



**HAL**  
open science

## Répartition de l'impact environnemental des batteries LFP suivant différentes étapes du cycle de vie

Clotilde Robert, Alexandre Ravey, Raphaël Perey, Daniel Hissel

### ► To cite this version:

Clotilde Robert, Alexandre Ravey, Raphaël Perey, Daniel Hissel. Répartition de l'impact environnemental des batteries LFP suivant différentes étapes du cycle de vie. Conférence des Jeunes Chercheurs en Génie Électrique, Jun 2022, Le Croisic, France. hal-03783373

**HAL Id: hal-03783373**

**<https://hal.science/hal-03783373>**

Submitted on 22 Sep 2022

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

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

# Répartition de l'impact environnemental des batteries LFP suivant différentes étapes du cycle de vie

Clotilde ROBERT<sup>1,2,3</sup>, Alexandre RAVEY<sup>1,2</sup>, Raphaël PEREY<sup>3</sup>, Daniel HISSEL<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>FEMTO-ST, CNRS, Univ. Bourgogne Franche-Comté, UTBM

<sup>2</sup>FCLAB, CNRS, Univ. Bourgogne Franche-Comté

<sup>3</sup>GAUSSIN GROUP, Héricourt

auteur correspondant : [c.robert@gaussin.com](mailto:c.robert@gaussin.com)

**RESUME** – Etant donné la massification des véhicules 100% électrique et les tensions environnementales et géopolitiques qui pèsent sur les matériaux, il faut désormais « maîtriser les impacts environnementaux et sociaux des matières incluses dans les technologies de la mobilité bas-carbone » [1]. La connaissance de l'impact environnemental suivant différentes étapes du cycle de vie des batteries est donc primordiale. Les études existantes traitant de ce sujet se focalisent principalement sur l'application et la chimie des batteries, ce qui rend la comparaison entre elles difficiles. Il est alors nécessaire d'uniformiser les données de ces études. Dans cet article, l'impact environnemental des batteries LFP (Lithium-Fer-Phosphate) est présenté pour les étapes : d'extraction des matériaux, de production, de transport, de fin de vie et de recyclage. Le PRG (Potentiel de Réchauffement Global) d'une batterie de type LFP est estimé à 137,34 kgCO<sub>2eq</sub>/kWh. Cette valeur est comparée avec deux autres types de batteries : les batteries PbA (Plomb-Acide) et NMC (Lithium Nickel Manganèse Cobalt).

**ABSTRACT** – Considering the massification of 100% electric vehicles and the environmental and geopolitical tensions surrounding materials, it is now necessary to "control the environmental and social impacts of materials included in low-carbon mobility technologies"[1]. Knowledge of the environmental impact at different stages of the battery life cycle is therefore essential. Existing studies dealing with this topic mostly focus on the battery application and chemistry, making them difficult to compare. Therefore, it is necessary to standardize the data from these studies. In this paper, the environmental impact of LFP (Lithium-Iron-Phosphate) batteries is presented for the following stages: material extraction, production, transport, end of life and recycling. The GWP (Global Warming Potential) of an LFP battery is estimated at 137.34 kgCO<sub>2eq</sub>/kWh. This value is compared with two other types of batteries: PbA (Lead-Acid) and NMC (Lithium Nickel Manganese Cobalt).

**MOTS-CLES** – Batteries, LFP, Environnement, Emissions, CO<sub>2</sub>, PRG

## 1. Introduction

En 2018, 14,7% des émissions mondiales de gaz à effet de serre étaient dues au transport, dont 10,7% liées directement au secteur routier [2]. Pour diminuer la part de ce secteur, l'électrification des véhicules est une solution. Malgré la faible représentation des véhicules électriques parmi le stock mondial, estimée à 1% en 2019, l'électrification des véhicules a considérablement augmenté au cours de ces 10 dernières années [3]. Cette électrification, principalement menée pour répondre aux contraintes normatives mises en place par les gouvernements, suit l'objectif de la réduction des émissions polluantes. Cette réduction prend plus d'importance lorsque l'efficacité énergétique de la chaîne de traction du véhicule est améliorée. Outre l'efficacité énergétique, les émissions peuvent également être diminuées si les composants de la chaîne de traction possèdent un faible impact environnemental tout au long de leur cycle de vie.

Au sein d'un véhicule tout-électrique, les batteries représentent près de 27% des émissions de CO<sub>2</sub> [4]. Bien que ce chiffre montre l'importance de la part des batteries dans les émissions d'un véhicule tout-électrique, cette proportion n'illustre pas le réel impact des batteries. En effet, les émissions de CO<sub>2</sub> ne représentant qu'une partie des gaz à effet de serre, il convient d'utiliser par la suite l'équivalent CO<sub>2</sub> (CO<sub>2eq</sub>) qui représente l'impact de l'ensemble des gaz à effet de serre, aussi appelé Potentiel de Réchauffement Climatique (PRG). Le PRG permet de connaître l'impact de l'ensemble des gaz à effet de serre (CO<sub>2</sub>, Méthane, Protoxyde d'azote, etc) sur le climat et de comparer ainsi les systèmes entre eux en les classant du plus impactant au moins impactant.

De nos jours, 3 technologies de batteries sont principalement utilisées dans le domaine du transport : les batteries au plomb, dont les chimies principales sont PbA et VRLA (Plomb Acide Régulé par Valve) ; les batteries au nickel, dont les chimies principales sont Ni-Cd (Nickel-Cadmium) et NiMh (Nickel Métal Hydrure) ; les batteries au lithium, dont les chimies principales sont LFP, NMC, NCA (Nickel-Cobalt-Aluminium), LMO (Lithium Manganèse Oxide) et LTO (Lithium Titanate) [5]–[8].

A la suite de la directive européenne 2002/95/CE, les batteries au nickel de type Ni-Cd ne sont plus utilisées dans les véhicules électriques routiers depuis 2002. Néanmoins, la batterie NiMH est toujours d'actualité. La technologie des batteries au Lithium est la plus présente dans les véhicules électriques, or l'impact environnemental et géopolitique de ces batteries est souvent critiqué dans les débats publics. Pour apporter plus de précisions à ces débats, cet article détaille les démarches menées pour estimer le PRG d'une batterie Lithium de type LFP et compare les données trouvées avec celles d'une batterie PbA et NMC. Pour le moment, les technologies NCA, LMO et LTO sont écartées à cause du faible nombre d'études portant sur ces technologies. Dans un premier temps, la définition du PRG est donnée puis la répartition de ces émissions suivant les étapes de vie de ces batteries est présentée. L'analyse statistique des données et la méthode mise en place sont abordées dans une seconde partie. Enfin, les résultats sont présentés dans une troisième partie.

## 2. Définition du Potentiel de Réchauffement Global

Pour une même chimie de batterie, des valeurs différentes de PRG sont trouvées. Ces différences sont dues : à l'année de publication, aux étapes prises en compte dans le cycle de vie et à l'unité fonctionnelle choisie.

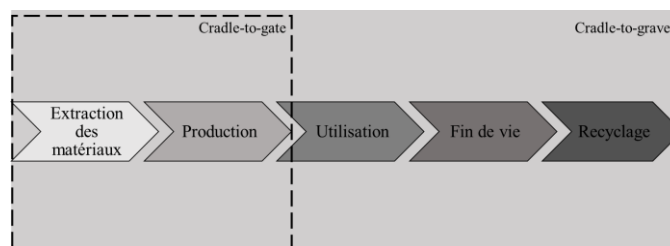


Figure 1 : Définition générale des étapes du cycle de vie

Généralement, le PRG est exprimé en fonction du poids, de la capacité énergétique de la batterie ou de son énergie délivrée. Dans cet article, l'unité fonctionnelle est le kWh de capacité de la batterie [9]. Le PRG est calculé suivant différentes étapes du cycle de vie : il peut couvrir les étapes d'extraction des matériaux jusqu'à la production (cradle-to-gate) ([9]–[14]) ou s'étendre jusqu'à la fin de vie de la batterie (cradle-to-grave) ([9]). De plus, le lieu de production et l'utilisation de matériaux recyclés dans la conception de la batterie ont un fort impact sur le PRG. Ainsi, si les batteries sont conçues dans un pays où la production électrique dépend fortement de l'utilisation du charbon, le PRG est plus élevé comparé à une conception de batteries localisée dans un pays où l'électricité est produite à base de nucléaire ([11], [15]). Le PRG est également plus élevé si la batterie est conçue à partir de matériaux vierges qu'à partir de matériaux recyclés (comparaison entre [9], [11]).

L'influence de chaque étape du cycle de vie sur le PRG total varie en fonction des étapes comprises à l'intérieur des études. Généralement, deux analyses sont considérées. La première, appelée cradle-to-gate, porte sur les étapes d'extraction des matériaux et de production de la batterie. La seconde, appelée cradle-to-grave, ajoute à ces étapes la phase d'utilisation, de fin de vie et de recyclage (voir Figure 1). La production est soit décomposée en 2 sous-étapes, qui sont l'extraction des matériaux et la production de la batterie ([15]–[18]), soit considérée comme un ensemble ([9], [19], [20]). Le même phénomène est présent pour la fin de vie : elle peut être pensée dans son entièreté ou décomposée en 2 étapes, qui sont le recyclage et la fin de vie. La phase d'utilisation comprend l'électricité utilisée pour le fonctionnement de la batterie, la maintenance et le remplacement de cette dernière. Dans le cas d'un véhicule électrique, seule l'électricité consommée est prise en compte ([13], [19], [20]). Entre ces étapes, différents types de transport sont étudiés : le premier est le transport entre les étapes de fabrication ([15], [20]), le second est le transport entre le site de production et le site d'assemblage du véhicule ([9], [21]).

À la suite de cette définition du PRG, 5 étapes du cycle de vie sont retenues : extraction des matériaux, production de la batterie, transport, fin de vie et recyclage. L'étape du transport illustre le transport du lieu de production de la batterie jusqu'au site d'assemblage du véhicule. La fin de vie comprend l'enfouissement, le démantèlement des batteries ainsi que le transport lié à cette étape ainsi qu'à celle du recyclage. Le recyclage est à impact négatif : il vient en déduction des émissions dues à l'extraction des matériaux. Pour chaque étape, un pourcentage de répartition est donné à la suite d'études statistiques de plusieurs références pour chaque catégorie de batteries.

### 3. Détermination du Potentiel de Réchauffement Global liés aux différents secteurs

#### 3.1 Extraction des matériaux, production et fin de vie des batteries

##### 3.1.1 Potentiel de Réchauffement Global de l'extraction des matériaux et de la production

La valeur du PRG pour le secteur de l'extraction des matériaux et de la production étant fournie dans la majeure partie des références étudiées, une tendance peut être facilement déduite sur ces deux secteurs. Une étude statistique est réalisée. La valeur du PRG retenue dépend de la moyenne, médiane et écart-type calculés mais dépend également de l'évolution des données par rapport aux temps.

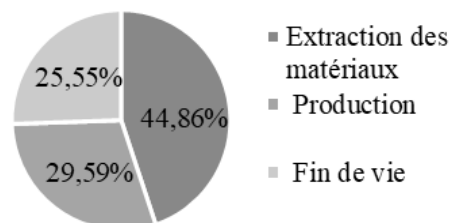
**Tableau 1 : Extrait de différentes valeurs de PRG pour l'extraction des matériaux et l'assemblage d'une batterie LFP**

Référence	Année de publication	Type de matériaux	Médiane [kgCO <sub>2</sub> eq/kWh]
[22]	2011	Matériaux vierges	209,50
[23]	2013		151,00
[9]	2021		169,00
[11]	2017	Matériaux recyclés	109,30
			37,78
[20]	2021		46,43

Le Tableau 1 est un extrait des PRG trouvés pour l'extraction des matériaux et l'assemblage d'une batterie LFP. Dans ces données, il faut différencier le PRG des batteries avec matériaux recyclés des batteries avec matériaux vierges. L'évolution du PRG en fonction des années, dans le cas d'une batterie LFP conçue avec des matériaux vierges, connaît une forte diminution entre 2011 et 2013 puis le PRG semble se stabiliser entre 2013 et 2021. Concernant la batterie conçue avec des matériaux recyclés, une forte disparité des valeurs est observée pour l'année 2017 : elle est due au lieu de production des batteries. Par la suite, la répartition du PRG entre extraction des matériaux et production est étudiée.

##### 3.1.2 Répartition du Potentiel de Réchauffement Global entre extraction des matériaux et production

L'étape initiale consiste en la détermination de la répartition entre extraction des matériaux et production. Le Tableau 2 est un extrait des répartitions trouvées entre extraction des matériaux et production. Dans les références [16], [23] l'extraction des matériaux avoisine 60% du PRG. Ces références, consacrées entièrement à l'étude du cycle de vie des batteries, ont une démarche scientifique bien détaillée. La moyenne de ces valeurs est conservée.



**Figure 2 : Répartition par secteur pour une batterie LFP**

**Tableau 2 : Répartition du PRG entre les étapes d'extraction des matériaux et de production pour une batterie de type LFP**

Année	Référence	Extraction des matériaux	Production	Moyenne	
				Extraction des matériaux	Production
2017	[16]	63,38 %	36,62 %		
2013	[23]	57,14 %	42,86 %	60,26 %	39,74

### 3.1.3 Répartition de l'extraction des matériaux, de la production et de la fin de vie

La deuxième étape consiste à déterminer la répartition entre extraction des matériaux et production d'une part, et fin de vie d'autre part. Néanmoins, l'impact de la fin de vie sur le PRG total est, dans un bon nombre de références, pas explicitement donné : la fin de vie peut comprendre l'impact du recyclage ([9], [16], [21]) ou bien ne pas être fournie dans le cas d'une étude cradle-to-gate ([10], [11], [13]). Dans ce cas, un cumul des données est alors nécessaire.

Dans le Tableau 3 deux articles similaires sont comparés. L'objectif premier est d'uniformiser les valeurs en conservant seulement les parties de l'extraction des matériaux, de production et de fin de vie. Une fois l'ensemble des données traitées, l'uniformisation des valeurs est faite pour conserver seulement les étapes d'extraction des matériaux, de production et de fin de vie. Les valeurs trouvées sont ensuite moyennées. Pour une batterie LFP, la répartition de la Figure 2 est trouvée.

**Tableau 3 : Exemple de traitement des données pour une batterie LFP**

Année	Référence	Extraction des matériaux	Production	Utilisation	Transport	Fin de vie	Recyclage
2021	[20]	4,06 %		96,70 %	0,18 %		-0,94 %
		130,00 %					-30,00 %
2017	[16]	45,00 %	26,00 %	17,00 %		12,00 %	
		71,00 %					
		86,00 %					
[20] dans [16]		<b>86,00 %</b>				<b>44,00 %</b>	<b>-30,00 %</b>
		130,00 %				44,00 %	-30,00 %
[16] dans [20]		<b>90,28 %</b>				<b>30,56 %</b>	<b>-20,83 %</b>
<b>Légende :</b>		Uniformisation des valeurs					
		Cumul des données					

### 3.2 Répartitions pour chaque secteur et Potentiel de Réchauffement Global total

Dans les références étudiées, la majeure partie des valeurs du PRG concernent les secteurs de l'extraction des matériaux et de production. Les tendances de PRG sont donc déduites, en premier lieu, sur ces deux secteurs confondus (3.1.1). Le recyclage permettant de diminuer la proportion de matériaux vierges dans les batteries, il agit donc directement sur l'étape d'extraction des matériaux vierges et de production (Equation 4). Les références traitant de l'impact du recyclage sur les étapes d'extraction et de production permettent d'estimer le PRG lié à l'extraction des matériaux, à la production et au recyclage (3.1.1). Les émissions liées à l'extraction des matériaux, à la production et à la fin de vie des batteries sans recyclage sont données par l'équation 3. Enfin, le PRG total est la somme des émissions liées aux secteurs d'extraction des matériaux, de production, de transport, de fin de vie et de recyclage (Equation 1). Chaque secteur est relié à un taux d'impact  $\tau$ . L'objectif de ces équations est de déterminer le PRG lié à chaque secteur. Une fois le PRG déterminé pour chaque secteur, leur impact est déterminé

$$\begin{cases} GWP_{total} = GWP_{extraction} + GWP_{production} + GWP_{transport} + GWP_{EoL} + GWP_{recycling} \\ 1 = \tau_{extraction} + \tau_{production} + \tau_{transport} + \tau_{EoL} + \tau_{recycling} \text{ avec } \tau_{recycling} < 0 \end{cases} \quad (1)$$

$$\begin{cases} GWP_{total}^{without\ transport} = GWP_{total} - GWP_{transport} \\ 1 = \tau'_{extraction} + \tau'_{production} + \tau'_{EoL} + \tau'_{recycling} \end{cases} \quad (2)$$

$$\begin{cases} GWP_{raw} = GWP_{extraction} + GWP_{production} + GWP_{EoL} \\ 1 = \tau''_{extraction} + \tau''_{production} + \tau''_{EoL} \end{cases} \quad (3)$$

$$\text{Avec : } GWP_{production}^{extraction} = GWP_{extraction} + GWP_{production} \quad (4)$$

$$GWP_{recycling}^{production} = GWP_{production} - GWP_{recycling} \quad (5)$$

$$\tau_i = \frac{GWP_i}{GWP_{total}} \text{ avec } i = \begin{cases} \text{extraction} \\ \text{production} \\ \text{transport} \\ \text{recycling} \\ \text{EoL} \end{cases} \quad (6)$$

### 3.2.1 Répartition et Potentiel de Réchauffement Global liés aux secteurs d'extraction, de production, de fin de vie et de recyclage

A partir des données extraites, les répartitions et le PRG de chaque secteur sont déterminés. Les équations (3a), (3b), (5a), (2a) et (1a) définissent les PRG de la fin de vie et du recyclage de la batterie. Ainsi, la répartition entre extraction des matériaux, production, fin de vie et recyclage de la batterie est connue. Néanmoins, le PRG du transport ne peut pas être déterminé avec ces équations.

D'après l'équation (3) :

$$GWP_{raw} = \frac{GWP_{extraction\ production}}{\tau''_{extraction} + \tau''_{production}} \quad (3a)$$

$$GWP_{EoL} = GWP_{raw} \cdot \tau''_{EoL} \quad (3b)$$

D'après l'équation (5) :

$$GWP_{recycling} = GWP_{extraction\ production} - GWP_{extraction\ production\ recycling} \quad (5a)$$

D'après les équations (1), (2) et (4) :

$$GWP_{total\ without\ transport} = GWP_{raw} + GWP_{recycling} \quad (2a)$$

D'après l'équation (1) :

$$GWP_{recycling} = GWP_{total\ without\ transport} \cdot \tau'_{recycling} \text{ avec } \tau'_{recycling} < 0 \quad (1a)$$

### 3.2.2 Potentiel de Réchauffement Global du transport

Le PRG du transport est déterminé à l'aide de la référence [24]. Dans un premier temps, la localisation des fournisseurs est étudiée. Les sites de production des batteries LFP sont majoritairement situés en Chine et aux Etats-Unis. Le transport est effectué selon 3 modes qui sont : le bateau, le camion et le train. Les distances, obtenues d'après le site référencé dans [24], dépendent du mode de transport choisi et sont calculées du site de production de la batterie jusqu'au lieu d'assemblage du véhicule.

Chaque moyen de transport a un facteur d'émissions  $F_e$  qui lui est propre. Par exemple, le facteur d'émissions du « train électrique pour une densité de marchandises comprise entre 250 et 399 kg/m<sup>3</sup> » [24] est de 1,55 gCO<sub>2eq</sub>/t.km. Les émissions dues au transport,  $GES_{transport}$ , dépendent de ce facteur (Equation 6a). La masse transportée n'intervient pas dans le calcul du PRG lié au transport (Equation 6c). Le PRG lié au transport dépend de l'énergie spécifique de la batterie. L'impact du transport est connue grâce à l'équation (6d). Pour une batterie LFP avec une énergie spécifique de 151,3 Wh/kg (1C@25°C), le PRG est au plus bas lorsque le site de production est situé en Chine et que le transport majoritaire est le train. Un transport par camion a un PRG environ 4 fois supérieur à un transport par bateau.

$$GES_{transport} = M_{transportée} \sum_i F_{e_i} \cdot D_i \text{ avec } i = \begin{cases} \text{camions} \\ \text{train} \\ \text{bateau} \end{cases} \quad (6a)$$

$$GWP_{transport} = \frac{GES_{transport}}{M_{transportée} \cdot E_s} \quad (6b)$$

D'après (6a) et (6b) :

$$GWP_{transport} = \frac{1}{E_s} \sum_i F_{e_i} \cdot D_i \text{ avec } i = \begin{cases} \text{camions} \\ \text{train} \\ \text{bateau} \end{cases} \quad (6c)$$

Avec :

$$E_s = \text{Energie spécifique [kg/Wh]}$$

$$M_{transportée} = \text{Masse transportée [t]}$$

D'après (1) :

$$GWP_{transport} = GWP_{total} \cdot \tau_{transport} \quad (6d)$$

## 4. Résultats et discussions

En prenant en considération l'impact maximal du transport, un PRG de 137,34 kgCO<sub>2eq</sub>/kWh est trouvé pour une batterie de type LFP pour une densité énergétique de de 151,3 Wh/kg (voir Figure 4). Le PRG lié à l'extraction des matériaux et à la production est de 164,78 kgCO<sub>2eq</sub>/kWh. En tenant compte de l'impact du recyclage, estimé à -100,28 kgCO<sub>2eq</sub>/kWh, les émissions totales diminuent de 70 % environ. Sur les batteries LFP, le recyclage permet donc une diminution du PRG qui équivaut au PRG lié à la production des matériaux.

Le résultat trouvé pour la batterie LFP est comparé avec les batteries PbA et NMC qui ont respectivement une densité énergétique de 40 Wh/kg (0,1C@25°C) et 207,4 Wh/kg(1C@25°C). Les batteries PbA ont un PRG plus faible que les batteries LFP et NMC. Ces 3 chimies de batteries ont environ le même PRG pour l'extraction des matériaux et la production. La fin de vie de la batterie LFP est beaucoup plus élevée que pour les batteries PbA et NMC dû à son démantèlement coûteux en énergie. Pour les batteries Lithium, le transport impacte peu le PRG total comparé à la batterie PbA: cela est dû à la forte densité énergétique de ces batteries. L'impact du recyclage sur le PRG total est dépendant du développement des filières de recyclage. Ainsi, pour un fort degré de maturité de la batterie, l'impact du recyclage est plus important. Néanmoins, cet impact est à considérer avec attention car la totalité des batteries ne sont pas recyclées. Malgré une différence d'impact de recyclage d'environ 70% entre la batterie LFP et NMC, les deux types de batterie ont un PRG global presque identique. Enfin, même si aux premiers abords la batterie PbA se révèlent être moins impactante pour l'environnement que les batteries LFP et NMC, la densité énergétique est également à prendre en compte dans le choix d'une batterie plus respectueuse de l'environnement. En effet, la densité énergétique de la batterie PbA étant 3 à 4 fois inférieure à celles des batteries LFP et NMC, il faut, pour concevoir un système avec la même capacité énergétique de batterie, 3 à 4 fois plus de batterie PbA que de batteries LFP ou NMC.

Par la suite, cette étude sera étendue pour les batteries VRLA, NiMH, NCA, LMO et LTO. L'ensemble des données trouvées permettra le dimensionnement d'une chaîne de traction électrique prenant en considérant les impacts environnementaux de ces composants. De plus, les impacts sociaux viendront compléter cette étude au travers de la composition en matériaux des batteries.

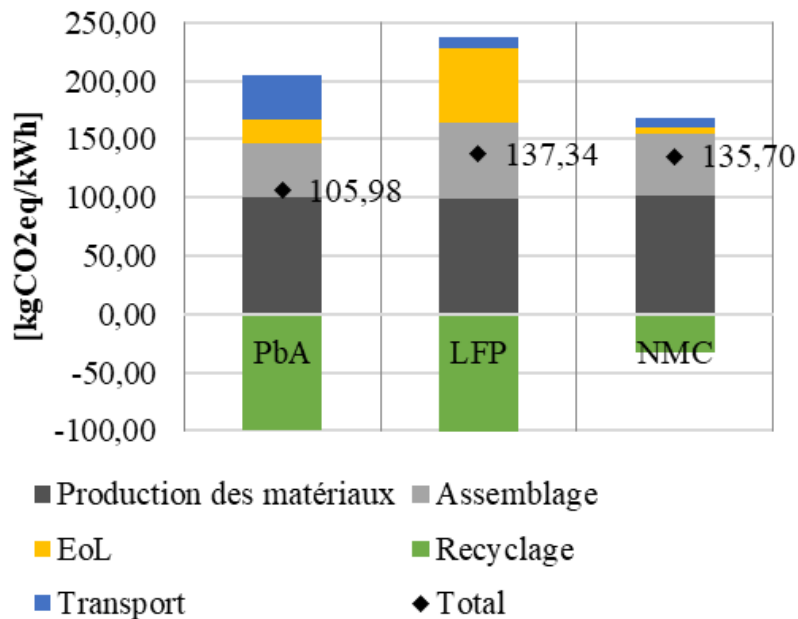


Figure 4 : PRG des batteries PbA, LFP et NMC pour l'extraction des matériaux, la production de la batterie, le transport, la fin de vie et le recyclage

## Références

- [1] Ministère de la Transition écologique, « La mobilité bas-carbone : choix technologiques, enjeux matières et opportunités industrielles », p. 172.
- [2] W. F. Lamb *et al.*, « A review of trends and drivers of greenhouse gas emissions by sector from 1990 to 2018 », *Environ. Res. Lett.*, vol. 16, n° 7, p. 073005, juill. 2021
- [3] M. Yuan, J. Z. Thellufsen, H. Lund, et Y. Liang, « The electrification of transportation in energy transition », *Energy*, vol. 236, p. 121564, déc. 2021
- [4] N. Lutsey et D. Hall, *Effects of battery manufacturing on electric vehicle life-cycle greenhouse gas emissions*. 2018.
- [5] A. K. M. Ahasan Habib, S. M. A. Motakabber, et M. I. Ibrahimy, « A Comparative Study of Electrochemical Battery for Electric Vehicles Applications », in *2019 IEEE International Conference on Power, Electrical, and Electronics and Industrial Applications (PEEIACON)*, nov. 2019, p. 43-47.
- [6] S. Aphale, A. Kelani, V. Nandurdikar, S. Lulla, et S. Mutha, « Li-ion Batteries for Electric Vehicles: Requirements, State of Art, Challenges and Future Perspectives », in *2020 IEEE International Conference on Power and Energy (PECon)*, déc. 2020, p. 288-292
- [7] M. Karthikeyan, G. Ramesh, P. Jayakrishnan, et M. Jayakumar, « Review on Energy Storage Technology and Energy Management Strategies in Electric Vehicles », in *2021 Innovations in Power and Advanced Computing Technologies (i-PACT)*, nov. 2021, p. 1-6
- [8] « Fuel cell hybrid electric vehicles: A review on power conditioning units and topologies - ScienceDirect ». <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032117303647>
- [9] R. Yudhistira, *Comparative life cycle assessment of different lithium-ion battery chemistries and lead-acid batteries for grid storage application*. 2021.
- [10] M. Hiremath, K. Derendorf, et T. Vogt, « Comparative Life Cycle Assessment of Battery Storage Systems for Stationary Applications », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 49, n° 8, p. 4825-4833, avr. 2015.
- [11] H. Hao, Z. Mu, S. Jiang, Z. Liu, et F. Zhao, « GHG Emissions from the Production of Lithium-Ion Batteries for Electric Vehicles in China », *Sustainability*, vol. 9, n° 4, Art. n° 4, avr. 2017.
- [12] P. Kanchanapiya, J. Utaka, A. Kittinan, N. Lecksiwilai, K. Kitpakornsanti, et B. Sudkla, « Life cycle assessment of lead acid battery. Case study for Thailand », *Environ. Prot. Eng.*, vol. 39, p. 101-114, janv. 2013.
- [13] H. Ambrose et A. Kendall, « Effects of battery chemistry and performance on the life cycle greenhouse gas intensity of electric mobility », *Transp. Res. Part Transp. Environ.*, vol. 47, p. 182-194, août 2016.
- [14] J. F. Peters, M. Baumann, B. Zimmermann, J. Braun, et M. Weil, « The environmental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters – A review », *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 67, n° C, p. 491-506, 2017.
- [15] E. Emilsson et L. Dahllöf, *Lithium-Ion Vehicle Battery Production Status 2019 on Energy Use, CO 2 Emissions, Use of Metals, Products Environmental Footprint, and Recycling*. 2019.
- [16] J. Peters et M. Weil, « Providing a common base for life cycle assessments of Li-Ion batteries », *J. Clean. Prod.*, vol. 171, oct. 2017.
- [17] S. Chen *et al.*, « The Environmental Burdens of Lead-Acid Batteries in China: Insights from an Integrated Material Flow Analysis and Life Cycle Assessment of Lead », *Energies*, vol. 10, p. 1969, nov. 2017.
- [18] L. Unterreiner, V. Jülch, et S. Reith, « Recycling of Battery Technologies – Ecological Impact Analysis Using Life Cycle Assessment (LCA) », *Energy Procedia*, vol. 99, p. 229-234, nov. 2016.
- [19] A. Accardo, G. Dotelli, M. L. Musa, et E. Spessa, « Life Cycle Assessment of an NMC Battery for Application to Electric Light-Duty Commercial Vehicles and Comparison with a Sodium-Nickel-Chloride Battery », *Appl. Sci.*, vol. 11, n° 3, Art. n° 3, janv. 2021.
- [20] X. Shu, Y. Guo, W. Yang, K. Wei, et G. Zhu, « Life-cycle assessment of the environmental impact of the batteries used in pure electric passenger cars », *Energy Rep.*, vol. 7, p. 2302-2315, nov. 2021.
- [21] « Product Environmental Footprint Category Rules for High Specific Energy Rechargeable Batteries for Mobile Applications ». PEF Project, février 2020. [En ligne].
- [22] G. Majeau-Bettez, T. R. Hawkins, et A. H. Strømman, « Life Cycle Environmental Assessment of Lithium-Ion and Nickel Metal Hydride Batteries for Plug-In Hybrid and Battery Electric Vehicles », *ACS Publications*, avril 2011.
- [23] S. Amarakoon, J. Smith, et B. Segal, « Application of Life-Cycle Assessment to Nanoscale Technology: Lithium-ion Batteries for Electric Vehicles », Art. n° EPA 744-R-12-001, avr. 2013 [En ligne].
- [24] Ministère de la Transition écologique et solidaire, « Information GES des prestations de transport : Guide méthodologique ». sept. 2018. [En ligne].