batterie. Or la vie 2B assure un service presque 3 fois supérieur en termes de fourniture d'énergie. Les impacts d'épuisement des ressources minérales et d'écotoxicité respectivement dominés par la production et la fin de vie sont donc amortis par

rapport à l'unité fonctionnelle. Les consommations d'énergie sont équivalentes. C'est la consommation d'énergie en phase d'utilisation qui domine sur ces deux catégories. Or le service rendu en phase d'utilisation est proportionnel à l'unité fonctionnelle.

La méthode CFF alloue peu d'impacts de production aux vies 2 et 3. Or la production de l'anode et de la cathode est la principale contribution aux impacts d'acidification, d'eutrophisation et d'oxydation photochimique. Ceux-ci sont donc plus facilement compensés par les bénéfices d'utilisation en vies 2 et 3.

Conclusion

La comparaison des scénarios pour une même application stationnaire (solaire ou domestique) s'avère très sensible à la méthode d'allocation choisie. D'un côté, la méthode de fonctionnalité intégrée est homogène sur tous les indicateurs car elle répartie production et fin de vie dans les mêmes proportions. De l'autre côté, la méthode CFF alloue moins d'impacts de production en vie 2 que la méthode FI ne le fait. Il en résulte des impacts globalement plus faibles sauf en écotoxicité d'eau douce, caractéristique des processus de fin de vie.

3.2.4.6 Analyse des flux de déchets ultimes

La méthode CFF conduit à allouer l'intégralité des déchets à la dernière vie – comme si l'on « poussait le tas de sable ». Pour repérer cet effet, nous avons analysé l'inventaire des flux de déchets ultimes afin d'identifier l'influence de la méthode sur la ventilation de ces flux. Dans les inventaires calculés dans Simapro, nous avons les flux de déchets solides suivants :

Tableau 36 : Flux de déchets ultimes issus de l'ICV Simapro

Flux de déchet	Unité
Demolition waste, unspecified	g
Hazardous waste, unspecified treatment	µg
Mineral waste	g
Overburden (deposited)	kg
Radioactive tailings	g
Radioactive waste	mg
Slag (uranium conversion)	mg
Slags	g
Spoil, unspecified	g
Tailings, unspecified	kg
Waste, nuclear, high active/m ³	cm ³
Waste, nuclear, low and medium active/m ³	cm ³

D'après la dénomination des flux, il semble pertinent d'exclure les flux de déchets radioactifs et de démolition qui ne concernent pas les matières issues des cellules et du pack. Nous retenons deux flux dans notre analyse :

- Hazardous waste, unspecified treatment
- Overburden (deposited).

Une première observation peut être faite sur le scénario A selon la méthode d'extension des frontières.

Tableau 37 : ICV des déchets ultimes - Batterie NMC, scénario A, extension des frontières

		Hazardous waste, unspecified treatment (µg)	Overburden (deposited) (kg)
Total		328	48
Vie 1	Production NMC	249,2	35,9
	Utilisation 1	0	0
Reconditionnement	Fin de vie BMS 1	0	0
	Production BMS 2	249,2	35,9
Vie 1 (fin de vie)	Traitement de fin de vie des cellules NMC	0	3,9
	Fin de vie matières (NMC)	0	-0,5
	Enfouissement de déchets dangereux (NMC)	0	0
Extension des frontières (cycle de vie LFP évité)	Production LFP	-170	-24,5
	Traitement de fin de vie des cellules LFP	0	-3,6
	Fin de vie matières (LFP)	0	0,9
	Enfouissement de déchets dangereux (LFP)	0	0

Remarque : l'utilisation 2 du scénario A est vide selon nos hypothèses

Il apparaît que les flux proviennent exclusivement du BMS. Après vérification dans le détail du procédé de production des batteries, la production des fils de cuivre dans le BMS est bien l'unique contribution à ces flux.

Les résultats sont similaires dans les autres scénarios et méthodes. Leur étude n'apporte pas les réponses attendues. D'une part, le flux de déchets dangereux est lié à la production et non à notre étape d'enfouissement en fin de vie, dont les flux sont nuls. Ils sont en faible quantité, environ 250 µg par rapport à un BMS de 4,8 kg contenant 50 % en masse de fils de cuivre. D'autre part, la masse de déblais (*overburden*) provenant uniquement des fils de cuivre n'est pas cohérent avec un flux nul pour la fin de vie du cuivre dans les cellules et le pack.

Une étude plus ciblée confirme la limite d'analyse de ces flux. Dans le cas du fer, toute la matière présente dans les cellules LFP est envoyée en enfouissement de déchets ferro-magnétiques. Il y a 61 kg de fer enfoui alors que le flux de déblais vaut 0,6 kg. Ce flux ne permet donc pas de tracer les déchets ultimes des cellules.

Conclusion

En raison des limites des inventaires utilisés, il n'a pas été possible de mettre en évidence l'effet « tas de sable » de la méthode CFF.

3.2.5 Analyse de sensibilité

Plusieurs analyses de sensibilité ont été menées :

- Taux de matière recyclée dans les batteries

- Variation des paramètres des méthodes d'allocation (selon la fonctionnalité intégrée : choix des critères de qualité, et CFF : A et Qsin-Qsout).

3.2.5.1 Taux de matière recyclée dans les cellules

Actuellement, les métaux Co, Mn et Ni présents dans les cellules ont des taux de recyclage faibles à l'issu de l'hydrométallurgie. Notre modélisation contient donc des procédés de production de métaux vierges. L'étude des stocks de métaux montre l'influence de l'évolution du marché des batteries sur l'immobilisation de quantités importantes de métaux. Les futurs progrès techniques de recyclage mènent aussi à envisager une part de métaux recyclés dans la production des cellules. Nous faisons une analyse de sensibilité en supposant 15 % de Co et Ni recyclés en entrée du processus de fabrication des cellules. La masse de matière recyclée est soustraite en fin de vie et exclue ainsi que les bénéfices de recyclage en fin de vie, afin d'éviter un double comptage.

Nous utilisons la méthode CFF pour cette analyse de sensibilité.

Le graphique suivant présente les résultats comparatifs sur l'ensemble du cycle de vie du scénario A. La tendance restera la même selon les autres scénarios car la contribution de la consommation d'énergie dans les autres phases influe peu.

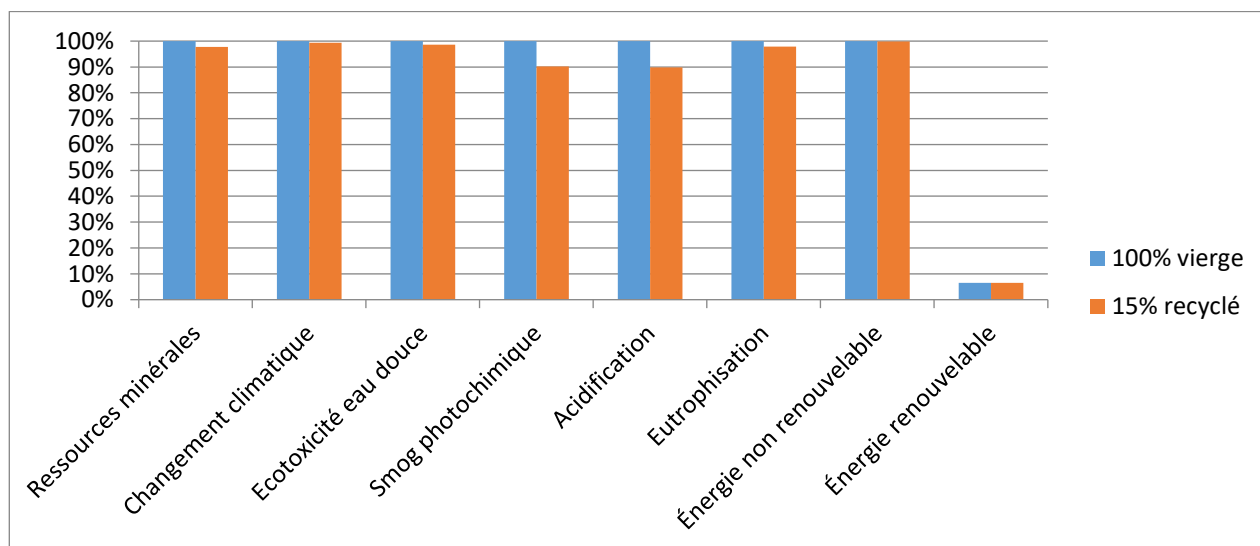


Figure 79 : Part de matières recyclées (Ni, Mn, Co) - cycle de vie complet, scénario A, CFF (/kWh)

Remarque : les indicateurs de consommation d'énergie renouvelable et non renouvelable sont représentés en proportion relatives l'un par rapport à l'autre. Cela est valable pour les autres graphiques qui les représentent côte à côte.

Bien que les métaux des cellules soient critiques dans l'épuisement des ressources, la contribution du BMS reste importante. En revanche, la part de nickel secondaire réduit significativement l'oxydation photochimique et l'acidification.

Conclusion

L'emploi de métaux recyclés pour la production des batteries conduit à un bénéfice significatif sur les indicateurs d'oxydation photochimique et d'acidification et tend à réduire à la marge les autres indicateurs.

3.2.5.2 Variation des paramètres CFF

i. Coefficient de répartition entre offre et demande (A)

Le coefficient A détermine l'importance de l'offre issue de la première utilisation. Dans le cas de la batterie aujourd'hui, la demande en batterie reconditionnée pour une application stationnaire est supposée basse. En effet, le coût de production diminuant et le volume de production croissant, peu d'utilisateurs se tournent vers des batteries reconditionnées. En conséquence, nous avons paramétré le modèle avec A = 80 %. D'après le

PEF, A peut varier entre 20 % et 80 %. Nous étudions donc un cas intermédiaire A = 50 % afin d'analyser une évolution prospective du marché des batteries en seconde vie. Ce coefficient concerne uniquement le produit batterie. Les matériaux ne sont pas concernés par cette analyse de sensibilité, car le facteur A est spécifique du marché de chaque matériau.

Scénario A

Nous présentons tout d'abord les résultats sur la vie 1, identique pour les trois scénarios. L'affichage place le cas initial (A = 80 %) et les valeurs de la variante sont calculées relativement à ce cas. Par ailleurs, les valeurs extrêmes sont coupées pour faciliter la lecture.

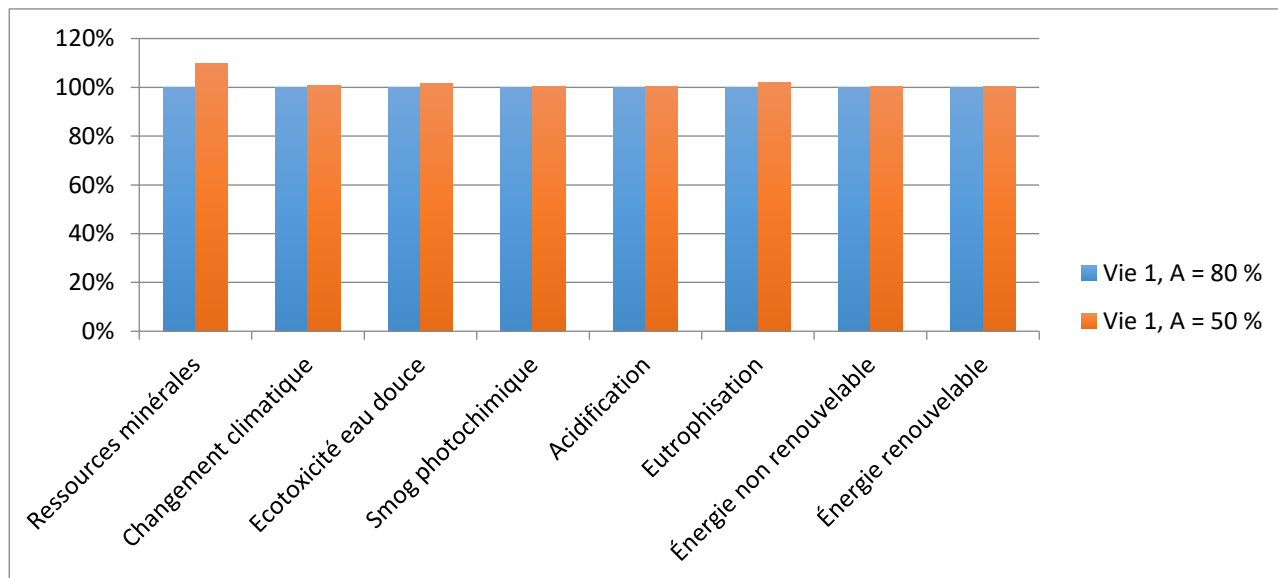


Figure 80 : Analyse de sensibilité CFF coefficient A – Vie 1

Le changement du facteur A influe très peu la première vie. D'après les schémas d'allocation, seule l'étape de reconditionnement est ventilée sur la première vie. Celle-ci contient juste le remplacement du BMS responsable notamment d'un épuisement des ressources minérales. La variation sur les autres indicateurs reste très faible.

Comme le montre la figure ci-dessous, la seconde vie est beaucoup plus sensible à ce paramètre.

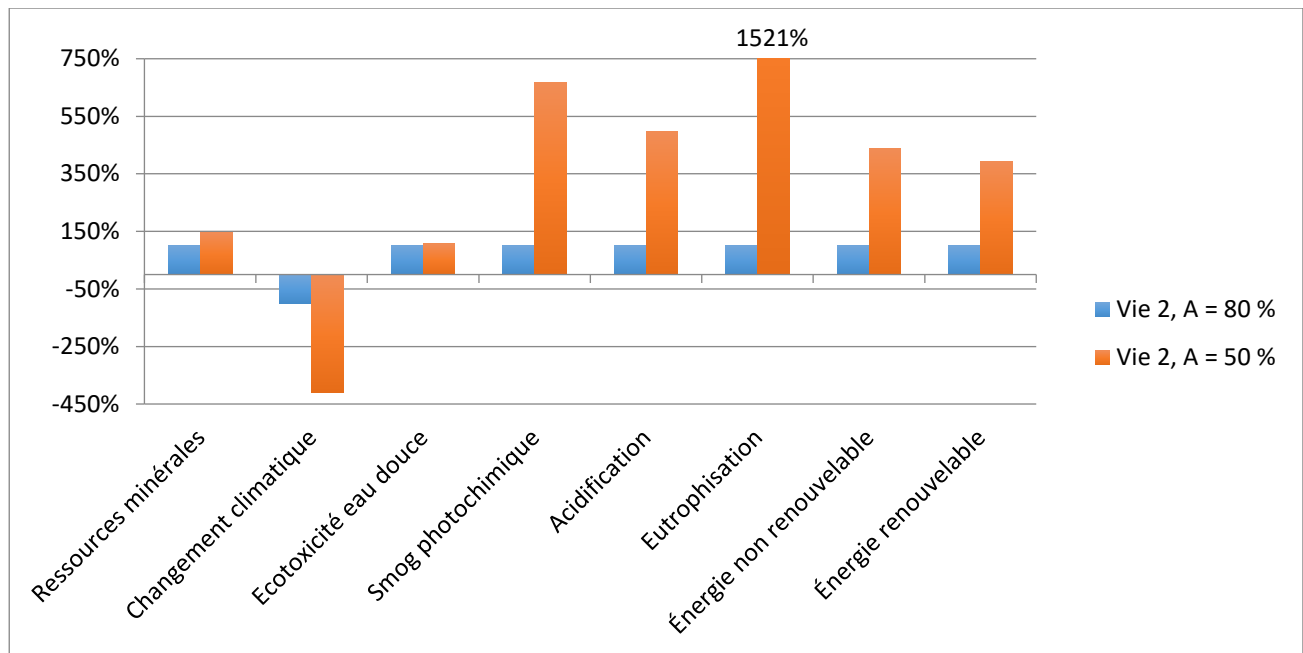


Figure 81 : Analyse de sensibilité CFF coefficient A – Scénario A vie 2

Un facteur A égal à 50 % alloue 38 % d'impacts de la batterie en seconde vie contre 15 % quand A est égal à 80 %. Il y a 2,5 fois plus d'impacts de production alloués en vie 2. Cela dépasse les bénéfices de changement climatique obtenus par le recyclage du cuivre en fin de vie. L'effet est similaire sur les impacts d'oxydation photochimique, d'acidification et d'eutrophisation provenant de la fabrication des cellules.

Scénario B

L'analyse de la vie 1 est déjà présentée dans le paragraphe ci-dessus. La vie 1 est identique entre les trois scénarios.

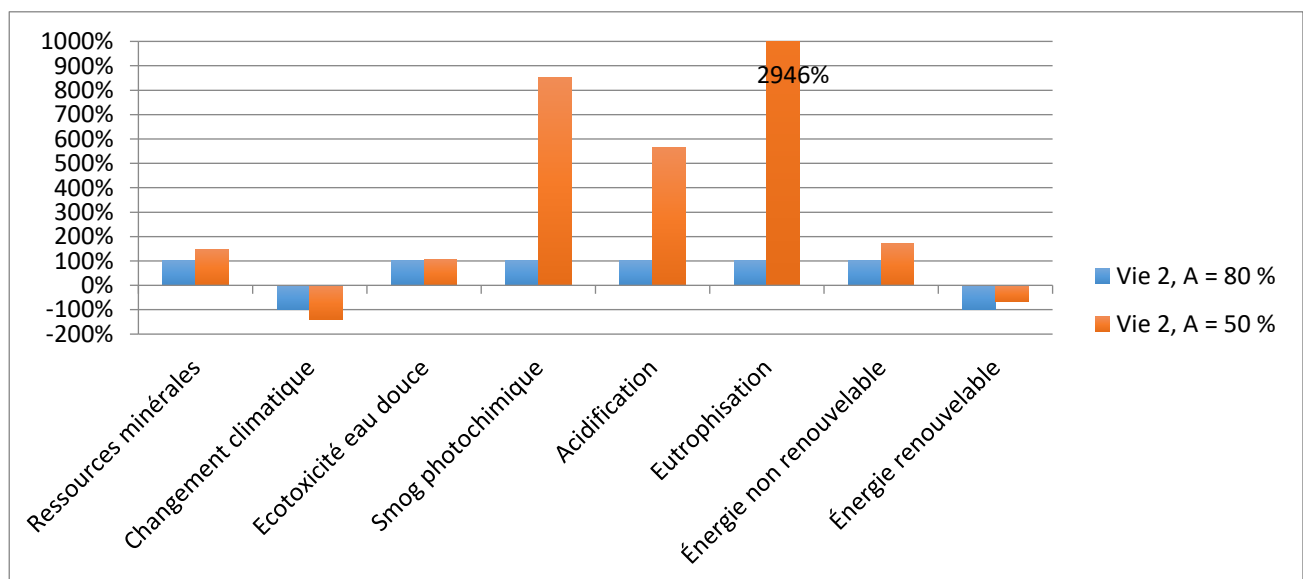


Figure 82 : Analyse de sensibilité CFF coefficient A – Scénario B vie 2

Par rapport à la vie 2 du scénario A, la consommation d'électricité dans le foyer change significativement les résultats de changement climatique et de consommation d'énergie. Un coefficient A égal à 50 % vient annuler les bénéfices énergétiques de la consommation décalée entre le jour et la nuit dans un foyer.

Scénario C

L'analyse de la vie 1 est déjà présentée dans le paragraphe ci-dessus. La vie 1 est identique entre les trois scénarios.

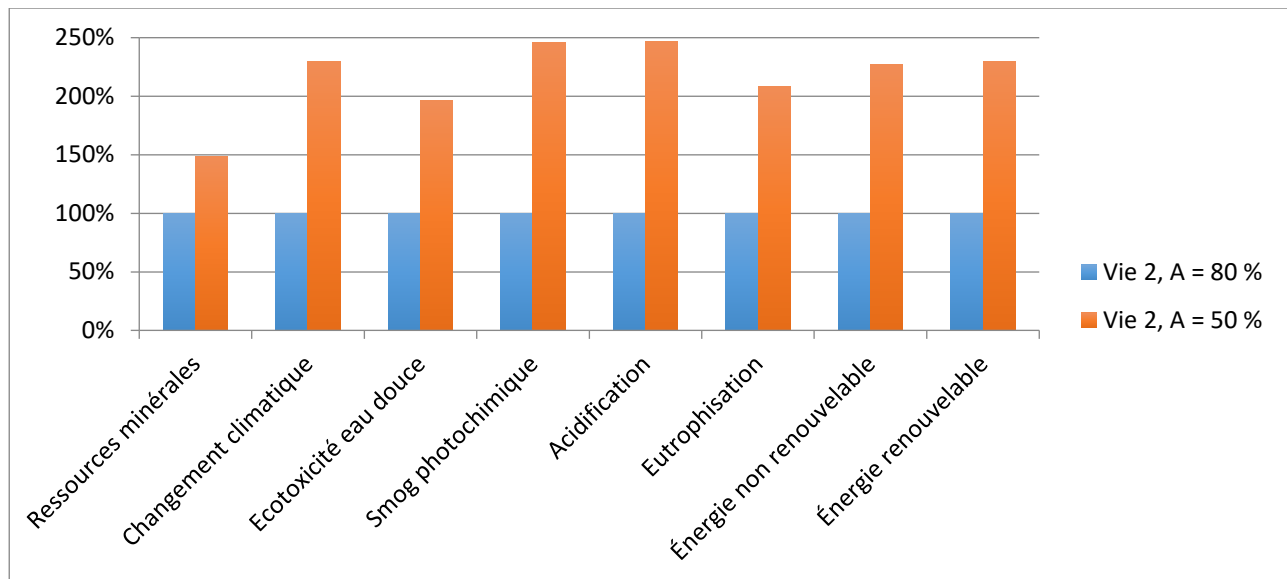


Figure 83 : Analyse de sensibilité CFF coefficient A – Scénario C vie 2

La vie 2 intermédiaire dans ce scénario est moins sensible au coefficient A. Le fait que cette vie soit placée entre deux étapes de reconditionnement n'affecte pas l'équilibre entre reconditionnement amont et aval. Il n'y a que 5 % de différence entre l'allocation en sortie ($R2_{vie1} = 95\%$) et en entrée ($R1_{vie2} = 100\%$). L'absence de fin de vie matière met en évidence les impacts globaux de production de la batterie NMC. Rappelons que :

- A = 50 %, 38 % de la production allouée en vie 2
- A = 80 %, 15 % de la production allouée en vie 2.

Quant à la vie 3, nous retrouvons une tendance similaire à la vie 2 du scénario B.

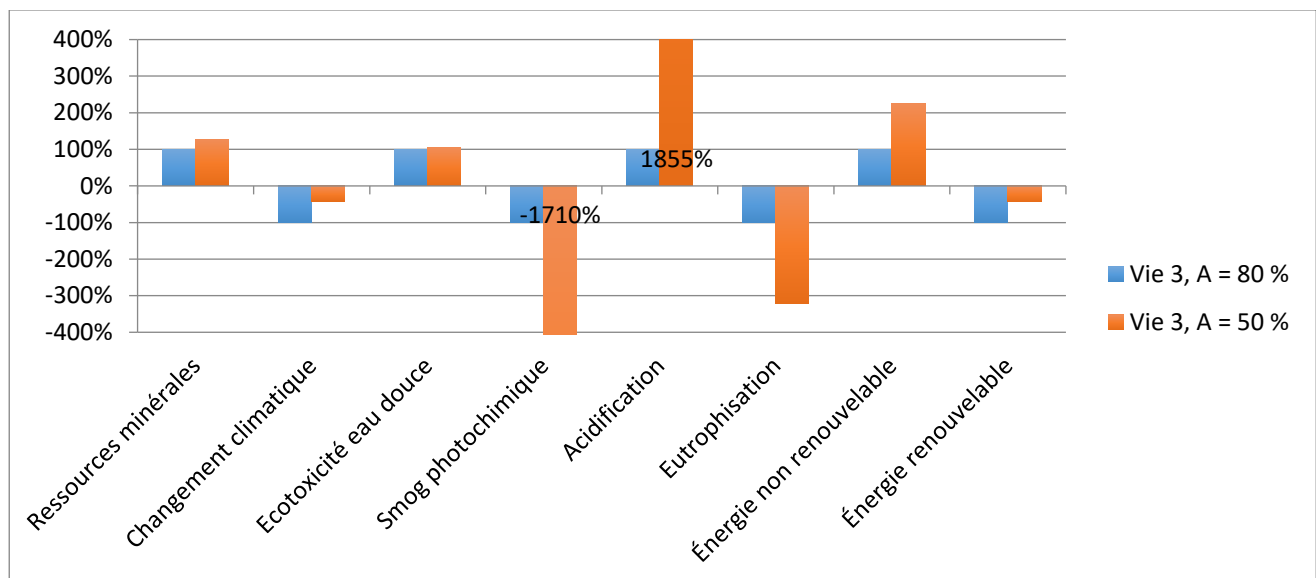


Figure 84 : Analyse de sensibilité CFF coefficient A – Scénario C vie 3

L'allocation de la production de la batterie est ici réduite par rapport à la vie 2 :

- A = 50 %, 27 % de la production allouée en vie 3
- A = 80 %, 11 % de la production allouée en vie 3.

La différence est marquée par le changement de signe en changement climatique, en oxydation photochimique et en eutrophisation par rapport au scénarios A et B. Il s'agit ici de la fin de vie, dont les bénéfices deviennent visibles dès lors que l'on réduit suffisamment l'allocation de production de la batterie.

Conclusion

La méthode CFF appliquée à un produit destiné au réemploi révèle que la charge environnementale est répercutée en seconde vie. En dessous de 15 % d'allocation de production de la batterie, les impacts et les bénéfices de la fin de vie dépassent ceux de la production.

ii. Coefficient de qualité du produit (Qs)

Présentation de la variante

Dans la méthode CFF, les facteurs Q_{sout} et Q_{sin} traduisent respectivement la qualité du produit sortant et entrant au point de substitution, entre deux vies consécutives. Dans la modélisation, nous avons défini la qualité en un point de substitution N par la formule :

$$Q_s = \frac{\eta_{\text{pointN}}}{\eta_{\text{initial}}} * C\%_N$$

où Q_s est la qualité au point de substitution (Q_{sin} = Q_{sout}) par rapport à la qualité primaire (Q_p = 1),

η_{initial} et η_{pointN} sont les rendements énergétiques respectivement initial et au point de substitution

C%_N est la capacité de charge en N.

Il est donc possible d'évaluer la qualité seulement en fonction de la capacité. La détermination du rendement n'étant pas appuyée par suffisamment de données expérimentales, ce paramètre n'est pas indispensable.

Cette alternative se rapproche de la méthode de fonctionnalité intégrée. En utilisant seulement le terme de fonctionnalité, c'est-à-dire le delta de capacité, nous pouvons exprimer Q_s :

$$Q_s = \frac{C\%_{N-1} - C\%_N}{\Delta C\%_{\text{total}}}$$

où C%_{N-1} et C%_N sont respectivement les capacités de charge aux points de substitution N-1 et N

ΔC%_{total} est la perte de capacité totale sur l'ensemble des vies.

Tableau 38 : Coefficients Qs aux points de substitution (Q_{sin} = Q_{sout}) - Variante

Point de substitution	Scénarios A et B (2 vies)		Scénario C (3 vies)	
	Initial	Variante	Initial	Variante
Vie 1-2	76 %	40 %	76 %	33 %
Vie 2-3	-	-	54%	33 %

Cette nouvelle configuration réduit presque de moitié les impacts de production de la batterie alloués aux vies stationnaires.

Résultats

De façon analogue à l'analyse de sensibilité avec une batterie LFP, nous ne présentons que l'épuisement des ressources minérales et le changement climatique qui donnent les deux tendances principales. Pour chaque scénario, les configurations initiales et finales des facteurs de qualité sont comparées selon les trois scénarios.

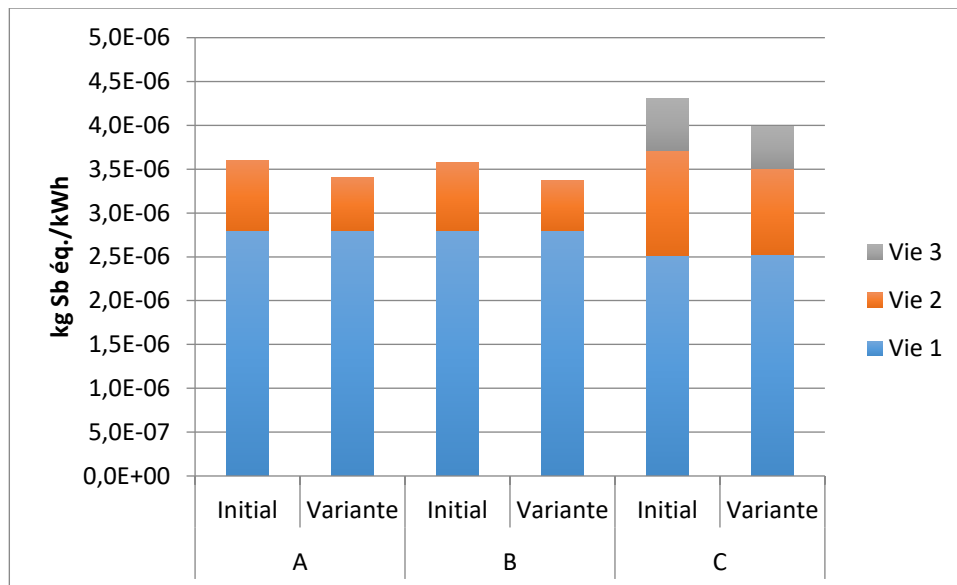


Figure 85 : Résultats d'analyse de sensibilité Qs - épuisement des ressources minérales (/kWh)

L'allocation de la production sur les applications stationnaires est presque divisée par deux. Dans la configuration initiale, la vie 2 reprend 15 % des impacts de production alors que la variante n'en donne que

- 8 % en scénarios A et B
- 6,6 % en scénario C.

Il en résulte une baisse respective de 26 % et 19 % d'épuisement des ressources minérales en vie 2. La réduction en vie 3 du scénario C est aussi de 19 %.

Les résultats sont en proportions équivalentes pour les indicateurs :

- Écotoxicité d'eau douce
- Énergie non renouvelable
- Énergie renouvelable.

Nous continuons l'analyse pour le changement climatique.

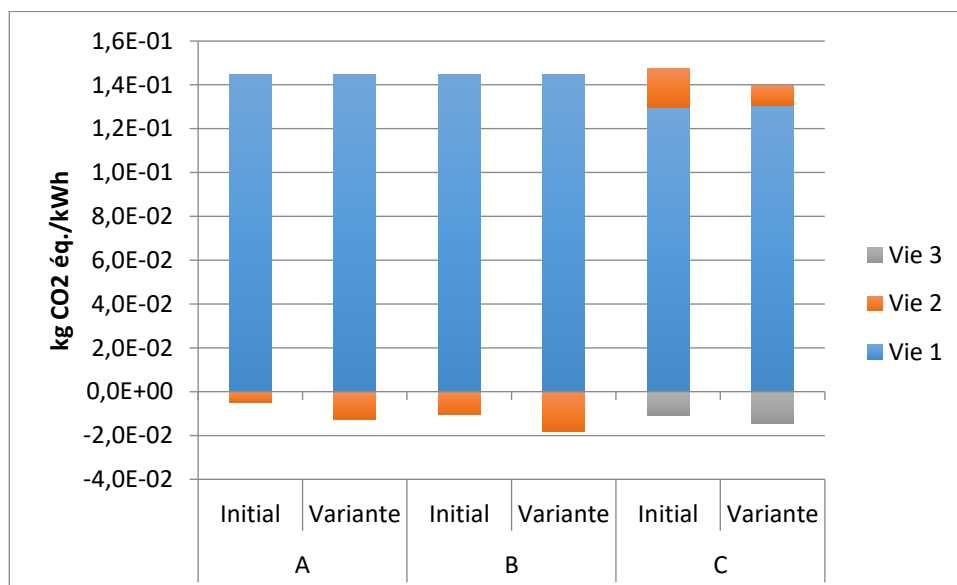


Figure 86 : Résultats d'analyse de sensibilité Qs - épuisement des ressources minérales (/kWh)

La tendance s'avère équivalente à l'épuisement des ressources. Toutefois, nous remarquons des bénéfices sur les dernières vies. Ils sont liés à la fin de vie des matières et leur recyclage. Le fait de diminuer la part de production allouée en seconde ou troisième vie compense moins les bénéfices de fin de vie.

Les résultats sont en proportions équivalentes pour les indicateurs :

- Oxydation photochimique
- Acidification
- Eutrophisation.

Conclusion

La méthode CFF appliquée au produit est asymétrique. La définition des facteurs de qualité conduit à pénaliser ou non les vies ultérieures. Sachant que le facteur d'offre et de demande A est fixé à 80 %, c'est-à-dire une faible demande de réemploi, l'allocation reste minimale par rapport à ce paramètre. Si l'on couple cette analyse avec un facteur A = 50 %, les variations se compenseront.

3.2.6 Conclusion

3.2.6.1 *Rappel des limitations*

i. Valeurs des paramètres clés

Une limite importante de cette étude concerne les données d'entrée. Il s'agit en effet d'une étude à visée méthodologique, sans collecte de données primaires – en quelque sorte une étude « hors sol ». L'étude bibliographique a permis de mettre en évidence les paramètres clés et l'amplitude des valeurs attribuées à ces paramètres dans les ACV de batteries. Ces paramètres concernent les performances de la batterie (rendement énergétique, capacité de charge) et les conditions d'utilisation (nombre de cycles, durée de vie calendaire, profondeur de décharge).

Toutefois, les configurations sont très variables d'une étude à l'autre, et les valeurs retenues ne sont pas toujours issues d'expérimentation, mais souvent de données secondaires. Nous avons observé des variations des paramètres du simple au double.

De plus, la grande majorité des études traitent des batteries LFP. La configuration pour la batterie NMC étudiées ici a été estimée de façon moyenne au regard de l'ensemble des données disponibles.

Malgré des lois de dégradation de la capacité de charge (Bobba et al, 2018 ; Zackrisson et al, 2017 ; Ahmadi et al, 2014), la cohérence avec les paramètres d'utilisation n'était pas satisfaisante.

Les variables d'entrée de notre modèle sont :

- la durée de vie (années) pour chaque vie
- le nombre de cycles par jour
- la profondeur de décharge (80 % constante).

Nous avons fixé les paliers de perte de charge en vie mobile et stationnaire pour déterminer la performance de la batterie. Ce paramètre est largement admis dans la littérature.

En revanche, le rendement énergétique et la défaillance des cellules restent plus délicats à déterminer. Il s'agit des paramètres les moins explicités dans la littérature. L'évolution du rendement est ici modélisée ici par une décroissance par palier de 5 %. Ce paramètre est particulièrement influent, car il est retenu pour mesurer la qualité de la batterie dans la méthode CFF. La configuration de cette méthode est donc directement affectée par ce paramètre. De plus, l'unité fonctionnelle est proportionnelle à ce rendement, qui influence sensiblement les résultats des 2^{èmes} et 3^{èmes} vies.

Enfin, nous avons trouvé très peu de données sur le recyclage des batteries. Nous nous sommes essentiellement appuyés pour ce point sur le projet pilote du PEF sur les batteries. Du fait du manque de retour d'expérience à date, ce point sera à préciser au fil des prochaines années.

ii. Inventaire de cycle de vie

L'orientation méthodologique du projet sur la modélisation des vies multiples justifie des simplifications le calcul des inventaires, sur certaines étapes du cycle de vie.

iii. Production et traitement des cellules

Lors de la fabrication des cellules, le rendement de transformation chimique des cellules NMC a été estimé à 85 %. Seul Dai et al, 2017 aborde cet aspect dans la nomenclature. De même en fin de vie, le traitement hydrométallurgique décrit par le PEFCR indique des taux de récupérations des métaux Co, Mn et Ni difficilement vérifiables. Ils restent cependant faibles (Co 6 %, Ni 4 %) et ne contribuent pas à surestimer les gains du recyclage.

iv. Transport de distribution

Les étapes intermédiaires de transport depuis le fabricant, potentiellement en Asie, jusqu'à l'utilisateur ainsi que le transport jusqu'aux centres de reconditionnement et de fin de vie sont exclus. Ce choix relève du besoin de se concentrer sur les aspects méthodologiques à intégrer au modèle.

v. Installation stationnaire

Pour les applications stationnaires, le processus de reconditionnement préalable à l'installation a été modélisé de façon simplifiée par le seul remplacement du BMS. Des échanges avec RECORD ont révélé qu'une batterie pouvait être directement transposée en installation stationnaire sans modification. Bien que des cellules tombent en panne, il est possible de les isoler du circuit sans démontage. Le remplacement du pack n'est donc pas indispensable. Néanmoins, l'étape de reconditionnement a montré son influence dans la méthode CFF. Les allocations du BMS seul sont perceptibles à l'échelle d'une vie.

Par ailleurs, en utilisation stationnaire, la batterie neuve remplacée a été modélisée sur la base du modèle de référence utilisé pour la batterie LFP dans cette étude, soit une batterie de capacité initiale de 24 kWh. Or, dans le cas d'une utilisation en foyer, les batteries utilisées ont souvent une capacité moindre – entre 5 et 19 kWh selon les modèles disponibles sur le marché. Ne sachant pas si les impacts de la production et de la fin de vie d'une batterie sont proportionnels à sa capacité initiale, ce choix de modélisation peut être considéré comme une limite de l'étude.

vi. Modélisation de la consommation d'électricité dans un foyer

La consommation d'électricité dans un foyer (scénario B – vie 2 et scénario C – vie 3) a nécessité une modélisation sur deux tranches horaires distinctes selon le tarif de l'électricité. La batterie est rechargée la nuit puis délivre l'énergie stockée le jour. Ce scénario s'accorde avec un objectif d'économie pour l'utilisateur. Le prix de l'électricité pouvant baisser de 15 % la nuit⁷⁰. Ce scénario de consommation est apparu comme une variante pertinente d'après la littérature (Faria et al, 2014 ; Casals et al, 2015).

Les périodes où l'électricité coûte moins chère est variable. Il y a deux créneaux prévus chaque jour et le total n'excède pas 8 heures par jour. Nous avons donc supposé une période fixe entre 22h et 6h pour le tarif préférentiel. L'évaluation des mix électriques sur les deux périodes a été faite sur la période 2014-2017 d'après les bilans de puissance RTE. Le mode de production d'électricité en France ayant peu évolué sur cette période, les mix jour et nuit sont relativement constants.

Les résultats d'analyse de cycle de vie confirment les bénéfices obtenus par cette solution. Malgré tout, les objectifs de transition écologique pourraient remettre en cause ce mode de consommation actuellement pertinent. Par ailleurs, une approche conséquentielle est à envisager. Si demain des millions d'utilisateurs consomment ainsi, les appels de puissance seront largement affectés, notamment avec un développement des bornes de recharge haute tension.

vii. Modélisation par extension des frontières du système

Une autre limite apparue dans l'analyse des résultats comparatifs entre les trois méthodes de modélisation est la définition de l'unité fonctionnelle. La méthode d'extension des frontières ne s'applique qu'à la première vie. Il n'est pas possible de considérer deux vies successives car la méthode consiste justement à créditer la première vie des bénéfices d'une utilisation ultérieure. Nous exprimons les résultats pour 1 kWh délivré en vie 1 alors que nous les exprimons avec les autres méthodes pour 1 kWh réparti entre les 2 ou 3 vies successives. Ces résultats ne sont donc pas strictement comparables.

⁷⁰ <https://www.fournisseurs-electricite.com/edf/tarifs/heures-creuses-heures-pleines>

3.2.6.2 *Eléments de conclusion*

i. Sur la mise en œuvre pratique des méthodes de modélisation des vies multiples

- Besoin d'une filière de référence

Les méthodes EF et CFF nécessitent de définir la filière de référence, qui fait l'objet d'une substitution. Cela est explicite dans la méthode EF, où la filière de référence est « soustraite » au système d'étude. En revanche, dans la méthode FI les usages successifs du produit initial sont définis et il n'y a pas de substitution.

La définition de cette filière de référence reste discutable, et est susceptible de faire varier les conclusions de façon sensible. Ainsi par exemple, la question se pose de savoir si le bien réutilisé en seconde vie remplace ou non un bien neuf – cf partie A. Par exemple, dans le cas des batteries, nous avons modélisé le cas où, en troisième vie, la batterie constitue un « achat d'opportunité » pour un foyer, qui n'aurait pas, en l'absence de bien d'occasion, investi dans une batterie.

Par ailleurs, même dans la perspective où le bien de seconde main se substitue à un bien neuf, la nature, la qualité et la quantité de ce bien neuf doivent être déterminés avec soin, et sont sujets à discussion. Dans le cas des batteries, nous avons considéré que la batterie NMC réemployée se substitue à une batterie LFP, mieux adaptée qu'une batterie NMC d'après l'étude bibliographique à une application stationnaire. Cependant, d'autres auteurs ont fait d'autres choix, comme par exemple Richa et al, 2015, qui considèrent une batterie PbA comme filière de référence.

Le fait d'avoir à définir cette filière de référence reste un facteur d'incertitude dans le calcul d'une ACV de vies multiples, cette limite étant partagée par les différentes méthodes. Cependant, dans la mesure où elle n'applique pas de facteurs d'allocation, la méthode d'extension des frontières est encore plus sensible que les autres à cette limitation.

ii. Extension des frontières du système

- Choisir un point de vue : La méthode d'extension des frontières du système nécessite de définir un point de vue. En effet, elle conduit à appréhender l'intégralité des cycles de vies multiples, et d'y retrancher une filière de référence. Selon l'objectif, la filière retranchée peut concerner :
 - Le cycle de vie du bien substitué en vie 2, ce qui permet de calculer les impacts de la vie 1 (figure 41)
 - Le cycle de vie du bien en vie 1 avec une fin de vie classique, c'est-à-dire sans réutilisation, ce qui permet de calculer les impacts de la vie 2 (figure 42)
 - Ou bien encore les deux, ce qui conduit à évaluer la pertinence environnementale de la décision du réemploi (figure 43).

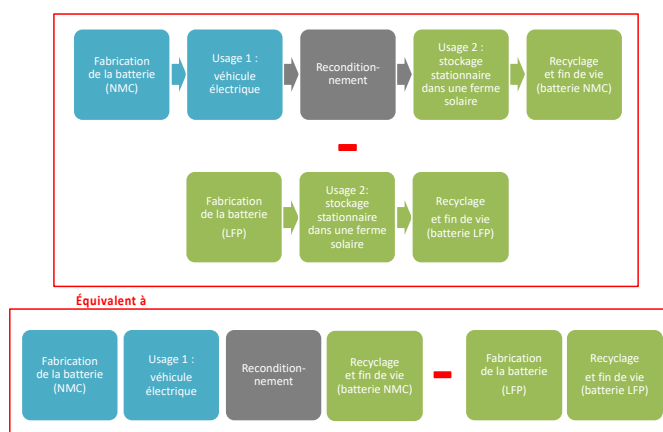


Figure 87 : Modélisation par extension des frontières, calcul de la vie 1

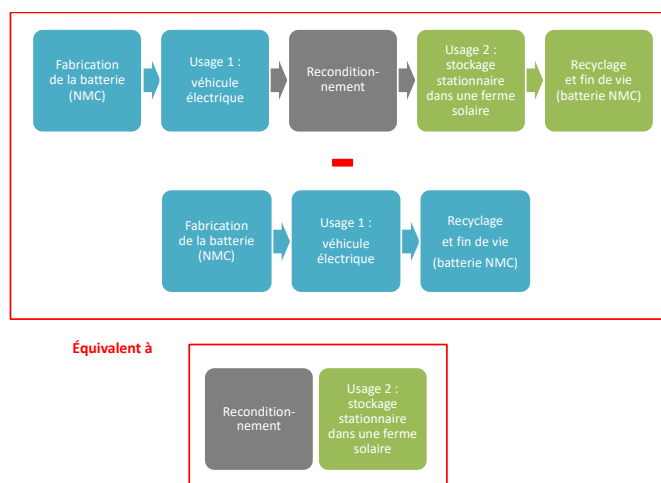


Figure 88: Modélisation par extension des frontières, calcul de la vie 2

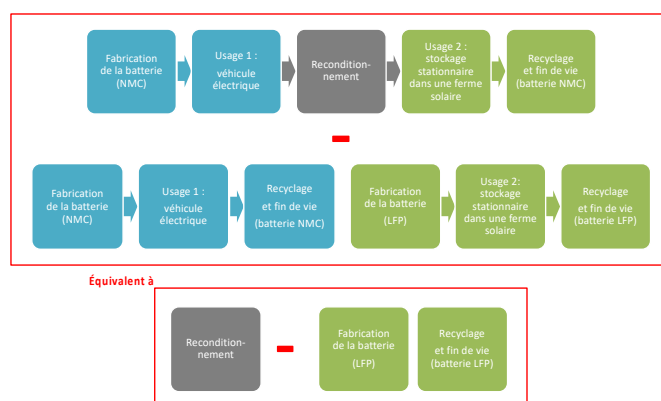


Figure 89 : Modélisation par extension des frontières, évaluation de la décision de réemploi

Cette multiplicité des points de vue implique qu'il n'est pas possible de calculer simultanément et de façon cohérente les impacts attribuables respectivement aux vies 1 et 2. Les modélisations nécessaires à chacun de ces calculs sont différentes, de sorte que les résultats ne peuvent pas être ajoutés. Cela constitue une limite importante de la méthode, dans une perspective attributionnelle.

Nota bene : nous avons ici adapté la méthode d'extension des frontières des systèmes. En effet, ce n'est pas seulement la production du bien substitué qui est retranché, comme dans le cas d'un matériau, mais également les éventuels écarts dans les phases d'usage et de fin de vie.

- Pertinente en perspective conséquentielle : En revanche, l'approche par extension des frontières du système est tout à fait pertinente dans une approche conséquentielle, lorsqu'il s'agit d'évaluer les conséquences d'une décision, en l'occurrence de la décision de ré-employer (ou non) le produit. Dans ce cas, c'est l'approche globale proposée en figure 43 qu'il faut privilégier, et l'absence de facteurs d'allocation devient un atout pour renforcer la pertinence et la crédibilité de la méthode.
- Capacité à passer à n cycles : la méthode d'extension des frontières, dans ses différentes variantes, peut s'appliquer à une modélisation sur n cycles, avec $n > 2$: cela demande simplement de définir le produit substitué pour chaque vie additionnelle.
 - Cela dit, dans l'approche « globale » ou « conséquentielle », il sera délicat d'isoler l'évaluation de la première ou seconde (ou n-ième) décision de réemployer, c'est plus la chaîne globale de réemploi qui pourra (ou non) être validée.
 - Dans l'approche « attributionnelle », il suffit de retirer les cycles de vie des produits successifs substitués.

iii. Allocation selon la fonctionnalité intégrée

- Définition de la fonctionnalité : la méthode de Fonctionnalité Intégrée nécessite par construction de définir la fonctionnalité. Cela ne devrait pas poser un problème majeur, car la réflexion sur la fonctionnalité est inhérente à l'ACV, avec la notion d'unité fonctionnelle. Cependant, comme cela est indiqué en partie A, la définition précise de la fonctionnalité peut prêter à discussion. Dans cette étude, la fonctionnalité est définie en fonction de deux paramètres de performance jugés décisifs dans le service rendu par la batterie durant une vie :
 - La quantité d'énergie stockée (Q_i en kWh)
 - La capacité de charge moyenne définie par rapport à l'état d'usure final ($\Delta C\%$).

L'allocation est fondée sur une méthode de « fonctionnalité intégrée » qui dépend des performances moyennes de la batterie à chaque vie.

- Besoin de connaître l'intégralité du cycle : pour mettre en œuvre cette méthode, il est nécessaire de connaître l'intégralité des vies multiples du produit. En effet, les impacts des étapes considérées comme communes aux différentes vies sont répartis en fonction de la fonctionnalité de chacune des vies successives. Il faut donc connaître – ou faire des hypothèses – sur la durée et la performance du produit dans chacune des vies. Cette caractéristique rend la méthode plus adaptée à l'évaluation de systèmes existants qu'à celle de technologies émergentes, dont les durées de vie et les performances sont encore mal connues.
- Dépendance au devenir du bien usagé : par construction, les impacts de la première vie seront différents selon que le bien connaisse ensuite une seconde vie seulement, ou une seconde et une troisième vie. Dans l'étude, bien que la vie 1 soit invariante dans les trois scénarios, la méthode de fonctionnalité intégrée la traite différemment selon les scénarios. L'utilisateur 1 est plus ou moins pénalisé ou crédité par les usages ultérieurs, bien qu'il n'en soit pas responsable. Ce constat relatif à la méthode de FI ne concerne pas la méthode CFF.
- Capacité à passer à n cycles : la méthode est adaptée à une modélisation sur n cycles avec $n > 2$, sous réserve de connaître les caractéristiques de chacun des cycles – cf. ci-dessus.

iv. Allocation substitution selon la CFF

Définition des paramètres : la méthode de la Circular Footprint Formula (CFF) demande de définir un grand nombre de paramètres, pour caractériser en particulier l'état du marché du bien de seconde main d'une part, et sa qualité relative par rapport à un bien neuf.

Si des paramètres sur l'état du marché sont définis par le programme PEF pour les principaux matériaux, ce n'est évidemment pas le cas pour les produits. Il est donc nécessaire de faire des hypothèses après enquête sur les marchés.

De même, il faut définir les facteurs de qualité Q_{sout} et Q_{sin} . Comme pour la méthode de FI, de nombreux paramètres peuvent être envisagés pour définir la qualité de la batterie au point de substitution. Ici, le rendement énergétique et la capacité de charge ont été retenus pour définir cette qualité intermédiaire. Comme le montre la figure ci-dessous, les paramètres retenus, bien que cohérents, ne sont pas identiques pour les méthodes FI et CFF :

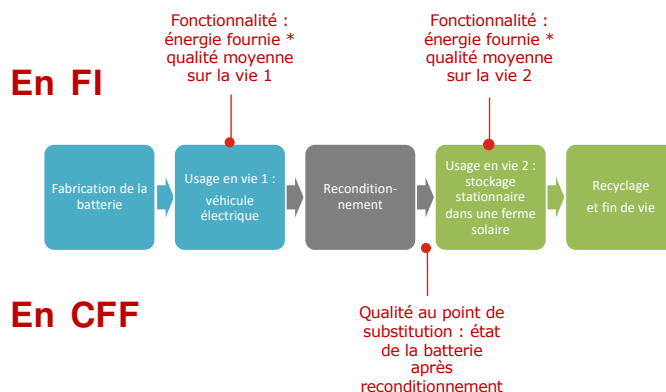


Figure 90 : Facteurs d'allocation en FI et CFF

Notons cependant que la méthode fournit un cadre plus précis pour la définition de ces paramètres. Les analyses de sensibilité menées dans l'étude montrent toutefois que le choix de ces paramètres peut avoir un effet très sensible sur les conclusions de l'ACV.

- Impact du matériau primaire : une limite de la méthode CFF est que quel que soit le nombre de cycles de réemploi qui le précèdent, un produit portera toujours une portion des impacts du produit neuf – de sorte que selon les valeurs retenues pour les paramètres, la somme des impacts sur l'ensemble des cycles pourrait dépasser la production du bien primaire. Cependant, un choix judicieux des paramètres A et Q_{sub}/Q_p et Q_{sin}/Q_p permet de limiter ce problème.
- Une autre limite importante de la méthode nous semble résider dans le traitement différencié des flux de matière et d'énergie d'un côté, et des déchets de l'autre. Cela conduit à ne pas pouvoir mener de calculs matriciels pour l'élaboration de l'inventaire. La conformité de ce point avec les recommandations de l'ISO sur l'ICV mériterait d'être vérifiée.
- Allocation des déchets à la dernière vie : comme indiqué ci-dessus, les déchets de fin de vie sont traités à part dans la CFF, et sont attribués uniquement à la dernière application – ce que nous appelons plus haut le « problème du tas de sable », que l'on repousse de vie en vie pour s'en décharger sur la dernière. Ce point mériterait d'être éclairé, voire corrigé, car des utilisations en cascade – ou « downcycling » - pourraient constituer des alibis pour dédouaner les fabricants des impacts de la fin de vie de leurs produits. Cependant, l'étude n'a pas permis de mettre clairement en évidence cette limite, du fait des limitations des inventaires sur les métaux.
- Malgré la mise à disposition par la Commission Européenne d'un guide d'application de la méthode CFF, nous avons rencontré plusieurs problèmes de modélisation pour mettre en œuvre la méthode. En particulier, il a été nécessaire de construire nous-mêmes une partie de la configuration. Par exemple, la question s'est posée de savoir s'il fallait appliquer la formule CFF à la batterie dans son ensemble, ou à ses composants, ou à ses matériaux.
- Nous avons choisi de l'appliquer préférentiellement dans cet ordre, c'est-à-dire à la batterie dans son ensemble quand c'était possible, et de fragmenter l'approche quand c'était nécessaire. Cela nous a conduit par exemple dans le cas de l'allocation du reconditionnement à séparer d'un côté le BMS usagé, qui est recyclé, du reste de la batterie. En effet, les matériaux du BMS recyclé entrent dans de nouveaux cycles de vie, ils apportent un crédit à la première vie, mais pas à la seconde. Cela conduit à une asymétrie dans le traitement des BMS : le recyclage du premier BMS ne concerne que la première vie, alors que la production du second est partagée entre les vies 1 et 2.

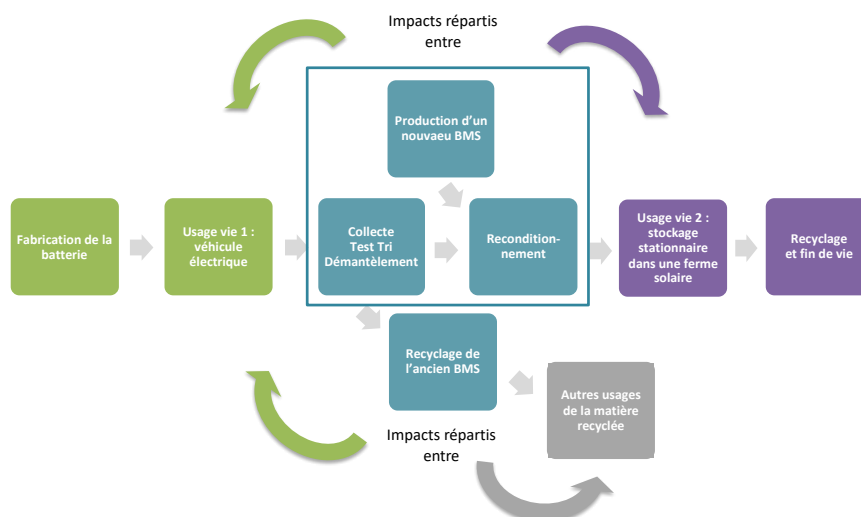


Figure 91 : Modélisation du reconditionnement en CFF

- Un atout de la méthode est que contrairement à la méthode de Fonctionnalité Intégrée, il n'est pas nécessaire de connaître l'intégralité des cycles successifs pour calculer les impacts d'une vie : il suffit de connaître les caractéristiques des vies $n-1$ et $n+1$ et du produit neuf pour les calculer sur la vie n .
- En cohérence avec le point précédent, les impacts de la vie n ne dépendent pas du devenir futur du produit disponible au réemploi, mais seulement de son état – ou ré-employabilité – au point de substitution.
- L'étude du cas d'achat d'opportunité, où le produit ne se substitue à rien, conduit à proposer une extension de la méthode CFF, pour prendre en compte l'éventuel gain à l'usage offert par le produit ré-employé : en l'occurrence, la batterie est utilisée par le foyer pour stocker de l'énergie la nuit. Le bénéfice de cette troisième vie pourrait, dans la logique de la formule CFF, être partiellement rétrocedé à la vie précédente, de la même façon que les impacts évités de la production d'une batterie neuve le seraient en cas de substitution.
- Capacité à passer à n cycles : la méthode CFF est par construction adaptée à la modélisation des vies multiples.

v. Sur la comparaison des différentes modélisations

- Diversité ou convergence des résultats : le choix d'une méthode de modélisation conduit-il à une hiérarchisation différente des solutions comparées ?

Les méthodes de fonctionnalité intégrée et CFF montrent une hiérarchisation équivalente des trois scénarios. La méthode d'extension des frontières minimise les impacts par rapport aux méthodes FI et CFF. La méthode CFF affiche des impacts supérieurs à la méthode FI sur tous les indicateurs. Ce constat est cohérent dans la mesure où la méthode FI n'alloue pas tous les impacts de fin de vie au dernier utilisateur, dont le service reçu par la batterie est faible.

Il semble donc prudent de considérer que les résultats sont très des valeurs des paramètres retenues dans chaque méthode. Les configurations des méthodes FI et CFF restent ouvertes actuellement.

- Quelle méthode retenir ?

Les résultats s'avèrent très sensibles à la méthode choisie. Ce choix repose sur deux approches au cœur des discussions sur les perspectives de cycle de vie à long terme :

- o Approche conséquentielle : évaluation des impacts évités
- o Approche attributionnelle : allocation des impacts par fonctionnalité intégrée ou CFF

Pour une technologie mature, l'approche intégrée s'avère pertinente. Si le cycle des vies multiples n'est pas totalement déterminé alors la méthode CFF est adaptée

vi. Sur la réalisation d'une étude ACV dans le secteur des batteries

L'étude ACV des batteries soulève des problèmes particuliers :

- Le manque de données
 - Tout d'abord, les publications d'études ACV sur les batteries s'appuient rarement sur des données primaires. La confidentialité des données implique que les études utilisant des données primaires ne fournissent pas de nomenclatures détaillées. Or la composition des cellules, cathode NMC en particulier, est déterminante dans les résultats, d'autant plus que les méthodes d'allocation répercutent la modélisation tout au long du cycle de vie.
 - Le paramétrage du modèle soulève également de nombreuses questions. La méconnaissance des lois d'évolution des performances de la batterie nous conduit à fixer les paramètres (durée de vie, rendement, taux de défaillance des cellules) pour déterminer la configuration globale en phase d'utilisation et la séparation des différentes vies. D'autres caractéristiques sont encore trop mal connues et donc mal modélisées dans l'étude : le taux de défaillance des cellules n'est pas pris en compte, le remanufacturing est simplement modélisé par la production d'un nouveau BMS...
 - Enfin, la fin de vie des batteries est peu documentée. À l'heure actuelle, le volume de batterie traitée ne suffit pas à fixer une méthode de traitement spécifique. Là encore, les données du PEF sont employées pour modéliser les traitements pyrométallurgiques et hydrométallurgiques.
 - De façon générale, le manque de retours d'expérience et d'expérimentations rendues publiques requièrent la formulation d'hypothèses pour compléter l'ICV.
- L'utilisation de métaux critiques
 - Les métaux utilisés pour la production des batteries NMC ont un impact majeur sur les résultats de l'ACV
 - Les données d'inventaire relatives à la production de ces métaux sont donc particulièrement importantes. Elles sont cependant encore très imparfaites. Le suivi des flux de déchets dans cette étude a montré une défaillance de ces inventaires. Un autre souci concerne les allocations entre co-produits de la mine.
 - Enfin, la criticité de ces métaux interroge la méthodologie de caractérisation et d'analyse d'impact. L'étude confirme le besoin d'approfondissement sur les indicateurs d'épuisement des matières minérales.

vii. Sur les vies multiples en ACV

Logiciel de modélisation : la commande de ScoreLCA précisait que la modélisation et les calculs soient réalisés sous le logiciel Simapro. Notre pratique des différents logiciels d'ACV nous conduit à préconiser, pour la modélisation de vies multiples, un logiciel où les systèmes renvoient directement l'image de la réalité matérielle, comme c'est le cas notamment dans GaBi ou dans TEAM. En effet, la modélisation des boucles sous Simapro, bien qu'elle soit tout à fait possible, est plus abstraite, ce qui ne facilite ni l'appropriation de méthodes complexes comme la CFF, ni les vérifications des calculs.

L'étude montre qu'il n'y a pas d'avantage systématique à un plus grand nombre de vies. Les ACV des trois scénarios ne montrent pas un réel avantage à étendre l'utilisation au-delà de deux vies. Le bilan environnemental dépend logiquement de l'équilibre entre le service rendu pendant la seconde vie (la fonctionnalité) et les impacts du reconditionnement que cette seconde vie nécessite, voire les impacts évités de la batterie substituée le cas échéant.

Notre préconisation à l'issue de ce travail est la suivante :

- pour une évaluation globale sur l'ensemble des cycles de vie, dans une perspective conséquentielle, appliquer la méthode d'extension des frontières

- pour une étude attributionnelle, appliquer soit la méthode de la fonctionnalité intégrée, soit la CFF. Les deux méthodes présentent des avantages et des inconvénients, listés plus haut, qui rendent le choix difficile. Un critère de choix pourrait cependant résider dans la maturité de la technologie :

- Si la technologie est mature, alors les caractéristiques de différents cycles de vie sont connues, et la méthode de fonctionnalité intégrée sera applicable,
- En revanche, si la technologie est émergente, la méthode CFF sera peut-être plus pertinente.

Au-delà des résultats de l'ACV, cette étude sur la modélisation des vies multiples en ACV a offert une réelle opportunité de test des méthodes de modélisation. Il s'avère que les différentes méthodes ont des avantages et inconvénients bien spécifiques, qui permettent de les préconiser selon les objectifs et le contexte de l'étude envisagés. La grande variabilité des résultats reste un point de vigilance.

Les leçons tirées de cet exercice pourront nourrir des propositions de compléments pour les méthodes existantes, de façon à les adapter au cas des produits à vies multiples.

Ce travail est d'autant plus nécessaire que l'économie circulaire va promouvoir la mise en œuvre de boucles multiples dans l'économie – ce qui est l'objet d'une prochaine exploration de SCORE LCA.

3.3. Estimation des stocks de matériaux

3.3.1 Objectifs

L'objectif de cette tâche au sein de la partie B du projet est le calcul de données de stocks, de différents matériaux, en lien avec l'utilisation de batteries Li-ion de technologie NMC 811. La première application considérée pour la batterie est dans les véhicules électriques ; la seconde application est pour le stockage de l'énergie. Aucune mise sur le marché de ces batteries n'est attendue avant 2025⁷¹, et l'évolution de ce marché reste aujourd'hui mal connue (données confidentielles ou non existantes).

Dans le cadre de cette étude, les enjeux d'une telle estimation, pour une technologie actuellement non mise sur le marché, sont alors les suivants :

- L'illustration d'une méthode d'évaluation des stocks liés à la phase d'utilisation d'un produit, pouvant être reproduite pour d'autres matériaux ou sur d'autres périmètres (géographique, produit, etc.) ;
- L'amélioration de la connaissance des stocks potentiels dédiés à l'utilisation de la technologie Li-ion NMC 811, et de leur évolution dans le temps – avec une indication sur la robustesse des données ;
- Plus largement, la contribution à l'élaboration d'une base de données relative aux stocks de matériaux, ici pour un produit donné.

A noter que la méthodologie présentée reprend certains éléments communs à la méthodologie MFA (Material Flow Analysis). Un récapitulatif des points de divergence et convergence entre ces méthodologies est présenté en section 3.3.4.

3.3.2 Travaux effectués

Les principales étapes ayant permis d'aboutir aux travaux décrits ci-après sont les suivantes :

- A d'abord été effectué un travail de reprise des approches méthodologiques développées dans le cadre de travaux de type MFA, ou d'estimation des stocks en vue de calculer la criticité de matériaux (cf. travaux de la Commission Européenne) ;
- Une recherche d'informations dans la littérature complétée par des entretiens complémentaires avec des experts matériaux (RECHARGE, Nickel Institute, Cobalt Institute) afin d'établir des informations propres au cas d'étude portant sur les batteries NMC 811 ;
- La réalisation des calculs au sein d'un tableur MS Excel. Comme évoqué précédemment, le cas d'étude a été réalisé à titre illustratif étant donné l'absence sur le marché de la technologie de batterie

⁷¹ Source : entretien avec RECHARGE, 22 janvier 2019

étudiée ici. Le tableur a donc été conçu afin d'être évolutif, afin de permettre une appropriation par les membres de SCORELCA pour des usages futurs.

- L'établissement de recommandations concernant les éléments mis en place précédemment.

3.3.3 Approche méthodologique proposée

La méthodologie appliquée pour l'estimation des stocks liés à l'utilisation des batteries NMC est présentée dans les sections suivantes, qui récapitulent le périmètre observé et l'approche mise en œuvre.

3.3.3.1 Définition du périmètre

Scope géographique : Monde

Matériaux couverts : lithium, cobalt, nickel, manganèse, cuivre

Application(s) : technologie de batterie Li-ion NMC 811 utilisée dans des véhicules électriques (première application) et pour un stockage stationnaire d'énergie (seconde application possible)

Stocks de la technosphère considérés :

- Les stocks liés à la première et la seconde application sont inclus ;
- Les stocks liés aux étapes de *processing* (par exemple, raffinage du cobalt), *manufacturing* (par exemple, fabrication de la batterie), lors d'échanges commerciaux etc. sont considérés négligeables. En effet, les flux de matériaux sont optimisés pour éviter tout stockage ;
- Les autres stocks sont exclus : stocks associés aux phases amont de l'extraction (hors technosphère) et à l'enfouissement en fin de vie (illégal sur certains périmètres géographiques, et matériau enfoui « non récupérable »).

Il est considéré que l'ensemble des batteries NMC 811 mises sur le marché sont utilisées dans les véhicules électriques (application 1). Seule une part de ces batteries, en fin d'application 1, est réutilisée pour le stockage d'énergie (application 2) ; la part restante est gérée comme un déchet en fin de vie.

3.3.3.2 Approche méthodologique observée

Les stocks liés à l'utilisation d'un matériau dans la batterie NMC pour les applications successives sont calculés à partir de la composition de la batterie NMC (part du matériau par produit), du volume de produits concernés annuellement, et de la durée d'utilisation pour chaque application. On parle d'une approche *bottom-up*, qui permet de calculer les flux et stocks à partir de données à l'échelle d'un produit.

L'estimation des stocks, pour un matériau donné (ici à titre d'exemple le cobalt), comprend le calcul de :

- Flux annuel de cobalt ajouté au stock de batterie Li-ion NMC 811 en utilisation dans le monde – Application 1 (année n), et la quantité de cobalt dans ce stock (année n) ;
- Flux annuel de cobalt ajouté au stock de batterie Li-ion NMC 811 en utilisation dans le monde – Application 2 (année n), et la quantité de cobalt dans ce stock (année n) ;
- Flux annuel de cobalt collecté en fin de vie, à l'issue d'une utilisation en application 1 et/ou 2 (année n).

Le stock de cobalt en application 1 (année n) fait intervenir les paramètres suivants :

- Année 0 de mise sur le marché de la batterie NMC (par rapport à l'année n considérée) ;
- Part de cobalt dans une batterie Li-ion NMC 811 ;
- Durée de vie de la batterie NMC en application 1 ;
- Volumes de mise sur le marché en année 0 et taux de croissance annuel.

Le stock de cobalt en application 2 (année n) fait intervenir les paramètres suivants :

- Année 0 de mise sur le marché de la batterie NMC (par rapport à l'année n considérée) ;

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

- Part de cobalt dans une batterie Li-ion NMC 811 ;
- Durée de vie de la batterie NMC en application 1 et en application 2 ;
- Part des volumes en fin d'application 1 qui sont réutilisés pour une application 2 ;
- Volumes de mise sur le marché en année 0 et taux de croissance annuel.

A titre illustratif, la figure suivante présente les flux et stocks estimés en lithium dans la batterie Li-ion NMC 811 dans le monde à partir d'une mise sur le marché en 2025. Les valeurs ne sont pas précisées, au vu du manque de fiabilité des résultats (voir section 3.3.3.3 sur ce point).

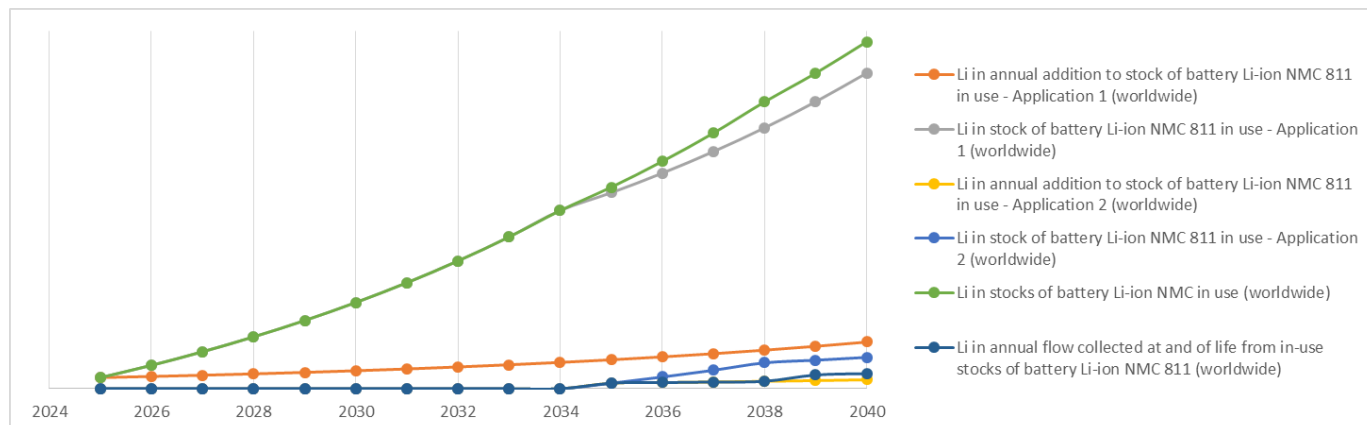


Figure 92: Quantité de lithium contenue dans les flux et stocks (données illustratives)

A noter que les courbes sont similaires pour les cinq matériaux considérés : l'étude portant sur une technologie donnée, seule la quantité de matériau (ci-dessus, lithium ; mais pourrait être appliqué au cobalt, nickel, cuivre ou manganèse) contenue dans une batterie varie. Des interactions plus complexes pourraient avoir lieu dans le cadre d'une évaluation comprenant également les stocks de matériaux mobilisés dans d'autres technologies, ce qui n'a pas pu être réalisé ici.

Guide de lecture et d'utilisation du tableur MS Excel

Le fichier de calcul fourni avec ce rapport s'articule en trois onglets :

- « Generic data » : contient la majorité des données d'entrée relatives à l'établissement de l'estimation des stocks dans le temps. Ceci comprend notamment les données de marché (taux de pénétration, stock au temps t0, durée de chaque vie, etc.) ainsi que les données de composition de la batterie (cf. onglet suivant) ;
- « BOM NMC » : contient les données relatives à la composition de la batterie NMC 811 en les différents matériaux qui la composent (dont matériaux critiques), sur la base des données compilées pour l'ACV réalisée par ailleurs dans le cadre du projet.
- « Stocks » : fournit une estimation des stocks dans le temps selon le matériau choisi.
 - Le choix du matériau (parmi Li, Co, Ni, Mn, Cu) s'effectue en cellule C2 :
 - Un niveau de qualité des données est indiqué en cellule C4, basé sur l'index de fiabilité fourni à chaque donnée d'entrée du modèle dans l'onglet « Generic Data » en colonne G.

Dans ce même onglet « Stocks », les valeurs suivantes sont distinguées :

- Quantités de matériaux nouvellement mobilisés (en fonction du taux de pénétration) par la technologie de batterie, distinguée par application (mobile ou stationnaire) (Colonnes C et E)
- Quantités de stocks de matériaux accumulés au fil des années, en fonction des ventes (colonnes D, F et G).
- Quantités de matériaux collectés à la fin de vie pour la technologie de batterie considérée (colonne H).

Enfin, là encore à titre illustratif les calculs sont paramétrés afin de permettre différentes analyses de sensibilité :

- Selon le taux de croissance des ventes de ces technologies de batteries (ligne 31)

- Selon le stock initial de batteries mises sur le marché au temps t_0 – année 2025 (ligne 75).

3.3.3.3 Sources de données

La composition de la batterie NMC est calculée à partir des données utilisées dans l'analyse de cycle de vie réalisée par ailleurs dans le cadre du projet pour la technologie Li-ion NMC 811.

En raison du manque d'informations concernant les volumes de batterie NMC 811 mis sur le marché en 2025, deux scénarios sont proposés. Il en est de même pour le taux de croissance annuel des mises sur le marché. Ce choix a été effectué à l'issue des entretiens réalisés avec plusieurs experts (confidentialité des informations ou non existence).

Les données relatives à la durée de vie de la batterie en application 1 et 2 viennent des experts contactés dans le cadre de cette tâche.

La fiabilité des résultats est un enjeu fort pour évaluer la robustesse des données et hypothèses utilisées ; à cet effet, un index de fiabilité est intégré comme évoqué plus haut au fichier Excel (score entre 1 et 4, respectivement pour une fiabilité faible à forte). Les résultats illustratifs obtenus sont considérés peu fiables, en raison d'un manque de données sur le marché futur des batteries NMC 811 (volumes initiaux, taux de pénétration de la technologie pour les véhicules électriques). Dans une moindre mesure, l'hypothèse relative à la part des batteries en fin d'application 1 destinées à une réutilisation en application 2 influe également le faible score résultant. La disponibilité de telles données reste le facteur limitant une plus grande fiabilité des résultats.

3.3.4 Axes d'analyse

3.3.4.1 Illustration d'une méthode d'évaluation des stocks liés à l'utilisation d'un produit

❖ Périmètre de l'évaluation des stocks

La méthodologie MFA consiste en l'**évaluation des flux et stocks de matériaux au sein d'un périmètre géographique donné** (par exemple, économie européenne). Elle s'intéresse à la totalité du cycle de vie des matériaux : exploration, extraction, *processing*, *manufacturing*, utilisation, et traitement en fin de vie. La méthodologie proposée ici ne s'intéresse qu'aux flux influant les stocks en phase d'utilisation ; de plus, étant à l'échelle mondiale, les échanges commerciaux ne sont pas considérés (pas d'entrées / sorties du système défini).

A noter que dans une approche de type MFA, le stock de rétention de produits en fin de vie (conservés par le consommateur) peut être considéré ; il a été remplacé dans le cadre de cette étude par le stock de produits en application 2 (dans les deux cas, on considère qu'une partie du flux sortant de l'application 1 part en traitement en fin de vie).

Cette approche MFA est généralement réalisée à l'**échelle d'un matériau**, et comprend l'ensemble des produits fabriqués et utilisés. A l'inverse, la méthodologie mise en œuvre ici s'intéresse à un produit donné, mais pourrait être élargie à un ensemble de produits.

❖ Approche bottom-up ou top-down

Deux approches sont envisagées pour le calcul de données de flux : *top down* ou *bottom up*. **L'approche bottom up**, utilisée ici, permet de calculer les données de flux et de stocks à partir de données à l'échelle d'un produit. C'est l'approche privilégiée lorsque les données relatives aux produits sont disponibles et exhaustives, car elle se base sur des flux et produits réels, et est considérée plus représentative de la réalité. Elle nécessite cependant que la diversité des produits considérés soit limitée, et de connaître la composition de chaque produit. Dans le cadre d'un MFA complet, l'approche *bottom up* est généralement employée pour les étapes d'extraction et de *processing*.

L'approche top down permet de calculer les données de flux et de stocks à partir de données à l'échelle du périmètre géographique (produits et applications confondus). Elle est utilisée lorsque la donnée de production / consommation est disponible, pour un matériau donné, à une étape du cycle de vie donnée ; et quand la répartition par secteur est connue. Elle n'est cependant pas applicable ici, car nécessiterait de connaître la consommation d'un matériau donné (par exemple cobalt) dans les batteries NMC 811 par rapport à la consommation de cobalt dans d'autres produits.

Dans l'ensemble, il convient de noter qu'une approche MFA déployée à l'échelle d'un matériau ne va généralement pas dans le détail d'une technologie donnée – dans le cas du cobalt ou du lithium, il est courant de trouver des résultats relatifs au produit « batterie », sans précision sur la technologie de batterie considérée.

❖ Paramètre de mise sur le marché

Enfin, il est à noter que la méthodologie proposée ici est plus complexe que lors d'une approche MFA habituelle, car elle prend en compte une **date de mise sur le marché** initiale inférieure à la durée de vie de l'application considérée. Cette nuance n'est généralement pas comprise dans le cas d'une approche MFA, car n'entrant pas dans le détail de chaque technologie, et généralement mise en œuvre pour une année donnée (peu de suivi de flux ou de stocks dans le temps). La prise en compte de ce paramètre, pour la technologie ou la catégorie de produits considérés, aurait *a priori* un effet négligeable sur les résultats pour un matériau donné.

3.3.4.2 Eléments prospectifs concernant les stocks potentiels de matériaux dans la technologie NMC 811

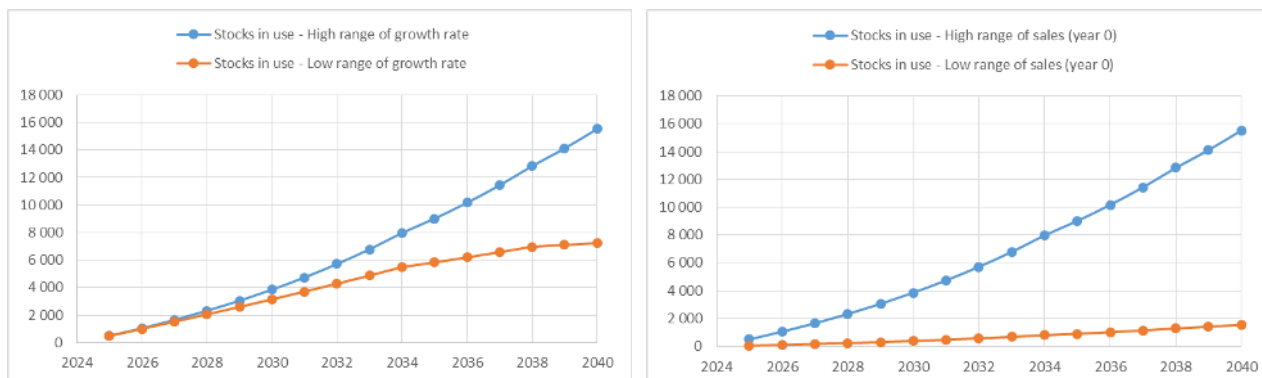
❖ Analyse au niveau de la technologie

Ainsi que noté précédemment, le fichier Excel de calcul est construit à titre illustratif, mais ne permet pas de refléter des stocks « réels », au vu de l'avancement actuel de la technologie NMC 811 à date (mise sur le marché initiale estimée à 2025). Le fichier pourra cependant être mis à jour avec des données d'entrées plus précises.

Quelques éléments illustratifs sont présentés en Figure 93 concernant les flux et stocks estimés en nickel dans la batterie Li-ion NMC 811 dans le monde à partir d'une mise sur le marché en 2025. Dans le premier cas, deux scénarios sont considérés concernant le taux de pénétration de la technologie NMC 811 sur le marché des véhicules électriques (respectivement 2 % et 10 %)⁷². Plus le taux de pénétration du marché est important pour la technologie considérée, plus le stock de nickel en utilisation augmente rapidement.

Dans le second cas, deux scénarios sont considérés sur la mise sur le marché initiale (ici, en 2025) de la technologie NMC 811 pour les véhicules électriques (respectivement 1 et 10 tonnes de batteries NMC)⁷². Plus la mise sur le marché initiale est importante, plus le stock de nickel en utilisation est important.

A noter que les stocks présentés dans ces deux exemples comprennent les stocks en application 1 et en application 2 (en considérant que seuls 50% des batteries en fin d'application 1 sont réutilisées en application 2).



⁷² Cf. guide de lecture du fichier excel page 6

Figure 93 : Quantité de nickel contenue dans le stock en utilisation (données illustratives) – à gauche, scénarios sur le taux de pénétration du marché ; à droite, scénarios sur la mise sur le marché initiale de batterie NMC 811

Ces exemples permettent d'illustrer l'évolution des stocks dans le cas d'un produit non encore mis sur le marché. Ainsi que mentionné en section 3.3.4.1, cette approche est peu mise en œuvre lors de la réalisation d'un MFA, mais s'avère pertinente à l'échelle d'une technologie ou d'une catégorie de produits considérée.

Dans l'ensemble, trois paramètres ressortent comme clés dans l'estimation des stocks en utilisation, pour les cinq matériaux considérés :

- taux de pénétration du marché ;
- volumes de mise sur le marché initiale ;
- part des batteries en fin d'application 1 réutilisées en application 2.

Il s'agit des paramètres pour lesquels les valeurs sont estimées avec une forte incertitude (index de fiabilité de 1).

❖ *Extension à l'échelle d'un matériau donné*

Une analyse intéressante, non plus à l'échelle d'une technologie mais d'un matériau, serait de comprendre la contribution de la mise sur le marché de batteries NMC 811 à **l'évolution des stocks de chaque matériau considéré**.

Il existe des estimations concernant l'usage de matériaux pour les batteries Li-ion (ou les batteries rechargeables, selon les études) en regard de la demande globale de matériaux. Ainsi, l'usage de lithium pour les batteries Li-ion pourrait représenter entre 70 %⁷³ et 86 %⁷⁴ de la demande totale en 2025. L'usage de cobalt pour les batteries Li-ion est estimé à plus de 50 %⁷³ de la demande totale en 2025 ; un pourcentage qui, selon d'autres sources⁷⁵, est plutôt représentatif de l'usage actuel et ne prend pas en compte l'évolution de la demande d'ici 2025.

L'intérêt d'une analyse incluant les stocks est de voir dans quelle mesure la mise sur le marché d'une application impacte non seulement **la demande globale et la compétition avec les autres usages**, mais également les stocks en utilisation et par conséquent, à moyen terme, **les flux en fin d'utilisation** (dont certains peuvent être considérés comme sources de matériaux secondaires *via* le recyclage des déchets).

Pour cela, il faudrait généraliser l'approche observée pour les batteries NMC 811 à **l'ensemble des usages utilisant le matériau en question** (par exemple, cobalt) : soit en suivant l'approche *bottom up* et en élargissant le modèle utilisé ici à l'ensemble des catégories de produits utilisant le cobalt ; soit en suivant l'approche *top down* et en partant donc de la consommation totale en cobalt, répartie entre différentes catégories de produits. **La seconde approche est conseillée afin d'assurer que les ordres de grandeur obtenus soient cohérents avec la réalité**. Avec l'approche *top down*, il est ensuite nécessaire de connaître pour chaque catégorie de produit :

- Durée de vie d'un produit représentatif de la catégorie (en application 1 voire en application 2 si pertinent) ;
- Taux de croissance annuel d'un produit représentatif de la catégorie ;
- Si une application 2 est considérée : la part des volumes en fin d'application 1 qui sont réutilisés pour une application 2.

Les résultats ainsi obtenus restent cependant dépendants d'un certain nombre d'hypothèses et de paramètres estimés, en particulier : taux de croissance des produits / applications ; possibilités de substitution entre matériaux (pour un produit équivalent) ou entre produits (pour un usage équivalent) ; ruptures technologiques ; évolution de la demande (par exemple suite à un changement d'usages des consommateurs). Les incertitudes liées à l'évaluation de ces stocks pourraient ainsi s'avérer trop importantes pour permettre d'obtenir des tendances fiables.

⁷³ Source : Avicenne Energy 2017

⁷⁴ Source : BRGM 2017

⁷⁵ Source : entretien avec Cobalt Institute, 21 janvier 2019

3.3.4.3 Contribution à la question des ressources en ACV

❖ Approche matériau

La prise en compte de l'épuisement des ressources en ACV est un point important pour refléter la contribution d'un procédé, ou d'un produit à la raréfaction des matériaux (i.e. diminution de la disponibilité en matériaux).

La majorité des approches actuellement mises en œuvre s'intéressent à la disponibilité en matériaux dans la biosphère. Concernant par exemple l'indicateur Abiotic Resource Depletion (ADP), les méthodologies peuvent préconiser différents périmètres disponibilité en matériaux à considérer :

- La disponibilité dans les réserves, pouvant être extraites au vu des contraintes technologiques, politiques et économiques (*Economic Reserves*) ;
- La disponibilité dans les ressources (i.e. les réserves et les volumes pouvant être extrait dans le futur au vu des évolutions technologiques, politiques et/ou économiques – *Reserve Base*, approche recommandée par l'ILCD) ;
- Le contenu total de matériaux dans la croûte terrestre, y compris ce qui ne pourra être extrait car trop dispersé (*Ultimate Reserves*, approche préconisée par le PEF).

Les disponibilités en matériaux dans la technosphère pourraient également être ajoutées pour une représentation plus réaliste des stocks disponibles : ainsi le cobalt issu de produits en fin de vie peut être une source de matériau secondaire *via* le recyclage ; potentiellement plus facile d'accès (selon les contraintes technologiques, politiques et économiques sur un périmètre géographique donné) que les sources de matériau primaire. Les facteurs de caractérisation pourraient ainsi être modifiés pour inclure non seulement les stocks dans la biosphère mais également ceux dans la technosphère. Un point d'attention serait alors la détermination des stocks de la technosphère à inclure, notamment en comparaison avec les stocks dans la biosphère. Ceci se rapproche des travaux initiés par Schneider et al *via* le développement de l'indicateur AADP⁷⁶. A noter qu'une telle approche serait à envisager à l'échelle d'un matériau, et non d'un produit. Par ailleurs, elles permettraient de mieux toucher du doigt la contrainte globale associée à la disponibilité des ressources. Cependant, elles ne seraient pas encore opérationnelles pour s'intégrer à une approche d'évaluation raisonnant plutôt en absolu comme l'initiative « Science-Based Targets » par exemple.

❖ Approche produit

Dans le cadre d'une approche produit, et considérant l'exercice fait ici dans le contexte d'une technologie de batterie donnée, une autre façon de procéder d'envisager la problématique de l'épuisement des ressources comme un problème d'immobilisation des ressources plutôt que de consommation. On pourrait par exemple envisager de modéliser la quantité d'un matériau donné qui est mobilisée par le produit au cours de chacune de ses vies *via* des flux produits dans l'ACV (par opposition à des flux élémentaires, échanges entre technosphère et biosphère). De fait, pourraient être pris en compte :

- la qualité nécessaire à l'usage considéré ;
- le temps d'immobilisation correspondant à la durée de chaque vie ;
- la quantité de matériau dissipée ou à l'inverse concentrée, selon l'usage qui est fait dans la vie ultérieure (élimination, ou revalorisation matière ou produit).

Prendre en compte ces différents éléments s'insérerait mieux dans un contexte d'économie circulaire.

⁷⁶ Scheider L. et al, 2011. The anthropogenic stock extended abiotic depletion potential(AADP) as a new parameterisation to model the depletion of abiotic resources. *Int J Life Cycle Assess* (2011) 16:929–936 - DOI 10.1007/s11367-011-0313-7

4 Partie C : Méta-analyse

4.1. Etudes retenues

Sur la base de la revue bibliographique effectuée dans les parties A (méthodologie) et B (batteries), une sélection de neuf publications a été établie entre l'équipe projet et SCORELCA pour intégration dans cette base de données. Au total, cette dernière regroupe 151 observations (résultats d'ACV), issue des 9 publications suivantes :

Tableau 56 : Etudes retenues pour la méta-analyse

Tag	Nom 1 ^{er} auteur	Titre	Année	Revue	Nombre d'observations
[Ahma15]	Ahmadi	A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems	2015	Int J Life Cycle Assess	2
[Casa15]	Casals	Second life of electric vehicle battery: relation between materials degradation and environmental impacts	2015	Int J Life Cycle Assess	4
[Hall18]	Hall	Effects of battery manufacturing on electric vehicle life-cycle greenhouse gas emissions	2018	Rapport institutionnel	10
[Kons13]	Konstantinos N.	A Life Cycle Assessment of a Li-ion urban electric vehicle battery	2013	Rapport de conférence	2
[Gauc09]	Gauch	Life Cycle Assessment LCA of Li-Ion batteries for electric vehicles	2009	Présentation de conférence	1
[Zack16]	Zackrisson	Life cycle assessment of long life lithium electrode for electric vehicle batteries – 5Ah power cell	2016	Rapport institutionnel	12
[Fari15]	Faria	Primary and Secondary Use of Electric Mobility Batteries from a Life Cycle Perspective	2015	Journal of Power Sources	18
[Rich15]	Richa	Environmental trade-offs accross cascading lithium-ion battery life cycles	2015	The International Journal of Life Cycle Assessment	90
[Elli13]	Ellingsen	Life cycle assessment of a lithium-ion battery vehicle pack	2013	Journal of industrial ecology	12

Par ailleurs, certaines études recommandées pour incorporation dans la base de données n'ont pas été retenues pour les raisons suivantes :

- Romare & Dallhof (2017) – ne présente pas des résultats primaires – c'est une revue de littérature elle-même
- Qiao et al. (2018) – présente l'impact en termes d'émissions de GES du recyclage de batteries en Chine mais n'est pas une ACV à proprement parler.

- Cicconi et al. (2012) – présente des résultats agrégés pour changement climatique, eutrophisation et acidification. La méthode d'agrégation n'est pas spécifiée - donc, il est impossible de remonter au résultat GWP / changement climatique.

4.2. Indicateur retenu

Pour l'établissement de cette base de données, seuls des résultats d'ACV pour l'indicateur de réchauffement climatique ont été retenus. En effet cet indicateur bénéficie d'un bon niveau de robustesse (cf. évaluation du JRC) et la méthode utilisée (développée par l'IPCC) fait l'objet d'un large consensus au sein de la communauté scientifique. Le travail réalisé ici n'a pas pu inclure de résultats pour d'autres catégories d'impact pour les raisons suivantes :

- Inclusion non systématique dans les études : la catégorie d'impact changement climatique était quasi-systématiquement incluse dans les études sélectionnées, lesquelles incluaient ensuite des jeux d'indicateurs non-homogènes d'une étude à l'autre.
- Absence de consensus sur la méthode de caractérisation : la diversité d'indicateurs existant pour une même catégorie d'impact rend difficile l'ajout de cette catégorie à une base de données de méta-analyse. Par exemple, intégrer des résultats pour une autre catégorie d'impact telle que l'épuisement des ressources abiotiques aurait été intéressant. Cependant, les publications scientifiques n'utilisent pas toutes la même méthode de caractérisation ; comparer des résultats calculés avec CML avec des résultats provenant de ReCiPe ne ferait pas sens. Dans certains cas, il est envisageable d'utiliser des facteurs de conversion pour exprimer l'ensemble des observations sur une base commune, cependant cela n'a pas pu être réalisé ici.

4.3. Organisation de la base de données

L'onglet 'Base de données' contient la synthèse quantitative de la littérature des résultats d'ACV pour la catégorie d'impact changement climatique pour les batteries électriques. Chaque ligne décrit un résultat :

- Colonnes B – F : Informations générales de l'étude – titre, nom de la revue, etc.
- Colonnes G – AN : Calcul de l'effect-size (variable dépendante – résultat de l'ACV)
- Colonnes AO – DL : Variables explicatives (variables indépendantes)

L'onglet 'Mesures' regroupe le détail des calculs pour déterminer l'effect-size – certaines études présentent les résultats sous forme de graphique : des mesures avec une règle virtuelle et des règles de trois ont donc été réalisées afin d'estimer les résultats chiffrés.

Aussi dans cet onglet sont réalisées les conversions d'unité pour ramener le résultat de l'ACV à une unité commune (kg eq. CO₂/kWh fournit par la batterie). Ce travail de conversion est indispensable afin de pouvoir utiliser l'ensemble des entrées de la base de données comme échantillon statistique.

4.4. Variables explicatives – code couleur

Tableau 57: Code couleur utilisé pour la base de données

	Non spécifié : Cellules de variables explicatives où l'information recherchée n'a pas été fournie par l'auteur (par ex. une étude ne fournit pas le poids de la batterie – dans ce cas, la variable explicative est 'non spécifiée').
	Non applicable : Cellules de variables explicatives où l'information recherchée n'est pas pertinente, par ex. si une batterie n'a pas de seconde vie, les variables concernant la seconde vie, comme par exemple 'Durée de vie de la 2 ^{ème} utilisation (nombre de cycles)' sont 'non applicables'.

	Variables de différenciation au sein d'une étude. Cette couleur est utilisée pour mettre en valeur les variables explicatives qui sont différentes d'une ligne à l'autre dans une même étude.
--	---

4.5. Utilisation de cette base de données

Cette base de données permet le calcul de statistiques descriptives des systèmes étudiés et de répondre à des questions du type :

- Quel est le résultat moyen et médian parmi les études retenues ? Quel est le min et le max ?
- Combien d'études considèrent une seconde vie de la batterie ?
- Combien d'études ont utilisé des données du véhicule Nissan Leaf ?

Cette base de données peut aussi être utilisée pour une analyse plus détaillée – méta-régression – afin d'identifier les paramètres qui influent le plus sur les résultats. Pour cela, certaines variables (e.g. de type oui/non) doivent être codées de façon binaire.

4.6. Observations générales

Les études retenues sont très variées et la richesse d'informations est très hétérogène. Certaines études se focalisent plus sur les étapes amont (production de la batterie) et sont très détaillées par rapport à la composition de la batterie, les différentes opérations unitaires de production, etc. D'autres études se concentrent plus sur l'usage de la batterie et fournissent beaucoup d'informations sur le mode de conduite du véhicule électrique, la dégradation de la batterie sur son cycle de vie, etc. De ce fait, la comparaison entre les études est difficile.

Par ailleurs, on remarque qu'une des publications ([Rich15]) contient 90 observations sur 151 au total. Il serait intéressant de vérifier l'influence de cet aspect sur les résultats via une analyse de sensibilité avec l'ensemble des observations de la base de données.

5 Références

5.1. Références issues de la revue bibliographique méthodologique

Tag	Nom Prénom (auteur principal)		Titre	Année
[Acco14]	Accorsi	Riccardo	Economic and environmental assessment of reusable 2014 plastic containers: A food catering supply chain case study	
[ADEM11]	ADEME		Etude de la seconde vie des batteries, des véhicules 2011 électriques et hybrides rechargeables	
[Ahma14]	Ahmadi	Leila	Environmental feasibility of re-use of electric vehicle 2014 batteries	
[Ahma15]	Ahmadi	Leila	A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium- 2015 ion battery packs in energy storage systems	
[Ahma14b]	Ahmadi	Leila	Energy efficiency of Li-ion battery packs re-used in 2014b stationary power applications	
[Amay10]	Amaya	Jorge	Environmental benefits of parts remanufacturing: the 2010 truck injector case	
[Arde14]	Ardente	Fulvio	Identification and assessment of product's measures to 2014 improve resource efficiency: the case-study of an Energy using Product	
[Avil13]	Avilon	Sebastiao Dias	Life Cycle Assessment: A Comparison of Manufacturing 2013 and Remanufacturing Processes of a Diesel Engine	
[Bakk14]	Bakker	Conny	Products that go round: exploring product life extension 2014 through design	
[Bala15]	Bala Gala	Alba	Introducing a new method for calculating the 2015 environmental credits of end-of-life material recovery in attributional LCA	
[Bhan10]	Bhander	Gurbakhash	EASEWASTE—life cycle modeling capabilities for 2010 waste management technologies	
[Bisw13]	Biswas	Wahidul	A comparison of repaired, remanufactured and new 2013 compressors used in Western Australian small- and medium-sized enterprises in terms of global warming	
[Bous10]	Boustani	A.	Appliance Remanufacturing and Life Cycle Energy and Economic Savings	2010
[Bran15]	Brankatschk	Gerhard	Modeling crop rotation in agricultural LCAs — 2015 Challenges and potential solutions	

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

Tag	Nom Prénom (auteur principal)		Titre	Année
[Bunt16]	Bunthorn	Kim	Second Life of Power Supply Unit as Charge Controller in PV System and Environmental Benefit Assessment	2016
[Casa15]	Casals	Lluc	Second life of electric vehicle batteries: relation between materials degradation and environmental impact	2015
[Cast15]	Castellani	Vallentina	Beyond the Throwaway Society: A Life Cycle-Based Assessment of the Environmental Benefit of Reuse	2015
[Chér17]	Chéron	Marie	Quelle contribution du véhicule électrique à la transition écologique en France ?	2017
[Cicc12]	Cicconi	Paolo	Feasibility Analysis Of Second Life Applications For Li-Ion Cells Used In Electric Powertrain Using Environmental Indicators	2012
[Coop15]	Cooper	Daniel R.	The Environmental Impacts of Reuse	2015
[Dahl15]	Dahlbo	Helena	Construction and demolition waste management: a holistic evaluation of environmental performance	2015
[Dahl16]	Dahlbo	Helena	Increasing textile circulation—Consequences and requirements	2016
[Devo06]	Devoldere	Tom	The eco-efficiency of reuse centres critically explored – the washing machine case	2006
[Ecke12]	Eckelman	Matthew	Comparative Life Cycle Assessment of Disposable and Reusable Laryngeal Mask Airways	2012
[Ekva16]	Ekvall	Tomas	Attributional end-of-life formulas	2016
[EY a14]	EY and Reusable Industrial Packaging Association		Life Cycle Assessment of Newly Manufactured and Reconditioned Industrial Packaging	2014
[Fari14]	Faria	Ricardo	Primary and secondary use of electric mobility batteries from a life cycle perspective	2014
[Fari14]	Farina	Angela	Life cycle assessment of road pavements containing crumb rubber from end-of-life tires	2014
[Farr10]	Farrant	Laura	Environmental benefits from reusing clothes	2010
[Fior15]	Fiorentino	Gabriella	Life Cycle Assessment of Mixed Municipal Solid Waste: Multi-input versus multi-output perspective	2015
[Fran16]	Franklin-Johnson	Elizabeth	Resource duration as a managerial indicator for Circular Economy performance	2016
[Fris10]	Frischknecht	Rolf	LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency	2010

Tag	Nom Prénom (auteur principal)		Titre	Année
[Geye10]	Geyer	Roland	The economics of cell phone reuse and recycling	2010
[Go15]	Go	T.F.	Multiple generation life-cycles for product sustainability: 2015 the way forward	
[Gold10]	Goldey	Charles L.	Lifecycle assessment of the environmental benefits of 2010 remanufactured telecommunications product within a "green" supply chain	
[Gros13]	Grosjean	Camille	Usages de batteries lithium-ion comme fonction de 2013 stockage de l'électricité à la convergence des besoins énergétiques de l'habitat solaire et du transport électrique	
[Guto11]	Gutowski	Timothy	Remanufacturing and Energy Savings	2011
[Howa17]	Howard	Nigel	The Grail Methodology for Attributional Life Cycle Assessment	2017
[Ibbo13]	Ibbotson	Suphunnika	Eco-efficiency of disposable and reusable surgical instruments—a scissors case	2013
[Jama14]	Jamali-Zghal	Nadia	Environmental Assessment Tools For Sustainable Resource Management	2014
[Jose10]	Joseph	Fiksel	Comparative life cycle assessment of beneficial applications for scrap tires	2010
[Kim06]	Kim	Hyung Chul	Optimal household refrigerator replacement policy for 2006 life cycle energy, greenhouse gas emissions, and cost	
[King10]	King	Andrew	Calculating the environmental benefits of 2010 remanufacturing	
[Kons13]	KonstantinosN.	Genikomsakis	A Life Cycle Assessment of a Li-ion urban electric vehicle battery	2013
[Krys17]	Krystofik	Mark	Adaptive remanufacturing for multiple lifecycles: A case study in office furniture	2017
[Land16]	Landi	Daniele	Environmental analysis of different end of life scenarios of tires textile fibers	2016
[Ligt12]	Ligthart	Tom N.	Modelling of Recycling in LCA	2012
[Lish18]	Lishan	Xiao	Comparative life cycle assessment of manufactured and remanufactured loading machines in China	2018
[Liu14]	Liu	Zhichao	Life Cycle Assessment–based Comparative Evaluation of Originally Manufactured and Remanufactured Diesel Engine	2014

Tag	Nom Prénom (auteur principal)		Titre	Année
[Liu16]	Liu	Zhichao	Environmental benefits of remanufacturing: A case study of cylinder heads remanufactured through laser cladding	2016
[Lu14]	Lu	Bin	The environmental impact of technology innovation on WEEE management by Multi-Life Cycle Assessment	2014
[Lugl14]	Luglietti	Rossella	Environmental and Economic Evaluation of End-of-Life Alternatives for Automotive Engine	2014
[Ma15]	Ma	Junfeng	A Fuzzy Logic-based Approach to Determine Product Component End-of-Life Option from the Views of Sustainability and Designer's Perception	2015
[Meng12]	Mengarelli	Marco	The Multi-Recycling-Approach as a new option to deal with the end-of-life allocation dilemma	2012
[Meng15]	Mengarelli	Marco	Comparison of two End-of-Life approaches in the background of LCA – PEF formula vs. Multi-Recycling-Approach	2015
[Nada14]	Nadal	Christophe	Comparative Life Cycle Analysis: Repair of damaged uprights vs Replacement of damaged uprights	2014
[Nich09]	Nicholson	Anna L.	End-of-life LCA allocation methods: open loop recycling impacts on robustness of material selection decisions	2009
[Nier16]	Niero	Monia	Circular economy: To be or not to be in a closed product loop? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements	2016
[Olof13]	Olofsson	Ylva	Life Cycle Assessment of Lithium-ion Batteries for Plug-in Hybrid Buses	2013
[Osse12]	Osset	Philippe	ACV et valorisation des produits en fin de vie - Affectation des impacts environnementaux des cycles de vie amont et aval	2012
[Pert11]	Pertl	Andreas	Life cycle assessment aspects of reuse products	2011
[Pete16]	Peters	Kristian	Methodological issues in life cycle assessment for remanufactured products: a critical review of existing studies and an illustrative case study	2016
[Quar12]	Quariguasi-Frota-Neto	Joao	An Analysis of the Eco-Efficiency of Remanufactured Personal Computers and Mobile Phones	2012
[Rash12]	Rashid	Amir	Multiple Life Cycles Product Systems: Redefining the Manufacturing Paradigm for Resource Efficient Production and Consumption	2012
[RDC 08]	RDC Brussels		Évaluation Des Bénéfices Environnementaux, Économiques et Sociaux de Différents Scénarios de	2008

Tag	Nom Prénom (auteur principal)		Titre	Année
			Réutilisation Des Déchets Par Les Entreprises D'économie Sociale.	
[Reme12]	Remery	Marie	A new method for evaluating the best product end-of- life strategy during the early design phase	2012
[Rich15]	Richa	Kirti	Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycle	2015
[Sala12]	Sala	Serenella	A methodological approach to environmental impact assessment of reuse practices	2012
[Scha12]	Schau	Erwin M.	Life cycle approach to sustainability assessment: a case study of remanufactured alternators	2012
[Schr15]	Schrijvers	Dieuwertje	Allocation formula for recycling and co-production in all product sectors	2015
[Schr16]	Schrijvers	Dieuwertje	Developing a systematic framework for consistent allocation in LCA	2016
[Schr16b]	Schrijvers	Dieuwertje	Critical review of guidelines against a systematic framework with regard to consistency on allocation procedures for recycling in LCA	2016
[Schr17]	Schrijvers	Dieuwertje	Évaluation environnementale des options de recyclage selon la méthodologie d'analyse de cycle de vie : établissement d'une approche cohérente appliquée aux études de cas de l'industrie chimique	2017
[Shi15]	Shi	Junli	Life Cycle Environmental Impact Evaluation of Newly Manufactured Diesel Engine and Remanufactured LNG Engine	2015
[Shua14]	Shuaib	Mohannad	Product Sustainability Index (ProdSI) A Metrics-based Framework to Evaluate the Total Life Cycle Sustainability of Manufactured Products	2014
[Silv14]	Silvestre	J.D.	Environmental impacts and benefits of the end-of-life of building materials e calculation rules, results and contribution to a "cradle to cradle" life cycle	2014
[Skra12]	Skrainka	Manuel	Analysis of the environmental impact on remanufacturing wind turbines	2012
[Sore14]	Sorensen	Birgitte Lilholt	Life cycle assessment of alternative bedpans e a case of comparing disposable and reusable devices	2014
[Suha17]	Suhariyanto	Tatbita	Multi-Life Cycle Assessment For Sustainable Products: A Systematic Review	2017
[Tche09]	Tchertchian	Nicolas	Influence of the multiple life cycles on the environmental impact of a product	2009

Tag	Nom Prénom (auteur principal)		Titre	Année
[Thom11]	Thomas	Valerie M.	The environmental potential of reuse: an application to 2011 used books	
[Unge14]	Unger	Scott R.	Comparative life cycle assessment of reused versus 2014 disposable dental burs	
[Unge16]	Unger	Nicole	REFRESH PROJECT - Methodology for evaluating 2016 environmental sustainability - REFRESH D5.1	
[Unte16]	Unterreiner	Lea	Recycling of Battery Technologies – Ecological Impact 2016 Analysis Using Life Cycle Assessment (LCA)	
[Vacu14]	Vaculikova	Marie	Simplified and Detailed Life Cycle Assessment of a 2014 Building Replacement with Re-use of Selected Materials	
[Vilc17]	Vilches	Alberto	Life cycle assessment (LCA) of building refurbishment: 2017 A literature review	
[Vozz18]	Vozzola	Eric	Environmental considerations in the selection of 2018 isolation gowns: A life cycle assessment of reusable and disposable alternatives	
[Wang17]	Wang	Gao	Investigation on the Comparative Life Cycle 2017 Assessment between Newly Manufacturing and Remanufacturing Turbochargers	
[Wolf13]	Wolf	Marc-Andree	Modelling recycling, energy recovery and reuse in lca 2013	
[Wolf14]	Wolf	Marc-Andree	The “Integrated formula” for modelling recycling, energy 2014 recovery and reuse in LCA	
[WRAP10]		WRAP -	Environmental life cycle assessment (LCA) study of 2010 replacement and refurbishment options for domestic washing machines	
[WRAP11]		WRAP	A methodology for quantifying the environmental and 2011 economic impacts of reuse	
[Yoko10]	Yokoo	Hide-Fumi	An economic theory of reuse	2010
[Zink14]	Zink	Trevor	Comparative life cycle assessment of smartphone 2014 reuse: repurposing vs. refurbishment	

5.2. Références complémentaires

Asselin, H. Teulon, 2016. Abiotic resource scarcity in LCA - Is there an alternate model?. Congrès Avnir 2016. Dernier accès le 21 décembre 2018 : https://www.avnir.org/documentation/congres_avnir/Congres2016/PPT/Asselin.pdf

A. Kanudia et al, 2015. SCelecTRA Scenarios for the Electrification of Transport Final report. Dernier accès le 3 décembre 2018 : http://projet.ifpen.fr/Projet/upload/docs/application/pdf/2015-10/scelectra_report.pdf
Bio Intelligence Service, pour SCORELCA, 2013. Etude 2012-02 « Indicateurs d'épuisement des ressources en Analyse du Cycle de Vie »
B. Weidema, T. Ekvall, R. Heijungs, 2009. CALCAS, Guidelines for application of deepened and broadened LCA – Deliverable D18 of work package 5 of the CALCAS project
Deloitte, Bleu Safran, Maki Consulting, pour SCORELCA, 2017. étude SCORELCA 2015-05 « méthodes innovantes d'évaluation de l'impact environnemental des déchets ».
Deloitte, CREDOC, Ouishare, pour l'ADEME 2017. Potentiels d'extension de la consommation collaborative pour réduire les impacts environnementaux
European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010
N. Adibi, 2016. Développement d'un indicateur d'évaluation d'impacts de la consommation des ressources : cas d'application à une extraction des matériaux versus un recyclage, Soutenue le 01-12-2016 à l'Ecole centrale de Lille , dans le cadre de École doctorale Sciences pour l'Ingénieur (Lille) , en partenariat avec Laboratoire de mécanique de Lille (LML) (laboratoire) et de Laboratoire de mécanique de Lille / LML (laboratoire) .
NF EN ISO 14044:2006 Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices
NF EN 15804+A1 Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Déclarations environnementales sur les produits - Règles régissant les catégories de produits de construction
RECORD, 2010. Mode De Prise En Compte De La Fin De Vie Lors De La Réalisation D'analyses De Cycle De Vie (ACV) « Produits » - État De L'art
Site internet https://consequential-lca.org/ (dernier accès le 25 octobre 2018)
Sudhakar Y. 2015. Development of a methodology for electronic waste estimation: A material flow analysis-based SYE-Waste Model. Waste Management & Research. Vol 34, Issue 1, pp. 81 – 86.
Widmer, R., Oswald-Krapf, H., Sinha-Khetriwal, D., Schnellmann, M., Boni, H., 2005. Global perspectives on e-waste. Environ. Impact Assess. Rev. 25, 436e458

6 Annexe : Analyse de sensibilité LFP

Dans l'analyse de sensibilité proposée ici, la batterie NMC811 est remplacée par une batterie LFP dès la première utilisation automobile.

6.1. Caractéristiques de la batterie LFP

La batterie LFP étudiée possède les caractéristiques suivantes :

- Masse totale : 404,3 kg ;
- Durée de seconde vie : 10 ans ;
- Une année supplémentaire en 2^{ème} et 3^{ème} vie du scénario C respectivement.

La batterie LFP est plus adaptée aux applications stationnaires. Cela suppose un plus grand service rendu. En revanche, sa masse plus élevée nécessite un traitement de fin de vie plus intensif.

6.2. Inventaire de cycle de vie pour la fabrication

Le tableau suivant décrit la composition des cellules LFP. À noter que la description de la cathode inclut tous les intrants de production

Tableau 58 : Nomenclature de la cellule - Batterie LFP

Composant	Matériau	Masse (g)	Masse (%)
Cathode	Cathode LiFePO₄	422	45%
	LiOH	75	
	H ₃ PO ₄	308	
	FeSO ₄	478	
	Autres	74	
	Aluminium	19	2%
	Noir de carbone	27	3%
	Fluor de polyvinylidène (PVDF)	28	3%
Anode	Anode	308,9	27%
	Cuivre	178	18%
	Carbone Graphite	125,7	5%
	PVDF	5,2	2%
Séparateur	Polypropylène	9	1%
	Polyéthylène	9	1%

APPLICATIONS MULTIPLES EN ACV : ASPECTS METHODOLOGIQUES ET EXEMPLE DU CALCUL DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES BATTERIES BENEFICIANT D'UNE SECONDE VIE

Électrolyte	Éthylène glycol- diméthyle éther	157	17%
	LiCl	28	3%
Emballage	Aluminium	7	1%
	Polypropylène	5	1%
Total (par cellule)		947	100 %

Le reste de la batterie LFP contient les composants du module et du pack.

Tableau 59 : Nomenclature du pack – Batterie LFP

Composants		Matériau	Masse (kg)
Module	Enveloppe	Aluminium	33,5
	Branchements	Cuivre	6,4
	Interconnexion	Cuivre	3,4
	Plaques conductrices	Aluminium	50,4
Pack	Enveloppe	Aluminium	36,6
	isolation	Fibre de verre	38,6
	Plaques de compression et bandes de maintien	Acier	14,3
	Interconnexion	Cuivre	8,2
Total			191,5

Quant au système de gestion de la batterie (BMS), nous supposons un équipement identique pour les deux batteries. D'après Majeau Bettez et al, 2010, les proportions des trois principaux éléments sont estimées.

Tableau 60 : Nomenclature du système de gestion – Batteries NMC et LFP

Composant	Masse (kg)	Masse (%)
Circuit imprimé	0,48	10 %
Cuivre	2,40	50 %
Acier	1,91	40 %
Total	4,8	100 %

6.3. Modélisation et paramétrage des méthodes

La détermination des paramètres et facteurs d'allocation est fait sur les mêmes hypothèses que pour la batterie NMC811, pour les méthodes :

- Extension des frontières du système
- Fonctionnalité intégrée
- CFF

6.4. Résultats

6.4.1 Extension des frontières

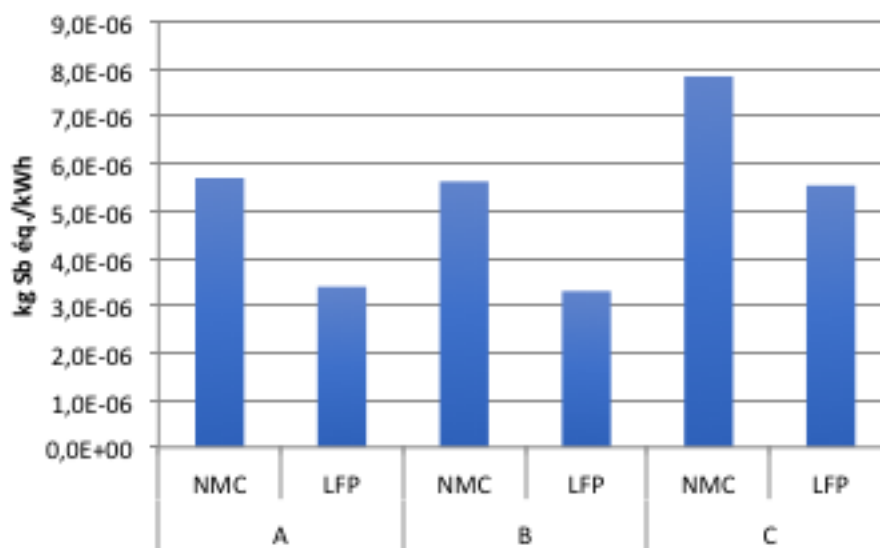


Figure 94 : Méthode EF, LFP vs. NMC - épuisement des ressources minérales (/kWh)

Les résultats sont en proportions équivalentes en eutrophisation. L'écart observé est environ deux fois plus élevé pour les indicateurs :

- Écotoxicité d'eau douce
- Oxydation photochimique
- Acidification.

En effet, la production des métaux dans la cathode LFP réduit nettement ces impacts.

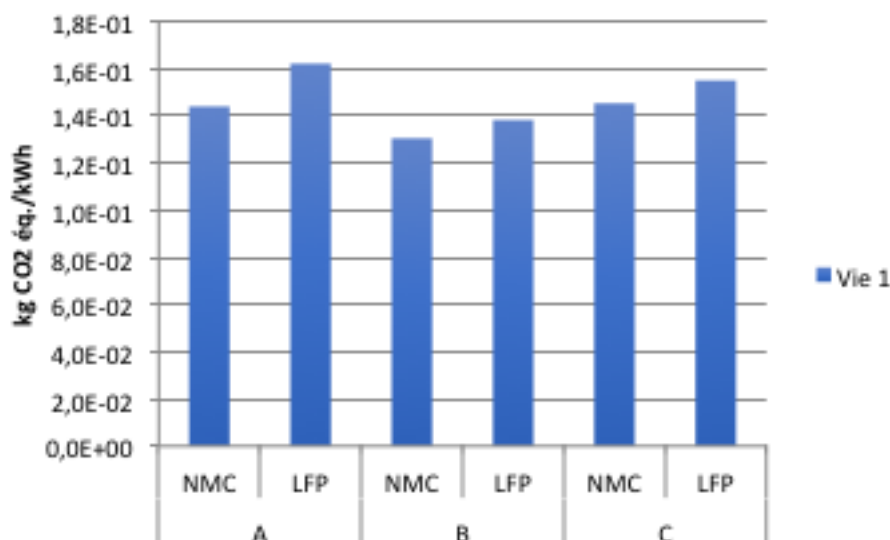


Figure 95 : Méthode EF, LFP vs. NMC – changement climatique (/kWh)

La tendance sur le changement climatique est similaire en consommation d'énergie renouvelable et non renouvelable.

Les variations sont opposées entre les deux indicateurs. L'épuisement des ressources est réduit de 30 % à 40 % avec une batterie LFP. La composition des cellules est donc déterminante. En revanche, la quantité d'énergie est modélisée par kg de cellule à produire. Les quantités de gaz et d'électricité sont proches entre les deux types de cellules. En utilisant une production d'électricité globale, une masse de cellule 30 % plus élevée se traduit par une augmentation des émissions de CO₂ de l'ordre de 10 %.

6.4.2 Fonctionnalité intégrée

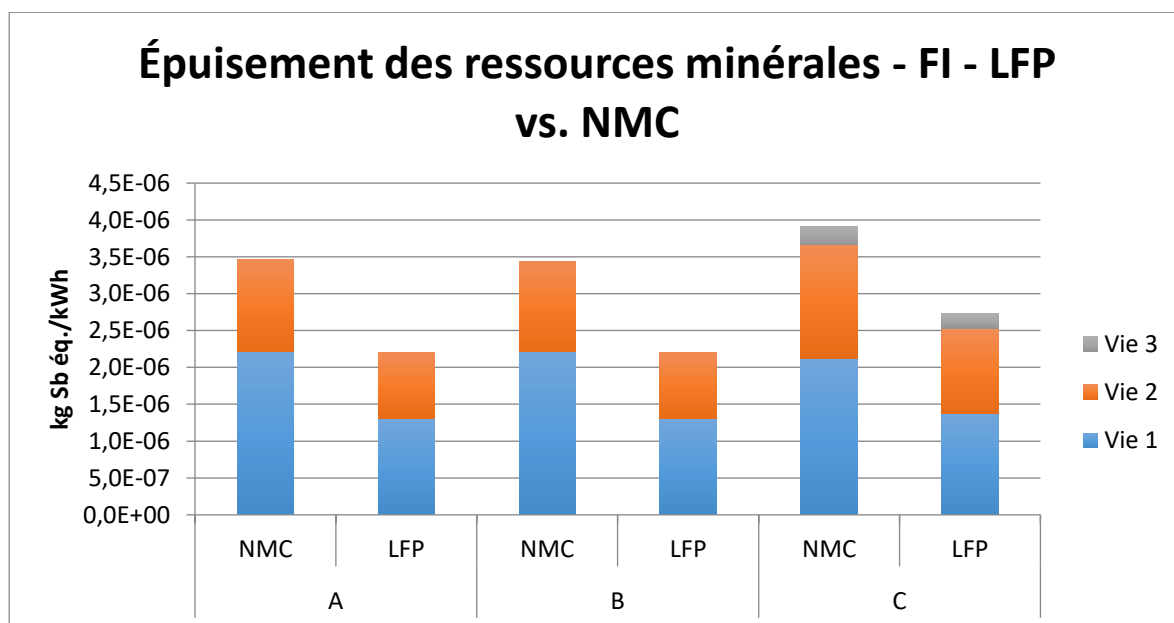


Figure 96 : Méthode FI, LFP vs. NMC - épuisement des ressources minérales (/kWh)

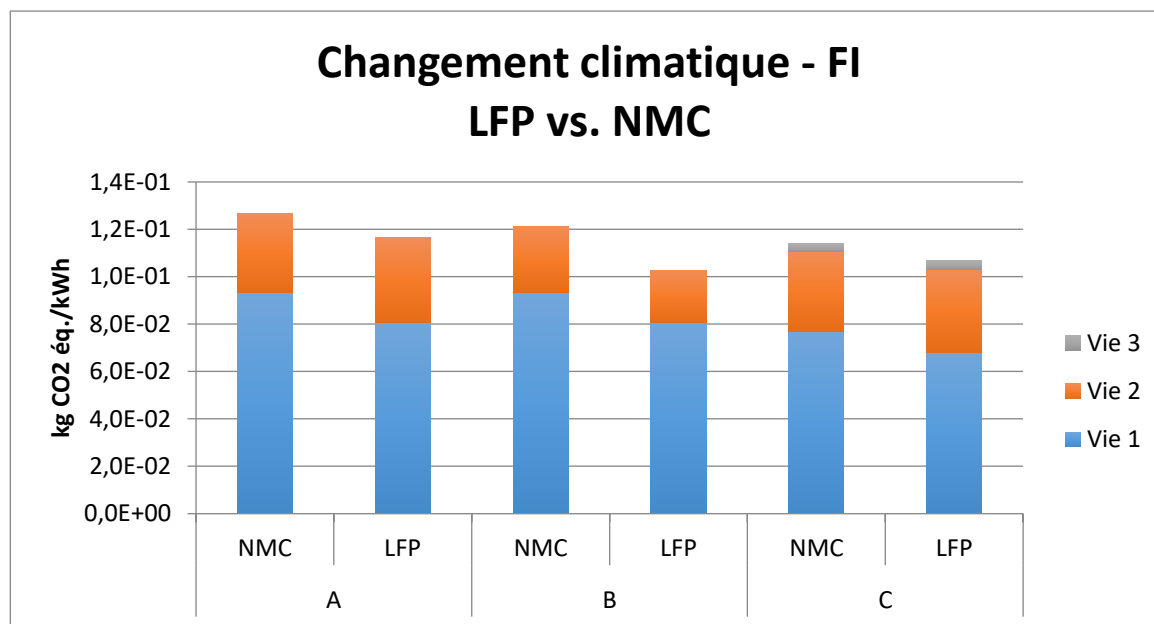


Figure 97 : Méthode FI, LFP vs. NMC – changement climatique (/kWh)

Selon la méthode de fonctionnalité intégrée, la batterie LFP s'avère plus performante sur les deux indicateurs. La batterie LFP est supposée rendre un meilleur service en application stationnaire. La réduction des émissions de CO₂ plus marquée en application stationnaire domestique :

- Vie 2B : -28 %
- Vie 3C : -65 %.

Par ailleurs, les facteurs d'allocation varient peu entre les deux batteries, ce qui se traduit par une contribution de chaque vie dans des proportions comparables.

6.4.1 Circular Footprint Formula

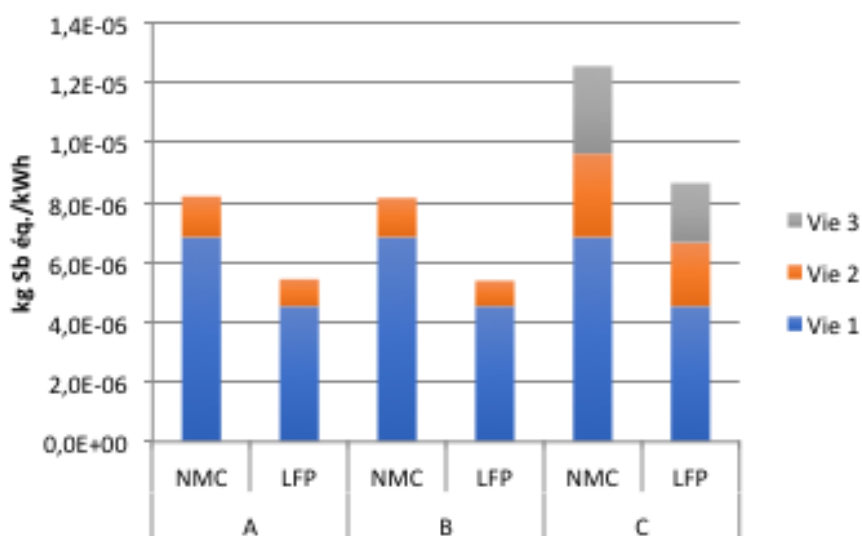


Figure 98 : Méthode CFF, LFP vs. NMC - épuisement des ressources minérales (/kWh)

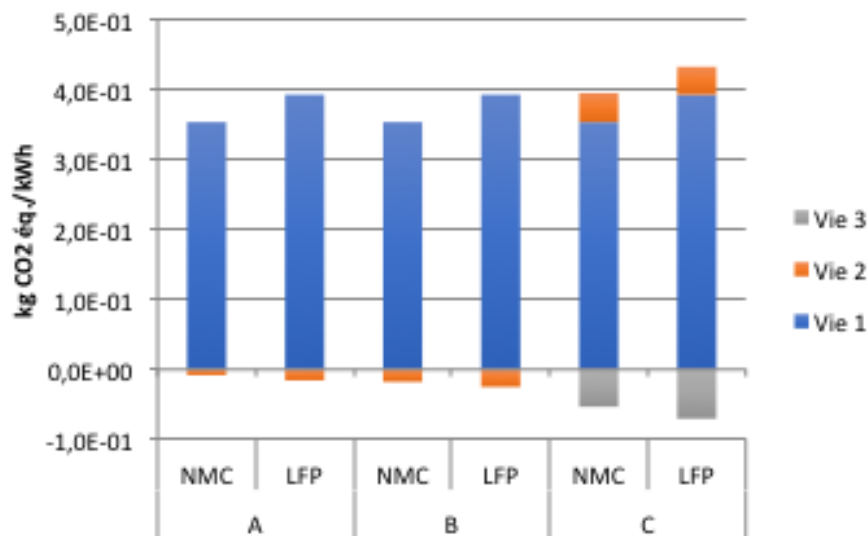


Figure 99 : Méthode CFF, LFP vs. NMC – changement climatique (/kWh)

La tendance en méthode CFF est proche de la méthode FI. Les valeurs obtenues sont comparables. Toutefois, les contributions des vies 1 et 2 diffèrent. Une faible demande de réemploi (A=80 %) alloue moins d'impacts aux vies ultérieures que le critère de fonctionnalité ne le fait. Les bénéfices de fin de vie en changement climatique sont plus élevés pour la batterie LFP en raison de la masse de matériaux plus importante. Ils sont aussi complétés par les bénéfices de consommation d'énergie décalée entre le jour et la nuit dans un foyer (vies 2B et 3C).

6.5. Conclusion

La batterie LFP présente un bilan environnemental plus faible que la batterie NMC sauf sur le changement climatique. D'une part, la production des cellules occasionne moins d'impacts en première vie. D'autre part, les hypothèses relatives à la performance des batteries traduisent un meilleur service rendu par la batterie LFP en applications stationnaires. La batterie LFP semble être une alternative intéressante.

Ce résultat est observé quelle que soit la méthode de modélisation des vies multiples.

Toutefois, plus de données expérimentales sur la définition des paramètres clés (rendement, perte de charge, etc.) sont nécessaires pour affiner la comparaison entre les deux chimies.

*** FIN DU DOCUMENT ***