

Estudio de perspectiva de economía circular en la gestión de baterías de coche eléctrico en su fin de vida

Jose-Luis Gálvez-Martos*, Ioan-Robert Istrate, Diego García

Unidad de Análisis de Sistemas, IMDEA Energía

*joseluis.galvez@imdea.org

Resumen

La electricidad, como vector energético para la propulsión de vehículos, ofrece la posibilidad de sustituir combustibles fósiles con una fuente de energía proveniente de una multitud de fuentes primarias. Por ello, el vehículo eléctrico puede proporcionar seguridad energética a la vez que un mercado de transporte libre de CO₂ y otros contaminantes. Sin embargo, los retos ambientales e industriales respecto de la cadena de suministro del coche eléctrico pueden producir problemas graves en el largo plazo si no se toman las medidas adecuadas a tiempo.

Actualmente, el mercado del coche eléctrico, en términos absolutos, está dominado por China y Estados Unidos, mientras que en Europa su cuota de mercado ha alcanzado un extraordinario 39% en Noruega pero menor del 1% en los parques automovilísticos principales (Reino Unido, Francia o Alemania). Se observa una adopción muy rápida del vehículo eléctrico y se espera un gran crecimiento en un horizonte temporal próximo, lo que puede provocar un aumento significativo de la producción de baterías de tracción. Las baterías de litio, con una densidad energética mayor que otras tecnologías, una alta eficiencia de carga y descarga, y una gran densidad de potencia, se han convertido en la opción favorita en el desarrollo de baterías de tracción para el coche eléctrico. En los sistemas de litio se emplea una cantidad significativa de cobalto, que es un material crítico. Este hecho, y el gran consumo de litio en un hipotético escenario de alta implantación del coche eléctrico, provoca la búsqueda de formulaciones alternativas y de rutas de recuperación y reutilización de los sistemas de baterías que contengan estos materiales en su fin de vida.

El crecimiento tan rápido del uso de sistemas tan complejos de baterías trae un gran número de preguntas respecto de su sostenibilidad y de la adecuación de las políticas ambientales actuales y sus marcos regulatorios a la batería de tracción. Para ello, se requiere un buen conocimiento de la tecnología (¿cómo de eficientes son y serán?), de su probable implementación (¿cuánto litio y cobalto serán necesarios?), su impacto (¿cuál es la influencia de la batería en el impacto de un coche eléctrico?), y de su posible futuro (¿cuál es su reciclabilidad? ¿es reutilizable?). Este trabajo tiene como objeto definir los retos ambientales a los que se enfrenta la gestión de las baterías usadas con un especial énfasis en la influencia de las nuevas políticas de economía circular, el marco metodológico para el análisis de diferentes estrategias de gestión y presentar un caso de estudio inicial para el análisis de ciclo de vida prospectivo de un sistema de baterías de tracción.

Introducción

Las baterías son dispositivos electroquímicos empleados masivamente para el almacenamiento de energía, que se realiza a través de reacciones químicas que involucran la transferencia de electrones. Estas reacciones, como norma general, ocurren en el electrolito que se sitúa entre dos electrodos y conectados a un circuito externo a través del que se mueven los electrones. Una batería consiste en una serie de celdas electrolíticas como la descrita, en serie o paralelo, y cuya configuración es función de la capacidad y voltaje deseado.

Si bien hay un gran número de configuraciones en desarrollo en la actualidad, existen tres tipos principales de baterías comerciales:

- Ácido-plomo: son baterías con una densidad energética de 30 Wh por kg y una densidad de potencia de 180W por kg. Sin apenas autodescarga, su bajo coste, en torno a \$150 / kWh, y su alto tiempo de vida las convierten en la opción favorita de aplicaciones de almacenamiento a largo plazo.
- Baterías de níquel: son baterías basadas en níquel-cadmio (NiCd), níquel-zinc (NiZn) y níquel - hidruro metálico (NiMH). Tienen un coste mayor que las de plomo, en torno a \$700 / kWh, y una densidad energética en torno a 50-80 Wh/kg.
- Baterías de litio: estas baterías presentan densidades energéticas más altas, entre 80 y 150 Wh/kg, con alta eficiencia en la carga y descarga y con densidades de potencia que pueden llegar a 2000 W/kg, y con un coste inferior a \$700 / kWh.

El vehículo eléctrico, VE, y el híbrido eléctrico enchufable necesitan un sistema de batería o baterías recargables que proporcionen la potencia necesaria para la tracción de dicho vehículo. La batería preferida es la de litio, siendo las opciones que emplean cátodos que contienen cobalto las más eficientes como el óxido de cobalto y litio (LCO), y combinaciones con níquel (níquel cobalto aluminio o níquel manganeso cobalto).

Los modelos de coche eléctrico más implementados históricamente son el Nissan Leaf y el Chevrolet Volt (híbrido enchufable), si bien la irrupción mundial de Tesla puede desbalancear el equilibrio actual del mercado. La implantación de vehículos eléctricos es muy importante en Noruega, donde la cuota de mercado del coche eléctrico supera el 39%, y muy pequeña, en terminos relativos en el resto de Europa, Estados Unidos y China. Estos dos últimos países, sin embargo dominan el mercado en términos absolutos, con una demanda anual superior al medio millón de VE.

El crecimiento actual de la demanda de sistemas de baterías de tracción trae consigo una innumerable cantidad de preguntas con respecto a su sostenibilidad y sobre la necesidad de aplicar cambios a los paradigmas actuales regulatorios o de política ambiental respecto a su gestión. Este documento define los retos ambientales a los que se enfrenta la gestión de las baterías usadas con un especial énfasis en la influencia de las nuevas políticas de economía circular, el marco metodológico y presenta un caso de estudio inicial del proyecto “Estudio de perspectiva de economía circular en la gestión de baterías de coche eléctrico en su fin de vida”, financiado por la Fundación Iberdrola.

El proyecto “Estudio de perspectiva de economía circular en la gestión de baterías de coche eléctrico en su fin de vida”

En el marco del suministro sostenible de baterías de tracción para el coche eléctrico, la industria Europea, representada por EUROBAT, recibió de buen grado la incorporación de conceptos de economía circular en la propuesta de directiva para baterías y acumuladores y recomendó la cuantificación sistemática y estandarizada del impacto del ciclo de vida, incluyendo las etapas de fin de vida, desde el punto de vista de la responsabilidad subsidiaria del productor.

Por este motivo, este proyecto de investigación tiene como objetivo final la evaluación ambiental y prospectiva del impacto de estrategias de economía circular en la gestión de baterías de vehículo eléctrico al final de su ciclo de vida, según se muestra en la Figura 1. El análisis que se plantea en este proyecto va más allá de un simple análisis ambiental de las baterías del coche eléctrico: consiste en la estimación robusta del impacto potencial en una serie de escenarios de implantación del coche eléctrico y de mercado eléctrico en el horizonte temporal de 2050.

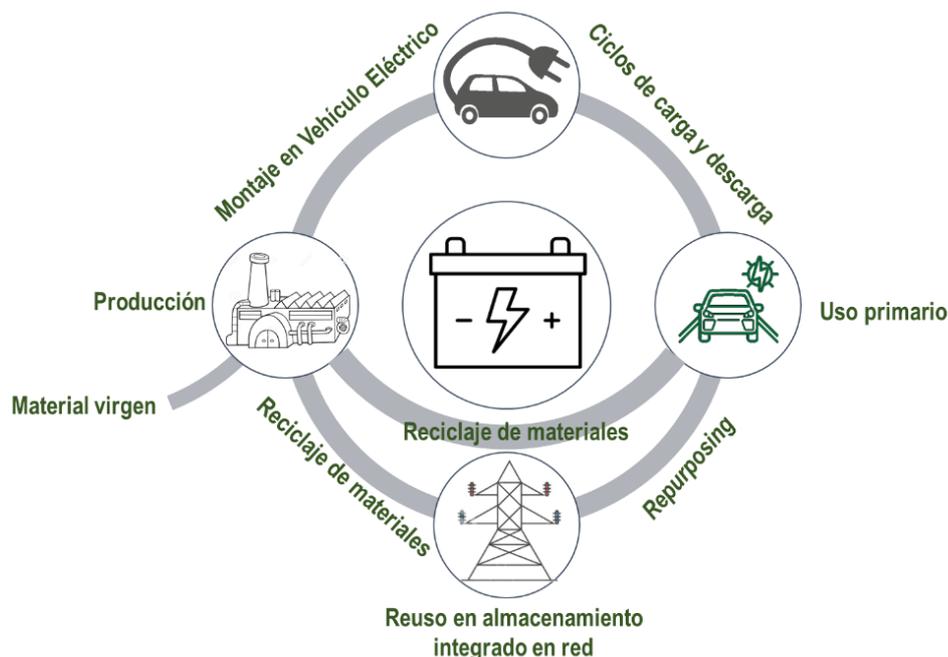


Figura 1. Ciclo de vida simplificado de baterías de tracción para vehículo eléctrico

Los objetivos técnicos específicos del proyecto son tres:

- Estudio del impacto potencial del fin de ciclo de vida de baterías de tracción a través de la dinamización de inventarios ambientales y el estudio de dos estrategias de economía circular: reciclaje de componentes principales de baterías, y *repurposing* (reutilización) para almacenamiento de energía eléctrica.
- Evaluación del efecto global del fin de vida de las baterías de tracción en el comportamiento ambiental del coche eléctrico.
- Desarrollo de modelos de inventarios ambientales dinámicos de tecnologías de fin de ciclo de vida, inexistentes en la literatura actual, para el reciclaje de baterías por proceso pirometalúrgicos o hidrometalúrgicos.

Impacto ambiental de las baterías de tracción en su fin de vida

Existe una gran incertidumbre en el modelado de flujos materiales y energéticos en el fin de vida de las baterías de tracción que se emplean para el establecimiento de inventarios ambientales en la metodología de análisis de ciclo de vida (ACV). Hay información bibliográfica al respecto, pero la cantidad, calidad y fiabilidad de los datos son aspectos muy variables en las publicaciones existentes. Además, desde el punto de vista metodológico, existen dos vertientes o enfoques: (i) en el primero se calculan las emisiones evitadas (enfoque de fin de vida), o (ii) se considera el contenido en reciclables en la cadena de suministro (enfoque de contenido reciclado). Si bien ambos son correctos, pueden ocasionar problemas de comparación armonizada. Para ello, se estableció un protocolo de

análisis (*product environmental footprint category rules*, o PEFCR) cuyo impacto, por el momento, es escaso (Recharge, 2018).

En la bibliografía es destacable la existencia de diferencias notables en el cálculo de la emisión de gases de efecto invernadero procedente de la manufactura y ensamblaje de los componentes de la batería. Así, Ellingsen et al., (2014) identifican que al menos el 45% de las emisiones vienen de la planta de manufactura. Existe cierta controversia respecto a este aspecto, ya que otros trabajos hacen una estimación menor de las necesidades energéticas de procesos clave del ensamblaje. Los aspectos clave no considerados son la electricidad requerida para la activación y envejecimiento inicial de la batería (Notter et al., 2010), y la estimación a la baja del consumo específico de salas de preparación anticontaminación (Dunn et al., 2012a). Ambos estudios tampoco parecen considerar algunos de los procesos clave en la preparación de los electrodos que se realizan en las plantas de ensamblaje.

Dunn et al., (2015), analizaron la influencia del reciclaje de baterías de litio en el ACV de varias opciones tecnológicas, basadas en diferentes “químicas” del ion Li. El material del cátodo y el aluminio empleado en la estructura de la batería presentan la mayor influencia en el impacto total en la manufactura de la batería. Sin embargo, la influencia del proceso de ensamblaje es muy relevante en cuanto a su balance energético. Se encontraron razones para asegurar que las plantas de ensamblaje trabajan normalmente a capacidades subóptimas, lo que implica un aumento del consumo energético específico asociado al ensamblaje de los componentes hasta los 800 MJ por kg de batería. Sin embargo, una planta en capacidad óptima puede tener consumos entre 1 y 5 MJ. El hecho de tratarse de tecnologías y mercados emergentes, por tanto, implica un mayor riesgo ambiental por la infrautilización de la capacidad real de planta. Por tanto, desde el punto de vista de recursos energéticos o de gases de efecto invernadero, los procesos de reciclaje pueden no producir una reducción efectiva de la huella de carbono o el consumo de energía primaria; sin embargo, sí son capaces de evitar una gran cantidad de SO_x y otros contaminantes que se producen en las operaciones más contaminantes de la minería de los componentes estudiados.

Un aspecto criticado por parte de la industria es el tipo de “química” supuesta en los ACV (B. Dunn et al., 2015). Si bien las composiciones de electrodos estudiadas pueden ser empleadas para el almacenamiento de energía, se han detectado que las baterías comerciales suelen distar mucho de las composiciones (y por tanto inventarios) analizadas. Por ejemplo, el óxido de manganeso y litio (LMO), que es barato, asquible y estable, suele mezclarse con otros materiales basados en níquel y cobalto para aumentar la densidad energética. El fosfato de hierro y litio (LFP) se usa principalmente en China por la disponibilidad de recursos (Wang and Wu, 2017); si bien es estable y durable, su uso no está extendido fuera de ese país.

Es destacable que la mayoría de los estudios de ACV que incluyen el fin de vida suponen un 100% de tasa de captura y un 100% de tratamiento de las baterías (Dunn et al., 2012a; Notter et al., 2010; Oliveira et al., 2015), mientras que la calidad de los datos de los procesos de reciclaje representan escasamente la realidad industrial (Peters et al., 2017).

Respecto de la fase de uso, es evidente que el impacto principal proviene de la electricidad en uso. La huella de la electricidad, sin embargo, no es el único factor a tener en cuenta. Otros factores adquieren importancia en el análisis, como las pérdidas por conversión y el consumo extra por el peso de la batería. En algunos casos, se asume una eficiencia global del 85% entre energía realmente utilizada en la tracción y la energía realmente alimentada a la batería. Este enfoque puede ser útil para el modelado, si bien existen pocas referencias bibliográficas calculando dicho impacto.

Resumen de aspectos clave en la estimación del impacto ambiental de baterías de tracción

En la Tabla 1 se muestran los aspectos principales con una gran influencia en los resultados del ACV

Tabla 1. Aspectos del ciclo de vida con influencia en el análisis ambiental propuesto (lista no exhaustiva)

Aspecto	Parámetros
Técnicos	Durabilidad, número de ciclos de carga y descarga, profundidad de descarga, eficiencia de carga, densidad energética, peso, reutilización, utilización en almacenamiento energético (<i>repurposing</i>)
Socioeconómicos	Prospectiva de mercado, existencia de ayudas financieras, regulaciones sobre emisiones de automoción
Ambientales	Disponibilidad de recursos, definición de materiales críticos, suposiciones sobre la fase de uso, tasa de captura, tecnología de reciclaje, tecnología de clasificación, etc.
Metodológicos	Comparabilidad y armonización, dinamización de inventarios, compatibilidad de modelos

Estrategias de economía circular

Desde el punto de vista estratégico, la aplicación de conceptos de economía circular a los procesos industriales sigue siendo un gran reto. A nivel Europeo, la estrategia de economía circular tiene previsto un gran impacto sobre la economía de los Estados Miembros, y requiere un gran paso adelante en el actual paradigma de producción. En 2015, la Unión estableció la Estrategia de Economía Circular, apoyada con su política de eficiencia de uso de los recursos, que consiste en la extensión del tiempo de vida y del valor de los productos, a la vez que minimiza y previene la generación de residuos, mediante la optimización de la producción, uso y fin de vida (European Commission, 2015; Ghisellini et al., 2016). Los objetivos de esta política se orientan a la preservación de los recursos y reducir el impacto de la gestión de residuos, creando un crecimiento económico sostenible. Su impacto a largo plazo se estimó muy positivo: mientras se podrían reducir 443Mt de gases de efecto invernadero, se incrementaría la competitividad del sector industrial Europeo y se reduciría un 25% los residuos que terminan en el medio marino en 2030 (European Commission, 2014).

Si bien desde el punto de vista de política medioambiental la Economía Circular es otro paso adelante en la política de sostenibilidad, es cierto que esta nueva política se puede instrumentalizar desde una amplia gama de regulaciones y políticas existentes. Así, para técnicas, productos y servicios emergentes, los conceptos de Economía Circular son esenciales para evitar *trade-offs*, esto es, el incremento del impacto ambiental en algunos ámbitos debido a la reducción en otros. Por ejemplo, el uso del coche eléctrico es capaz de reducir sustancialmente las emisiones de gases de efecto invernadero del sector transporte, pero aumenta la presión sobre recursos de disponibilidad limitada, denominados materiales críticos.

El mercado Europeo actual, sin embargo, no está preparado para una adopción en masa del vehículo eléctrico (Berkeley et al., 2017). La Unión Europea identificó una importante necesidad a nivel estratégico, estableciendo para ello la iniciativa "*Battery Alliance Initiative*" para corregir la actual falta de centros de manufactura a gran escala que aseguren aspectos clave de la implementación como el suministro, la reducción de costes y la calidad del mismo. Bajo este marco, se construirá una de las plantas más grandes de

producción de baterías de litio en Suecia, con una capacidad de 8 GWh al año. El sector europeo está desarrollando la tecnología y la capacidad para la manufactura y reciclado de baterías usadas, con un especial enfoque al ciclo cerrado de reciclaje sobre los materiales de los electrodos. Así, compañías como Batee, Umicore o Akkuser Oy comenzaron programas ambiciosos para el desarrollo de tecnologías de reciclaje. Como ejemplo, la Figura 2 muestra la evolución de solicitudes de patentes de UMICORE en los últimos años sobre reciclado de sistemas de almacenamiento electroquímico: más de 200 en los últimos 15 años.

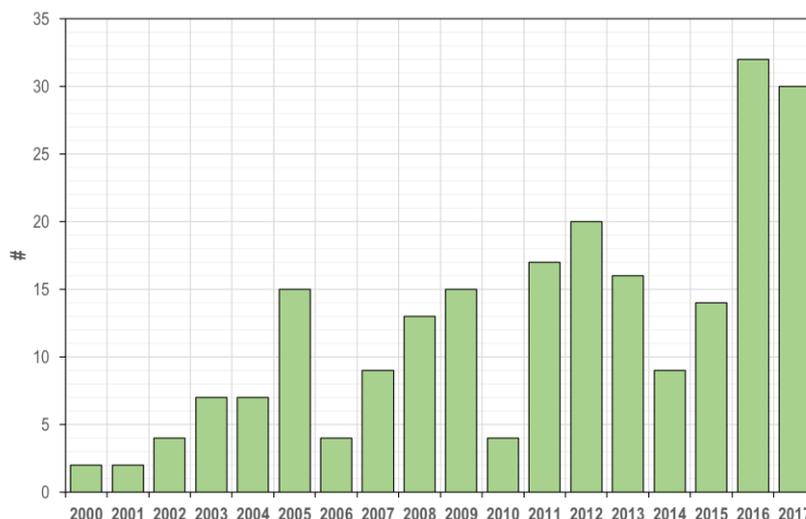


Figura 2. Evolución de solicitud de patentes de UMICORE NV, sobre reciclado de baterías.

Actualmente, sin embargo, la mayoría de la producción de baterías tiene lugar en Asia y, principalmente en Japón. También, la mayoría de baterías de litio se recuperan y reciclan en Japón, donde están los principales productores. Otro de los grandes problemas para la estrategia Europea es la tasa relativamente baja de la captura de baterías usadas y la falta de esquemas de captura adecuados.

En un futuro próximo, la generación de nuevos modelos de negocio alrededor de las baterías de tracción puede tener una influencia importante en el impacto ambiental de estos nuevos sistemas de gestión de baterías usadas. Así, la creación de sistemas de responsabilidad extendida del productor para la gestión de baterías puede conducir a sistemas más centralizados. Además, el análisis prospectivo del mercado de implantación del coche eléctrico indica un alto impacto de políticas incentivadas en dicha centralización, como el consumo colaborativo (coche compartido, alquiler o *leasing*), retorno incentivado, reutilización, etc, las cuales pueden ayudar a la implantación de sistemas ambiciosos de captura de baterías de tracción.

En cuanto a la gestión de baterías de tracción usadas, se está considerando la reutilización de las mismas en el almacenamiento estacionario de electricidad, lo que se conoce mejor por su término en inglés “repurposing”. Técnicamente, esta forma de reutilización es viable y tiene un importante potencial de mercado en el futuro, ayudando a la incorporación de energía renovable al mercado eléctrico y mitigando el uso de combustibles fósiles (Shokrzhadeh and Bibeau, 2016). Sin embargo, la implantación de tal enfoque de gestión crearía un complejo esquema de recuperación, con altos costes e implicaciones en política ambiental que deben ser evaluadas. A nivel económico, existen estimaciones del *repurposing* que indican su escasa viabilidad (Madlener and Kirmas, 2017).

En cuanto al reciclaje de las baterías, existen actualmente cuatro métodos de tratamiento: mecánico, hidrometalúrgico, pirometalúrgico, y la combinación de ambas en un proceso hidro-pirometalúrgico. El tratamiento mecánico consiste en la separación de componentes particulares de la batería, produciendo una masa negra (*black mass*) que se alimenta a alguno de los otros procesos para la recuperación de los componentes de mayor valor. Los procesos hidrometalúrgicos incluyen operaciones como lixiviación, precipitación, extracción con disolventes e intercambio iónico. Los procesos pirometalúrgicos consisten normalmente en la producción de aleaciones por fundición y reducción de metales. Si bien los procesos pirometalúrgicos producen materiales de mejor calidad, sus costes son más altos y sus eficiencias más bajas. En la Tabla 2 se presentan algunos ejemplos de tecnologías de reciclajes de batería de tracción en función del tipo de química, tecnología de recuperación y reciclaje *closed loop* de materiales (es decir, dentro de la industria de baterías) y *open loop* (es decir, la producción de materiales para la industria en general).

Tabla 2. Ejemplos de tecnologías industriales para el reciclaje de baterías de tracción usadas. (Ekberg and Petranikova, 2015)

Compañía	Akkuser	Umicore	Batrec
Batería	NiCd, NiMH, Li, Zn- alcalina	Li, NiMH	Li
Tecnología	Tratamiento mecánico (molienda, separación mecánica) en atmósfera controlada Procesos hidrometalúrgicos (lixiviación, precipitación de hierro, recuperación de cobre, extracción de cobalto).	Tratamiento mecánico Tratamiento pirometalúrgico a alta temperatura con plasma. Produce una aleación rica en Co. Recuperación de metales por lixiviación con ácido sulfúrico	Tratamiento mecánico en atmósfera de CO ₂ Neutralización de Li con CO ₂ Clasificación
Reciclaje de materiales <i>closed loop</i>	Óxidos de cobalto	Óxidos de cobalto	Materiales con Li
Reciclaje de materiales, <i>open loop</i>	Aluminio, papel, cobre, plástico	Escoria como material de construcción Otros (no especificados)	Acero, cobalto, materiales no ferrosos, manganeso, plásticos

Enfoque metodológico

El interés en realizar ACV prospectivos está en continuo auge. Este tipo de análisis resulta crucial para la toma de decisiones, especialmente en proyectos cuya implantación requiere largos periodos de tiempo, como puede ser el sector del reciclaje y la gestión de residuos. Sin embargo, ni la normativa internacional (ISO, 2006) ni las guías de referencia (European Commission, 2010) dan recomendaciones en este sentido. Los artículos publicados en este campo proponen el análisis de escenarios que representen la tecnología en el futuro mediante la evolución de los parámetros clave que determinan su desempeño ambiental y que sean susceptibles de variación con el tiempo. Básicamente, se trata de realizar proyecciones de estos parámetros y analizar el impacto ambiental del nuevo escenario futuro. Dada la poca precisión a la hora de realizar estas proyecciones, el análisis de análisis de incertidumbre resulta crucial.

Zimmermann et al. (2015) realizaron el ACV prospectivo del coche eléctrico. Sin embargo, el marco metodológico propuesto se basa únicamente en proyecciones del mix eléctrico.

Frischknecht et al. (2015) evalúan el impacto ambiental futuro de la producción de electricidad con paneles fotovoltaicos en Europa. Los autores realizan proyecciones tanto de los parámetros tecnológicos como del contexto temporal en el que opera el sistema. Los parámetros seleccionados son, por ejemplo, la eficiencia de la célula y el módulo, el espesor de la célula o la cantidad de planta consumida. Por otro lado, se realizan proyecciones del perfil ambiental del mix energético en los países productores y del perfil ambiental de la producción de las materias primas básicas como el aluminio o el cobre. En el caso del mix energético se estima su composición futura, mientras que las materias primas se modelizan de acuerdo con las mejores técnicas disponibles y los objetivos industriales. La evolución de estos parámetros se ha llevado a cabo de acuerdo con varios escenarios: referencia, realista y optimista, en función de las políticas aplicadas. Por ejemplo, el escenario de referencia considera que se continúa con las políticas establecidas, mientras que el escenario optimista considera que existe un fuerte apoyo a las energías renovables y la eficiencia energética. Los resultados indican un menor impacto en los sistemas futuros en los tres escenarios. También para el caso de los paneles fotovoltaicos, Marini y Blanc (Marini and Blanc, 2014) analizan el impacto ambiental de la tecnología en 2050. Este estudio también se basa en la evolución de los parámetros claves, aunque también incluye un análisis de incertidumbre sobre estos parámetros.

De acuerdo con el procedimiento propuesto por (Bisinella et al., 2017) para la realización del ACV de escenarios futuros de gestión de residuos, el primer paso consiste en llevar a cabo un ACV preliminar, que refleje el actual estado del arte, con el fin de identificar los aspectos más relevantes, identificando los parámetros claves que se proyectan hacia escenarios futuros. El último paso es realizar el ACV en el marco de dichos escenarios futuros.

Tal como se observa en Dunn et al. (Dunn et al., 2012b), el reciclaje del aluminio y otros metales presentes en las baterías reduce considerablemente el consumo energético durante su ciclo de vida, especialmente debido a una reducción de la demanda de materiales primarios. Por lo tanto, conocer la evolución del perfil ambiental de la producción primaria así como la evolución de la eficiencia de reciclaje es el aspecto más importante a considerar a la hora de realizar ACV prospectivos. En la siguiente sección, alguno de los elementos del enfoque metodológico se han aplicado a un caso real para mostrar un ejemplo de aplicación de los objetivos del proyecto.

Caso de estudio: análisis del impacto de la batería de óxido de manganeso y litio

En primer lugar, se ha tomado un estudio de ACV bibliográfico, con un inventario detallado, de una batería LMO, es decir, con un cátodo de óxido de manganeso y litio (Oliveira et al., 2015) e incluyen todas las cargas ambientales de la manufactura, utilización y fin de vida de la batería de un vehículo eléctrico. En este ejemplo se calcularán:

- el potencial de cambio climático asumido como la huella de carbono en CO₂ equivalente, de la batería para todas las fases de su ciclo de vida para diferentes años hasta 2050. Se ha empleado la aproximación metodológica de Zimmerman et al. (2015) en la que se toman únicamente los valores del mercado eléctrico futuro para dinamizar los inventarios ambientales.
- el impacto del stock de coches de toda la Unión en el escenario de Oliveira et al. (2015) para lo que se ha aplicado la proyección media de implantación en Europa del coche eléctrico según el escenario de referencia para la UE.

Potencial de cambio climático de la batería.

La batería LMO consiste en una estructura contenedora de la celda, un módulo de celdas y un único pack. La composición química de todos los elementos de la batería proceden

de un fabricante especializado. A partir de dicha composición, se toman los datos de la base de datos Ecoinvent 2.2., como la demanda de energía eléctrica y la huella de carbono de cada componente en una aproximación de la cuna a la puerta (es decir, de su suministro y producción). El proceso de reciclaje de la batería es hidrometalúrgico, e incluye etapas de lixiviación y precipitación de metales; además, se asume una tasa de captura de un 100%. La recuperación de litio se asume del 100% y del resto de metales es del 75%; sin embargo, no se han incluido las emisiones evitadas por parte del reciclaje para una mayor simplicidad en la presentación de los resultados.

La unidad funcional elegida para la batería es el kWh producido durante todo su tiempo de vida; esta aproximación requiere una larga lista de suposiciones de utilización durante la vida del coche eléctrico en comparación con opciones más convencionales que se refieren únicamente a análisis de cuna a la puerta, como el Wh de capacidad de almacenamiento.

Siguiendo el enfoque explicado anteriormente, se calcula el inventario de la manufactura de la batería según se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Inventario de ciclo de vida de la manufactura de una batería LMO (Oliveira et al., 2015).

Material	Fracción másica	Demanda eléctrica, MJ/kg	Huella de carbono, kgCO ₂ e / kg (Ecoinvent 2.2.)
Carbon black	0.150	0.24	2.37
LiMn ₂ O ₄	0.240	13.7	4.99
PVDF	0.012	5.16	22.7
SBR (caucho sintético)	0.012	5.00	2.65
Carbonato de propileno	0.031	0.022	7.78
Carbonato de etileno	0.063	2.41	1.41
Carbonato de dimetilo	0.031	2.50	1.41
Hexafluorofosfato de litio	0.031	86.8	24.76
Polipropileno	0.210	6,23·10 ⁻³	1.97
Aluminio	0.126	13.4	3.10
Cobre	0.095	15.6	5.19
Energía de ensamblaje	-	98.5	

El método más simple para dinamizar la evaluación del impacto, en este caso, consiste en suponer un desempeño constante del proceso de manufactura y, dada una demanda de coche eléctrico, suponer que los cambios en la evolución de las emisiones de efecto invernadero sólo vienen marcadas por el cambio en el mercado eléctrico. Para este caso específico, la evolución del mercado eléctrico y sus emisiones asociadas se toman del escenario de referencia de la Unión Europea (Figura 3) (Commission européenne and Direction générale de la mobilité et des transports, 2016), del que también se toma la proyección de demanda de la UE para el VE.

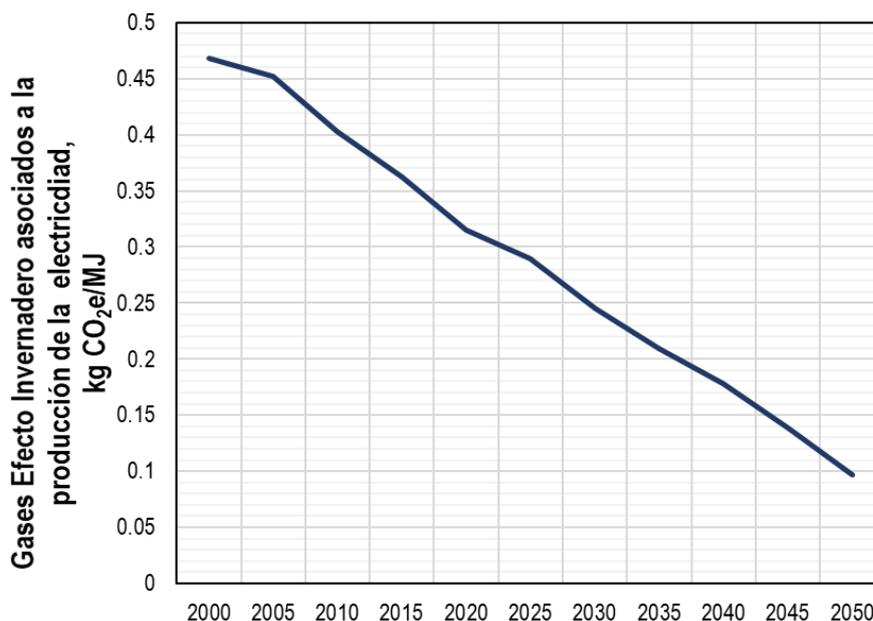


Figura 3. Emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a la producción de electricidad, según el escenario de referencia de la Unión Europea 2016.

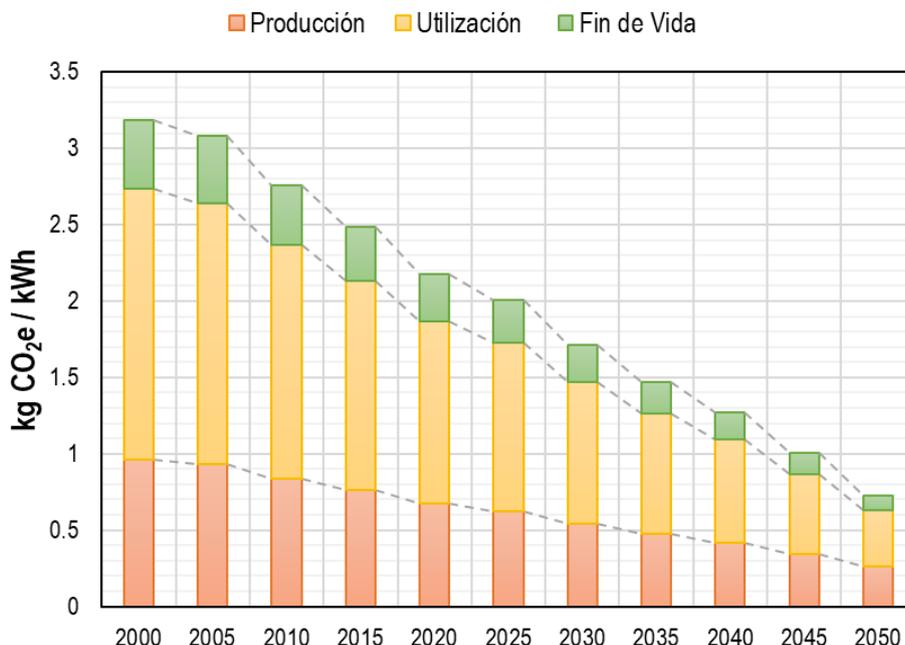
Las impacto asociado a cada uno de los componentes o materiales de la batería se calculan en función del tiempo con una sencilla ecuación:

$$e, \text{ kg CO}_2\text{e/kg} = e_0 + E \cdot (t - t_0)$$

Donde E es la demanda de electricidad específica del componente en su ciclo de vida, I_t es la emisión de gases de efecto invernadero asociada a la electricidad en el año t , I_{t_0} es la emisión de gases de efecto invernadero asociada a la electricidad en el año t_0 , y e es la huella de carbono del componente.

En la ecuación anterior, sólo varían las emisiones asociadas a la electricidad consumida. El factor E , que representa el desempeño energético del proceso de producción, también cambia con el tiempo, pero la existencia de datos prospectivos es escasa para la mayoría de componentes de una batería de litio y, por ello, se debe asumir constante.

El cálculo de la huella de carbono para todos los componentes materiales de una batería, mostrados en la Tabla 3, se realiza según las suposiciones mencionadas y respetando los datos originales del inventario de Oliveira et al.(2015); se han modificado las cuotas de tecnologías del mercado eléctrico (Belga según el artículo original) y el rendimiento de almacenamiento de energía de la batería, no especificado en dicho trabajo. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 4.



Nota sobre suposiciones iniciales: 1500 ciclos de carga y descarga, 70% de profundidad de descarga, rendimiento del 20% al final de la vida útil de la batería, densidad energética del 125 Wh/kg, autonomía de 200km por batería, 150,000 km de vida total del coche eléctrico, 12,000 km recorridos anualmente, tiempo de vida del coche eléctrico de 12.5 años, 2 baterías por vehículo eléctrico (Suposiciones basadas en Oliveira et al., 2015).

Figura 4. Emisiones de gases de efecto invernadero, en kg de CO₂ equivalente por kWh suministrado durante todo su ciclo de vida.

Los resultados muestran que en 2015 la batería tiene una huella de carbono de 0.3 kg por Wh producido, que es superior a la media calculada para baterías por Wh de capacidad nominal, 0.11 kg CO_{2e} por Wh. (Peters et al., 2017). El impacto principal se reduciría a un 30% de ese valor en un hipotético 2050 según el escenario de referencia empleado en este análisis.

Impacto del parque de vehículos eléctrico

Para el cálculo del impacto total del parque de VE, la demanda se ajusta al mercado real hasta 2016 y se realiza una proyección lineal hasta 2050, con una cuota de mercado final del 6%. Así, se crea una tendencia lineal en el crecimiento del stock, y, por tanto, en el crecimiento del número de vehículos en su fin de vida (Figura 5).

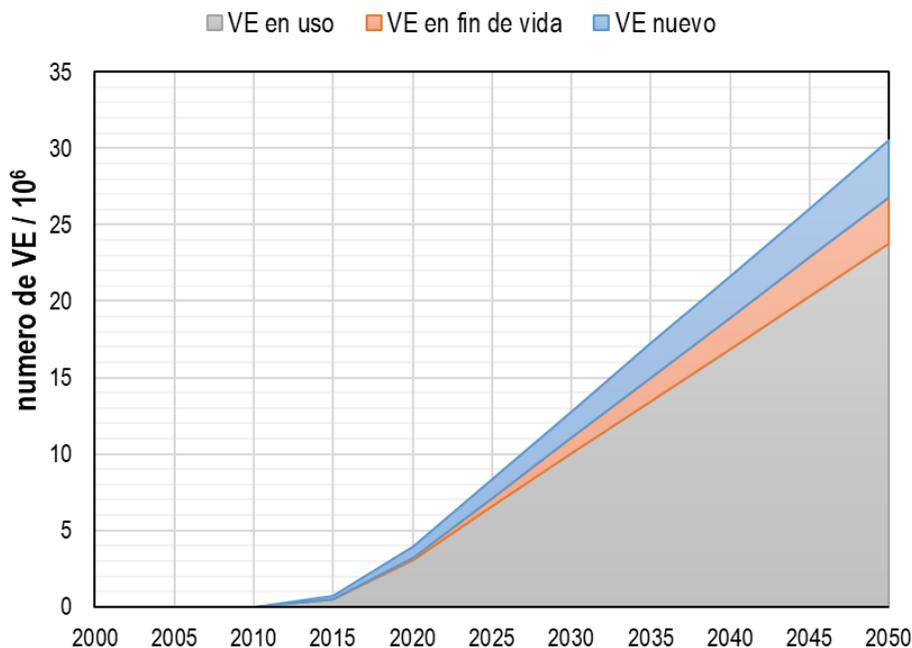


Figura 5. Proyección de la demanda de vehículos eléctricos

Para el cálculo, se tiene en cuenta el ACV y la demanda de vehículos prevista, junto con la suposición, ciertamente irreal pero ilustrativa del ejemplo, de una cuota de mercado del 100% para la batería LMO. El impacto de una batería se calcula de forma diferenciada según su año de producción, el año de utilización y el año de tratamiento de fin de vida.

Los resultados del impacto del stock total de coche eléctrico se muestran en la Figura 6. Independientemente del resultado, que evidentemente se basa en suposiciones lejos de la realidad (por ejemplo, las baterías tipo LMO tienen una cuota de mercado pequeña en la actualidad), este ejemplo ilustra a la perfección el procedimiento de cálculo que se busca en el planteamiento inicial de este proyecto. Aun así, la aparición de un pico de impacto ambiental hacia el año 2040 indica un cambio de tendencia que merece la pena explorar desde el punto de vista científico y muestra el potencial de optimización ambiental de esta metodología.

Otro comportamiento destacable es la influencia clave de la fase de utilización, en comparación con las fases de producción y fin de vida. Así, el impacto de estas dos últimas etapas no supera el 0.1% del impacto total en ningún caso.

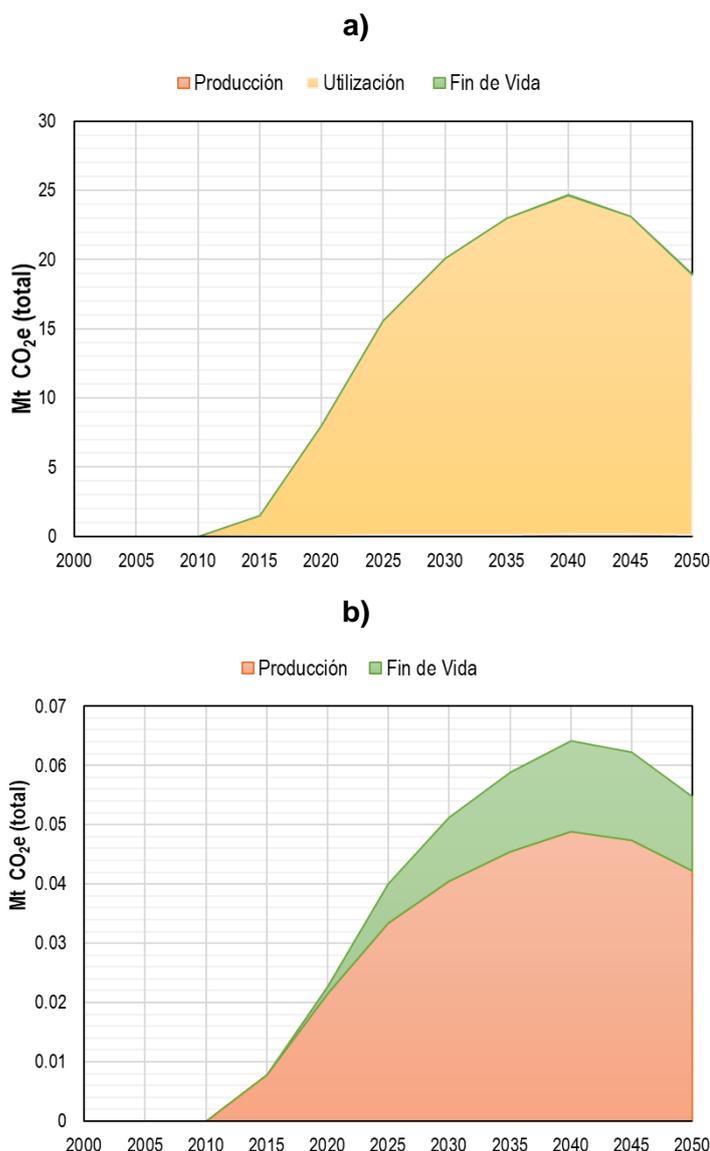


Figura 6. Evolución de las emisiones de gases de efecto invernadero de las baterías durante su ciclo de vida para el stock de vehículo eléctrico. (a) Valor total, (b) Producción y tiempo de vida. Unidades en millones de toneladas de CO₂e (Mt)

Conclusiones y trabajo futuro

Esta investigación, recientemente comenzada, tiene como objeto el estudio y evaluación del impacto del fin de vida de las baterías de tracción y su análisis en relación al nuevo marco de la Economía Circular, incluyendo para ello no sólo etapas de reciclaje en el análisis, sino la reutilización de baterías como almacenamiento temporal de energía eléctrica. El objetivo también incluye el análisis ambiental prospectivo, con un horizonte temporal de 2050, utilizando una metodología de dinamización de inventarios ambientales.

Se ha mostrado, mediante un caso de estudio, que la metodología es robusta y cuenta con una multitud de elementos en los que es necesario profundizar. Por ejemplo, se debe definir

de forma precisa el modelo de demanda de vehículos eléctricos, el desempeño de las tecnologías de almacenamiento de energía, escenarios realistas de mercado eléctrico, mercado de baterías, materias primas y de tratamientos de fin de vida, el marco de políticas de economía circular que, entre otros muchos factores, poseen una influencia decisiva en los resultados de este proyecto.

Mientras que esta comunicación muestra una primera aproximación, con definiciones simplificadas de escenarios prospectivos, el trabajo futuro debe contemplar el uso de otras categorías de impacto ambiental, la predicción de mercados más realistas de tecnologías de batería de tracción, y también la compatibilidad de suposiciones procedentes de estudios externos con las suposiciones propias del estudio. Así, por ejemplo, el modelado prospectivo del mercado eléctrico depende de parámetros como el producto interior bruto, que también se utiliza en estudios de penetración del vehículo eléctrico y que deben ser compatibles (iguales, similares o ajustables) para su uso conjunto en el análisis prospectivo que se propone en este trabajo.

Otro aspecto a destacar para el trabajo futuro es la validación de la metodología respecto de datos reales observados o de otros estudios de mayor relieve y de alto reconocimiento por parte de la comunidad internacional, frente a los que se contrastarán la validez de nuestras suposiciones, y que se debe completar con un análisis de sensibilidad e incertidumbre respecto de las suposiciones más relevantes.

Referencias

- B. Dunn, J., Gaines, L., C. Kelly, J., James, C., G. Gallagher, K., 2015. The significance of Li-ion batteries in electric vehicle life-cycle energy and emissions and recycling's role in its reduction. *Energy & Environmental Science* 8, 158–168. <https://doi.org/10.1039/C4EE03029J>
- Berkeley, N., Bailey, D., Jones, A., Jarvis, D., 2017. Assessing the transition towards Battery Electric Vehicles: A Multi-Level Perspective on drivers of, and barriers to, take up. *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 106, 320–332. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2017.10.004>
- Bisinella, V., Astrup, T.F., Christensen, T.H., 2017. Future scenario development within life cycle assessment of waste management systems. Technical University of Denmark (DTU).
- Commission européenne, Direction générale de la mobilité et des transports, 2016. EU energy, transport and GHG emissions: trends to 2050 : reference scenario 2016. Office for official publications of the european communities, Luxembourg.
- Dunn, J.B., Gaines, L., Sullivan, J., Wang, M.Q., 2012a. Impact of Recycling on Cradle-to-Gate Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions of Automotive Lithium-Ion Batteries. *Environ. Sci. Technol.* 46, 12704–12710. <https://doi.org/10.1021/es302420z>
- Dunn, J.B., Gaines, L., Sullivan, J., Wang, M.Q., 2012b. Impact of recycling on cradle-to-gate energy consumption and greenhouse gas emissions of automotive lithium-ion batteries. *Environmental Science and Technology* 46, 12704–12710. <https://doi.org/10.1021/es302420z>
- Ekberg, C., Petranikova, M., 2015. Chapter 7 - Lithium Batteries Recycling, in: Chagnes, A., Światowska, J. (Eds.), *Lithium Process Chemistry*. Elsevier, Amsterdam, pp. 233–267. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801417-2.00007-4>
- Ellingsen, L.A.-W., Majeau-Bettez, G., Singh, B., Srivastava, A.K., Valøen, L.O., Strømman, A.H., 2014. Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack: LCA of a Li-Ion Battery Vehicle Pack. *Journal of Industrial Ecology* 18, 113–124. <https://doi.org/10.1111/jiec.12072>
- European Commission, 2015. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy (No. COM(2015)614). European Commission.
- European Commission, 2014. COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT EXECUTIVE SUMMARY OF THE IMPACT ASSESSMENT Accompanying the document Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council reviewing the targets in Directives 2008/98/EC on waste, 94/62/EC on packaging and packaging waste, and 1999/31/EC on the landfill of waste, amending Directives 2000/53/EC on end-of-life vehicles, 2006/66/EC

- on batteries and accumulators and waste batteries and accumulators, and 2012/19/EU on waste electrical and electronic equipment (No. SWD(2014)208).
- European Commission, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment -- Detailed guidance, Constraints. <https://doi.org/10.2788/38479>
- Frischknecht, R., Itten, R., Wyss, F., Blanc, I., Heath, G., Raugei, M., Sinha, P., Wade, A., 2015. Life Cycle Assessment of Future Photovoltaic Electricity Production from Residential - scale Systems Operated in Europe Life Cycle Assessment of Future Photovoltaic. <https://doi.org/10.1042/BJ20080892>
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S., 2016. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production, Towards Post Fossil Carbon Societies: Regenerative and Preventative Eco-Industrial Development* 114, 11–32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>
- ISO, 2006. ISO 14040:2006 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. Geneva.
- Madlener, R., Kirmas, A., 2017. Economic Viability of Second Use Electric Vehicle Batteries for Energy Storage in Residential Applications. *Energy Procedia, 8th International Conference on Applied Energy, ICAE2016, 8-11 October 2016, Beijing, China* 105, 3806–3815. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.890>
- Marini, C., Blanc, I., 2014. Towards prospective life cycle assessment: How to identify key parameters inducing most uncertainties in the future? Application to photovoltaic systems installed in Spain. *Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)* 8581 LNCS, 691–706. https://doi.org/10.1007/978-3-319-09150-1_51
- Notter, D.A., Gauch, M., Widmer, R., Wäger, P., Stamp, A., Zah, R., Althaus, H.-J., 2010. Contribution of Li-Ion Batteries to the Environmental Impact of Electric Vehicles. *Environ. Sci. Technol.* 44, 6550–6556. <https://doi.org/10.1021/es903729a>
- Oliveira, L., Messagie, M., Rangaraju, S., Sanfelix, J., Hernandez Rivas, M., Van Mierlo, J., 2015. Key issues of lithium-ion batteries – from resource depletion to environmental performance indicators. *Journal of Cleaner Production* 108, 354–362. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.021>
- Peters, J.F., Baumann, M., Zimmermann, B., Braun, J., Weil, M., 2017. The environmental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 67, 491–506. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.039>
- Recharge, 2018. Product Environmental Footprint Category Rules for High Specific Energy Rechargeable Batteries for Mobile Applications.
- Shokrzadeh, S., Bibeau, E., 2016. Sustainable integration of intermittent renewable energy and electrified light-duty transportation through repurposing batteries of plug-in electric vehicles. *Energy* 106, 701–711. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.03.016>
- Wang, W., Wu, Y., 2017. An overview of recycling and treatment of spent LiFePO₄ batteries in China. *Resources, Conservation and Recycling* 127, 233–243. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.019>
- Zimmermann, B.M., Dura, H., Baumann, M.J., Weil, M.R., 2015. Prospective time-resolved LCA of fully electric supercap vehicles in Germany. *Integrated Environmental Assessment and Management* 11, 425–434. <https://doi.org/10.1002/ieam.1646>