



Entregable 1

Informe de evaluación de ciclo de vida de los vehículos eléctricos (hidrógeno y a batería)

Creación de condiciones habilitadoras del ecosistema hidrógeno en aplicaciones de movilidad eléctrica

Documento elaborado por:

HINICIO

Calle 85 #19b-31, Bogotá, Colombia

Punto de contacto

Patrick Maio

CEO

+54 911 3646 3219

patrick.maio@hinicio.com

En colaboración para este primer entregable 1 con nuestro socio:

Ludwig-Bölkow-Systemtechnik (LBST)

Daimlerstrasse 15, 85521 Múnich, Alemania

Punto de contacto

Patrick Schmidt

Consultor Senior en Energía y Transporte Sostenible, Partner

+49 89 608110-36

patrick.schmidt@lbst.de

Bogotá/Múnich.

Versión revisada el 23 de Septiembre de 2020

CONTENIDO

Lista de Tablas	5
Lista de Figuras	6
Listado de Abreviaciones.....	8
Resumen Ejecutivo.....	10
Objetivos del informe.....	1
1. Definición de alcance del LCA	2
1.1. Revisión bibliográfica.....	2
Disponibilidad y calidad de los datos	2
Desafíos en las evaluaciones del ciclo de vida de BEV y FCEV	3
Parámetros de sensibilidad en las evaluaciones del ciclo de vida BEV y FCEV	4
1.2. Objetivos específicos de LCA y etapas de la cadena dentro del alcance	5
Unidad funcional.....	5
Límite del sistema	5
Insumos y suposiciones primarias	6
1.3. Definición del vehículo	11
Vehículos Particulares.....	11
Minibús	12
Autobús urbano	14
Vehículos de carga ligeros (LDV)	15
Vehículos de carga pesados (HDV).....	17
1.4. Ventajas y limitaciones de los BEV y los FCEV	18
2. LCI para vehículos eléctricos a batería, por unidad funcional	20
2.1. Suministro de electricidad para la carga BEV.....	20
2.2. Producción de BEV	21
Producción de litio	21
Estudios e innovación en la producción de litio	24
Motor eléctrico del chasis del vehículo modelado en este estudio	28
2.3. Reciclaje de BEV	29
LCA.....	29
Panorama global.....	29
Regulación del transporte internacional	31

3. Inventario de ciclo de vida (LCI) para vehículos eléctricos de celda de combustible (FCEV), por unidad funcional.....	33
3.1. Suministro de hidrógeno 'well-to-tank' - WtT	33
3.2. Producción de FCEV.....	34
3.3. Reciclaje FCEV	40
4. Análisis de impacto del ciclo de vida - LCA.....	41
4.1. Principales conclusiones del LCA para BEV y FCEV	41
Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI)	42
Consumo energético acumulado	58
Aspectos sobre el agua, la seguridad y la toxicidad	73
4.2. Barreras y recomendaciones con base a los resultados del LCA	77
Posibles barreras identificadas asociadas a obtener un desempeño ambiental óptimo de los vehículos eléctricos en un LCA.....	77
Recomendaciones finales para mejorar el desempeño ambiental de los BEV y FCEV en Costa Rica.....	80
Anexo 1. Detalle sobre revisión bibliográfica	83
Bibliografía	87

Lista de Tablas

Tabla 1-1. Etapas del ciclo de vida (imagen: Hinicio. tabla: LBST)	3
Tabla 1-2. Potencial de calentamiento global (GWP) de diversos gases de efecto invernadero (IPCC, 2007) (IPCC, 2013)	6
Tabla 1-3. Matriz energética en Costa Rica	8
Tabla 1-4. Proporción de renovables en matrices energéticas nacionales	11
Tabla 1-5. Características de vehículos particulares BEV y FCEV	11
Tabla 1-6. Características de minibús FCEV y BEV	13
Tabla 1-7. Características del autobús urbano	14
Tabla 1-8. Características de los vehículos ligeros de transporte de mercancías	16
Tabla 1-9. Características de los vehículos pesados	17
Tabla 1-10. Comparación de ventajas y limitantes técnicas y ambientales de los BEV y FCEV	18
Tabla 2-1. Transporte y distribución de electricidad	20
Tabla 2-2. Componentes de las baterías y origen	26
Tabla 2-3. Emisiones GEI, energía no renovable y demanda de agua por producción de baterías Ion-Litio (NMC) (Fuente: LBST)	27
Tabla 2-4. <i>Materiales y componentes utilizados para la fabricación del chasis</i>	28
Tabla 2-5. Materiales y componentes utilizados para la fabricación de motores eléctricos	28
Tabla 2-6. <i>Requisito de calor u electricidad para el montaje del vehículo</i>	28
Tabla 3-1. Consumo de electricidad en la electrólisis del agua	33
Tabla 3-2. Estación de reabastecimiento de hidrógeno comprimido	34
Tabla 3-3. Carga Pt y densidad de potencia de PEMFC	36
Tabla 3-4. Emisiones de GEI procedentes de la fabricación de sistemas PEMFC (g CO _{2eq} /kW _e)	37
Tabla 3-5. Emisiones de GEI y uso de energía no renovable procedente de la fabricación de tanques H ₂ 2020	38
Tabla 3-6. Origen de los componentes del sistema de celda de combustible	39
Tabla 3-7. Emisiones GEI, energía no renovable y demanda de agua en la fabricación de celdas de combustible según un análisis 'cradle-to-gate' (fuente: LBST)	40
Tabla 4-1. Identificación de Barreras en el LCA, sus Riesgos y Relevancia	79

Lista de Figuras

Figura 1-1. Sensibilidad de las emisiones de GEI de diferentes energías primarias utilizadas para la producción de una batería de 26.6 kWh (tomado y traducido de (Ellingsen, et al., 2013))	4
Figura 1-2. Matriz energética de Chile 2016/2030 (IEA, 2017) (PELP, 2019)	8
Figura 1-3. Matriz energética de China 2015/2035 (Dai, et al., 9/2018) (NDRC & CNREC, 2019)	9
Figura 1-4. Matriz energética de Japón 2015/2030 (IEA, 2017) (Reuters, 2018)	9
Figura 1-5. Matriz energética de Sudáfrica 2016/2030 (IEA, 2017) (IRP, 2019)	10
Figura 1-6. Matriz energética de EEUU 2015/2030 (IEA, 2017) (EIA, 2019)	10
Figura 2-1. Modelo de producción de batería en E3database (captura de pantalla de extracto)	27
Figura 3-1. Modelo de producción de celdas de combustible en E3database (captura de pantalla de extracto)	39
Figura 4-1. Emisiones GEI en el ciclo de vida de vehículos particulares FCEV y BEV en 2020	43
Figura 4-2. Emisiones GEI en el ciclo de vida de vehículos particulares FCEV y BEV en 2030	44
Figura 4-3. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de minibuses FCEV y BEV en 2020	45
Figura 4-4. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de minibuses FCEV y BEV en 2030	45
Figura 4-5. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de autobuses urbanos FCEV y BEV en 2020	46
Figura 4-6. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de autobuses urbanos FCEV y BEV en 2030	47
Figura 4-7. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de vehículos de carga ligeros (LDV) FCEV y BEV en 2020	48
Figura 4-8. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de vehículos de carga ligeros (LDV) FCEV y BEV en 2030	49
Figura 4-9. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de vehículos de carga pesados (HDV) FCEV y BEV en 2020	50
Figura 4-10. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de vehículos de carga pesados (HDV) FCEV y BEV en 2030	51
Figura 4-11. Emisiones de GEI vehículos de pasajeros en 2020 en km-pasajero	52
Figure 4-12. Emisiones de GEI vehículos de pasajeros en 2030 en km-pasajero	53
Figura 4-13. Emisiones de GEI vehículos de carga en 2020 en km-ton	54
Figure 4-14: Emisiones de GEI vehículos de carga en 2030 en km-ton	55
Figura 4-15. Reducción de GEI por reciclaje del acero, Cu, Al, Pt (Fuente: LBST)	56
Figura 4-16. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de vehículos particulares FCEV y BEV en 2020	59
Figura 4-17. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de vehículos particulares FCEV y BEV en 2030	60

Figura 4-18. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de minibuses FCEV y BEV en 2020	61
Figura 4-19. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de minibuses FCEV y BEV en 2030	62
Figura 4-20. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un autobús urbano FCEV y BEV en 2020	63
Figura 4-21. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un autobús urbano FCEV y BEV en 2030	63
Figura 4-22. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un vehículo de carga ligero (LDV) FCEV y BEV en 2020	65
Figura 4-23. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un vehículo de carga ligero (LDV) FCEV y BEV en 2030	66
Figura 4-24. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un vehículo de carga pesada (HDV) FCEV y BEV en 2020.....	67
Figura 4-25. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un vehículo de carga pesada (HDV) FCEV y BEV en 2030.....	68
Figure 4-26: Consumo de energía no renovable vehículos de pasajeros en 2020 en km-pasajero	69
Figure 4-27. Consumo de energía no renovable vehículos de pasajeros en 2030 en km-pasajero	70
Figure 4-28. Consumo de energía no renovable vehículos de carga en 2020 en km-ton	71
Figure 4-29. Consumo de energía no renovable vehículos de carga en 2030 en km-ton	72
Figura 4-30. Consumo de agua en el ciclo de vida de los vehículos en 2020	74
Figura 4-31. Consumo de agua en el ciclo de vida de los vehículos en 2030	75

Listado de Abreviaciones

BEV	Battery Electric Vehicle, es decir, vehículo eléctrico a baterías
CGH₂	Compressed Gaseous Hydrogen, es decir, gas de hidrógeno comprimido
CNG	Compressed Natural Gas, es decir, gas natural comprimido
CO_{2e}q	Dióxido de Carbono Equivalente
CTP	Costo Total de Propiedad, conocido como TCO en inglés
e	eléctrico subíndice
FCEV	Fuel Cell Electric Vehicle, es decir, vehículo eléctrico a celda de combustible
GEI	Gas de Efecto Invernadero
GTR	Global Technical Regulation, es decir, regulación técnica global
GWP	Global Warming Potential, es decir, potencial de calentamiento global
HDV	Heavy-duty Vehicle, es decir, vehículo pesado de carga
HEV	Hybrid Electric Vehicle, es decir, vehículo eléctrico híbrido
ICEV	Internal Combustion Engine, es decir, motor de combustión interna
ICE	Instituto Costarricense de Electricidad
IEC	International Electrotechnical Commission
IPCC	International Panel on Climate Change
kW	kilowatt
kWh	kilowatt-hora
km-p	Kilómetro-persona
km-ton	Kilómetro-tonelada métrica
LCA	Life-Cycle Assessment, es decir, análisis de ciclo de vida
LCI	Life-Cycle Inventory, es decir, inventario de ciclo de vida

LDV	Light-Duty Vehicle, es decir, vehículo ligero de carga
LNG	Liquified Natural Gas, es decir, gas natural licuado
LPG	Liquified Petroleum Gas, es decir, gas licuado de petróleo
MEA	Membrane Electrode Assembly
MJ	Mega Joule
NEV	New Energy Vehicle
NiMH	Nickel-metal Hydride
OEM	Original Equipment Manufacturer, es decir, fabricante de equipo original
p	Energía primaria (subíndice)
PEMFC	Proton Exchange Membrane Fuel Cell, es decir, celda de combustible PEM
TtW	Tank-to-Wheel, es decir, del tanque a la rueda
UE	Unión Europea
WtT	Well-to-Tank, es decir, del pozo al tanque
WtW	Well-to-Wheel, es decir, del pozo a la rueda

Resumen Ejecutivo

La Fundación CRUSA, líder de la Alianza para el Hidrógeno en Costa Rica, ha contratado el presente estudio con financiamiento del BID-Lab, para proveer insumos técnico-científicos que permitan el desarrollo del ecosistema del hidrógeno en Costa Rica, articulando esfuerzos a través de la Alianza para el Hidrógeno de Costa Rica.

El estudio tiene como objetivo la preparación de análisis técnicos y financieros para la determinación de las condiciones propicias de creación del ecosistema de hidrógeno para la movilidad eléctrica en Costa Rica.

El presente reporte tiene como objetivo servir como una base de información sobre el rendimiento ambiental de los vehículos eléctricos a batería (BEV) y a celda combustible (FCEV) a lo largo de todo su ciclo de vida, es decir, de la cuna a la tumba (en inglés from cradle-to-grave), incluyendo las consideraciones de reciclaje.

El análisis ha considerado solamente producción de hidrógeno a partir de electrólisis del agua para alimentar los vehículos a celda de combustible, debido a que la Alianza para el Hidrógeno de Costa Rica está promoviendo esta tecnología por sus beneficios ambientales frente a tecnologías convencionales como la producción de hidrógeno por reformado de metano.

Se comienza con una revisión de literatura (capítulo 1.1). Posteriormente, la metodología y el enfoque del LCA se definen en el capítulo 1.2, seguido de una descripción del ciclo de vida de BEV y FCEV (capítulo 1.3 y 3 respectivamente). El informe se concluye con la presentación de los resultados (capítulo 4.1) y recomendaciones derivadas de éste (capítulo 4.2).

La unidad funcional de este estudio es "por kilómetro recorrido", por ejemplo, se reporta el CO_{2eq} por km-vehículo para las emisiones de gases de efecto invernadero, y MJ por km-vehículo para la potencia acumulada requerida. Además, los resultados también se presentan en km-persona y km-tonelada para vehículos de pasajeros y de carga, respectivamente.

En la fase de fabricación del vehículo, el LCA se centra en la fabricación de la batería, el sistema de almacenamiento de hidrógeno y el sistema de celda de combustible. Algunos componentes como la electrónica de potencia o el control de accionamiento son comunes tanto en los BEV como en los FCEV y, por lo tanto, no se tienen en cuenta en el presente estudio. Para la fabricación de equipos y componentes, se han tenido en cuenta las matrices energéticas de los países de origen. Los materiales principales en la fabricación de BEV y FCEV, se producen en Chile, China, Congo, Corea del Sur, y los componentes en Brasil, Japón, África del Sur y EE. UU.

La operación del vehículo del 'pozo al tanque' (well-to-tank) comprende:

- ➔ Generación, transporte y distribución de energía eléctrica para la recarga de BEV
- ➔ Generación, transporte y distribución de energía eléctrica, electrólisis del agua, y almacenamiento de hidrógeno para el reabastecimiento de combustible para el FCEV.

Se tomó la matriz energética de Costa Rica (cerca del 100% en energías renovables). Siguiendo un enfoque conservador, el total de emisiones provenientes de la producción del vehículo fue calculado asumiendo el uso de únicamente materia prima (es decir, materiales recién extraídos). Este enfoque se complementa con un análisis de sensibilidad para los vehículos de pasajeros BEV y FCEV en el capítulo 4.1

Los cálculos de LCA se llevaron a cabo utilizando el software 'E3database', una herramienta de evaluación del ciclo de vida desarrollada por Ludwig-Bölkow-Systemtechnik (LBST). El software se desarrolló a finales de la década de 1990 y hoy se utiliza con el Joint Research Centre (JRC) de la Comisión Europea para facilitar las evaluaciones del ciclo de vida relacionadas con el combustible en el contexto de la Directiva de Energías Renovables de la UE (RED). En algunos casos, los valores reportados en la literatura se usaron directamente como datos de entrada para los cálculos. También se utilizaron otras bases de datos de LCA, consideradas como fuentes de información primaria y secundaria.

Los vehículos modelados se definieron como representativos de cada categoría de vehículo, los cuales se pueden ver en el capítulo 2.3. Los supuestos realizados se usan como entrada para los cálculos del 'pozo a la rueda' (WtW) del capítulo 4.1 junto con el inventario de ciclo de vida (LCI) del capítulo 2 (tren motriz BEV) y 3 (tren motriz FCEV).

A continuación, se presentan de manera resumida las ventajas y limitaciones de los BEV y FCEV, así como una apreciación de cuál tecnología resultaría ser más favorable para distintas aplicaciones y segmentos.

Comparación de ventajas y limitantes técnicas y ambientales de los BEV y FCEV

Tecnología	Ventajas	Limitantes
BEV	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Los precios (2019) de los vehículos son más competitivos que para los FCEV, por lo cual su masificación en el corto plazo ocurrirá más rápidamente ➔ No requiere una red de infraestructura y distribución de combustible especializada ➔ La oferta comercial es robusta en todos los 	<ul style="list-style-type: none"> ➔ La autonomía con la batería llena para un BEV suele estar entre los 200 y los 350 km, mientras que la de un FCEV por tanque suele estar entre los 450 y los 700 km ➔ La masa del vehículo es superior que para un FCEV equivalente, dado el peso de las baterías ➔ La disposición final del vehículo es más compleja, principalmente asociado al

	segmentos, y la mayoría de OEM tienen productos en todos los mercados de volumen (Norteamérica, China, Europa)	reciclaje o aplicaciones de segunda vida de las baterías ➔ Aún no existe un único estándar para recarga de los vehículos, con varios sistemas coexistentes en el mercado
FCEV	<ul style="list-style-type: none"> ➔ La recarga de un tanque de hidrógeno en un FCEV tarda entre 3 y 12 minutos (dependiendo del vehículo), tiempos considerablemente inferiores que la recarga de un BEV, incluso bajo esquema de recarga rápida ➔ La autonomía de un FCEV por tanque suele estar entre los 450 y los 700 km, mientras que la autonomía sobre batería llena para un BEV suele estar entre los 200 y los 350 km 	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Los costos de la tecnología aún son elevados, y todavía no se han alcanzado las reducciones de precios esperadas al momento que se tengan demandas de vehículos más altas ➔ Por el momento, los FCEV sólo están disponibles en un número limitado de países donde hay infraestructura para soportar su operación ➔ Se requiere de una infraestructura de producción, acondicionamiento, y distribución de hidrógeno en estaciones de carga dedicadas ➔ La tecnología aún debe superar barreras a nivel de percepción del público frente a su seguridad ➔ Limitada oferta comercial, tanto a nivel de segmentos como de OEM's con oferta o productos en desarrollo

Dadas las consideraciones descritas, se concluye lo siguiente:

- ➔ Los BEV tienen una excelente aplicabilidad para los vehículos de pasajeros livianos (automóviles, SUV, pick-ups) de uso particular, así como las motocicletas. El uso de estos vehículos, principalmente en el ámbito urbano, la baja intensidad de uso, y los patrones de conducción de los usuarios particulares se correlacionan bien con los rangos y tiempos de recarga que ofrece la tecnología. El transporte de pasajeros urbano (buses y taxis), así como la distribución de carga (paqueteo) también son susceptibles a la electrificación mediante BEV, donde los patrones de operación también suelen ser adaptables a las limitaciones que tiene la tecnología.
- ➔ Los FCEV encontrarán una mayor aplicabilidad para vehículos de transporte de pasajeros urbanos de largas distancias e interurbano (buses de larga distancia tipo

coach), así como el transporte de carga de larga distancia (camiones de dos y tres ejes, tractocamiones). Así mismo, el hidrógeno y las celdas de combustible muestran potencial para la electrificación de la aviación y el transporte marítimo, donde los BEV tienen aplicabilidad limitada por limitaciones técnicas (peso, autonomía).

Existe un cierto nivel de incertidumbre en los resultados de LCA para algunas etapas del ciclo de vida, como la fabricación de baterías y celdas de combustible. Esto se debe a factores como la transparencia de la cadena de valor, disponibilidad de datos, gama de opciones tecnológicas, y evolución del mercado. Por lo tanto, se incluyen barras de incertidumbre en los resultados referidas a:

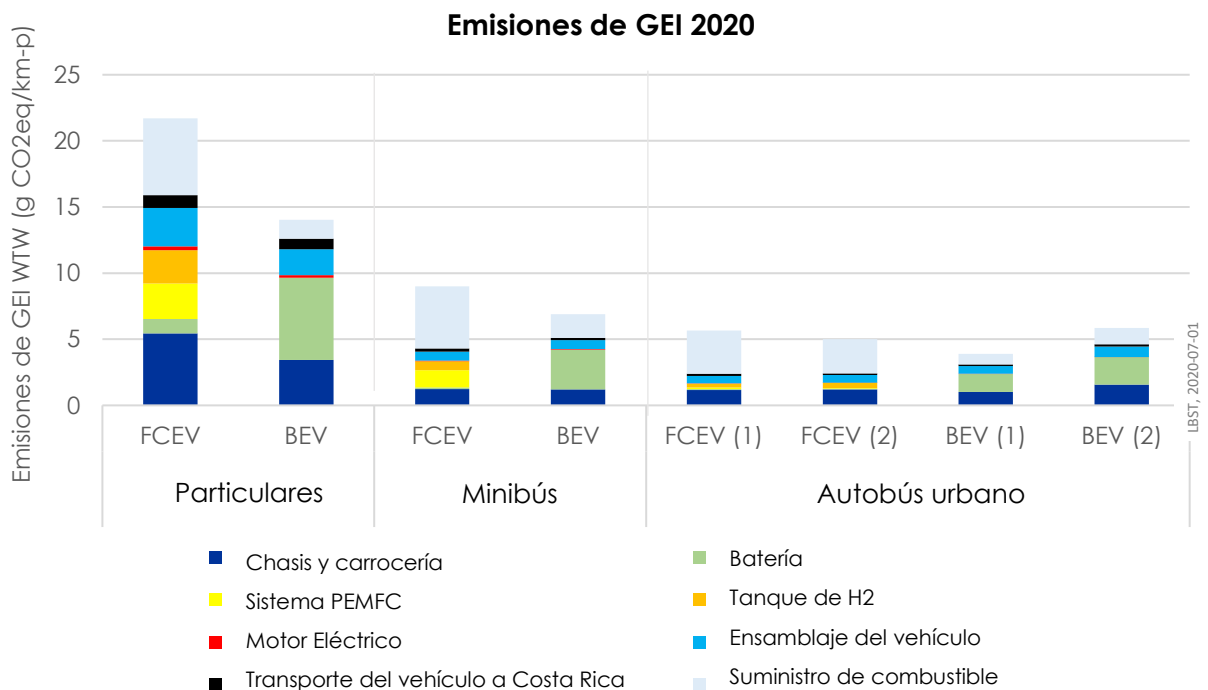
- Celdas de combustible: incertidumbre según lo reportado en la literatura
- Baterías: cuantificación de las emisiones por suministro de cobalto entre cobre/cobalto por masa en el material extraído versus el valor de mercado

En virtud de los supuestos indicados y teniendo en cuenta la incertidumbre de los parámetros sensibles, se pueden extraer las siguientes conclusiones del análisis realizado:

Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI)

Principales resultados del análisis de emisiones de GEI

Generalmente, el transporte público representa menores emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por km-pasajero que los vehículos particulares si los vehículos son utilizados en su máxima capacidad.



En el caso de los vehículos particulares, un vehículo de pasajeros similar híbrido (HEV) con motor de combustión interna a gasolina emitiría unos 180 g CO₂eq/km, incluyendo el suministro de gasolina y la fabricación del ICEV (alrededor de 7 t de CO₂eq por vehículo para la fabricación de un automóvil de pasajeros de tamaño mediano).

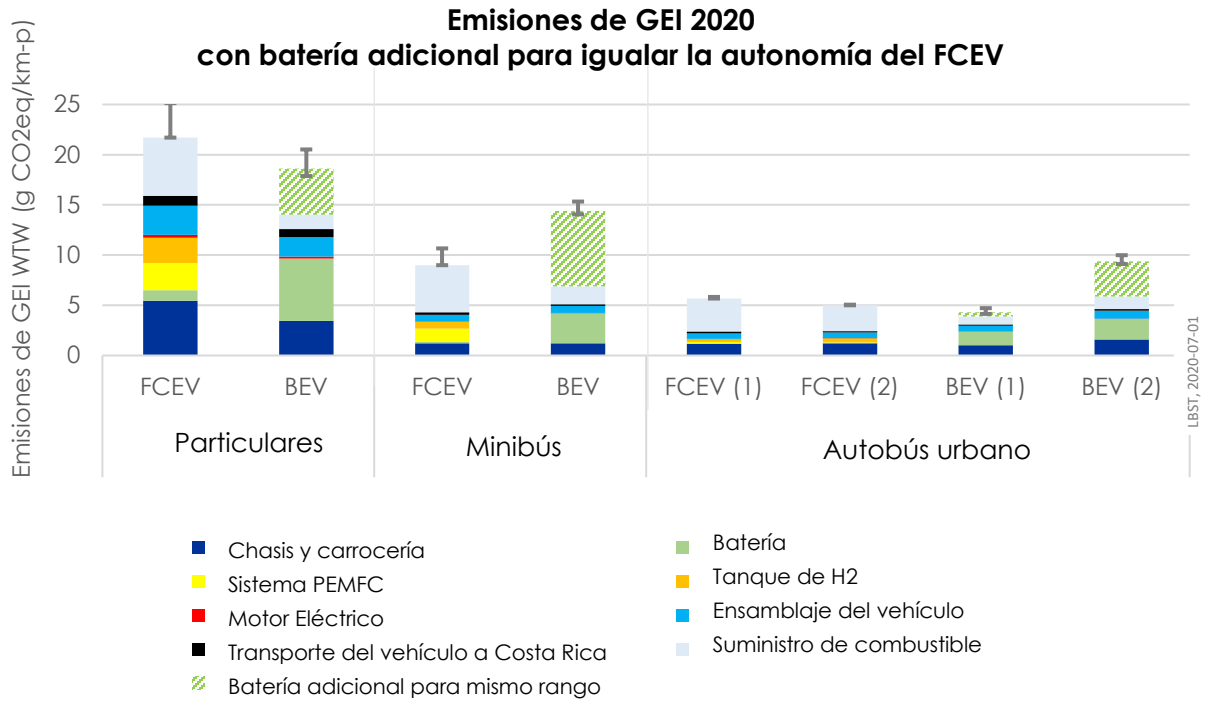
Debe tenerse en cuenta que los vehículos analizados no son completamente comparables en cuanto a su rendimiento, ya que la autonomía por reabastecimiento de combustible o recarga es diferente (ver sección 1.3).

Debido a que el objetivo de este análisis de ciclo de vida es comparar los impactos ambientales de los BEV y los FCEV bajo condiciones equiparables, se ha realizado un análisis de sensibilidad utilizando una unidad funcional que sea lo más comparable posible en el perfil de uso. De esta manera, se han calculado las emisiones de GEI producidas por la 'batería adicional' que se debería añadir para lograr el mismo rango de autonomía en ambos vehículos, BEV y FCEV. Esta adición, si bien es solamente teórica, sirve como 'proxy' en la evaluación, y es una práctica comúnmente aceptada en la realización de análisis de ciclo de vida.

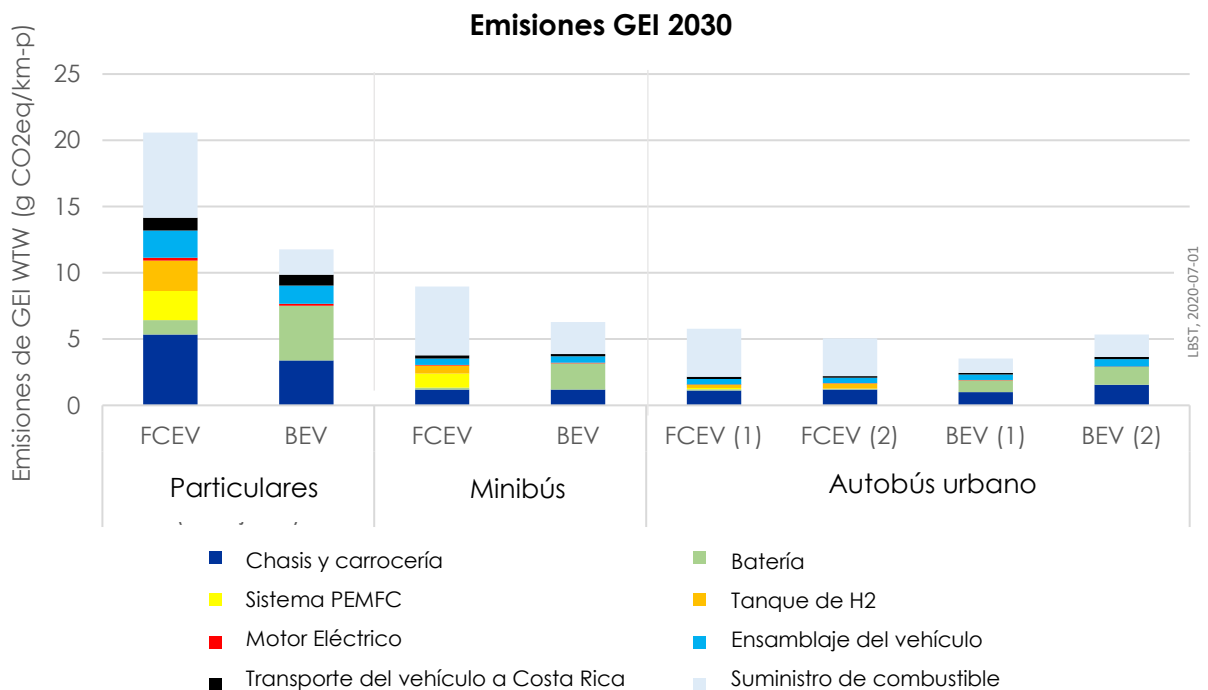
La batería adicional para la misma autonomía por recarga se traduce como una menor capacidad de pasajeros y menor carga útil. Por lo tanto, las emisiones de GEI por km de un BEV son superiores a las de un FCEV si se asume la misma autonomía por reabastecimiento/carga.

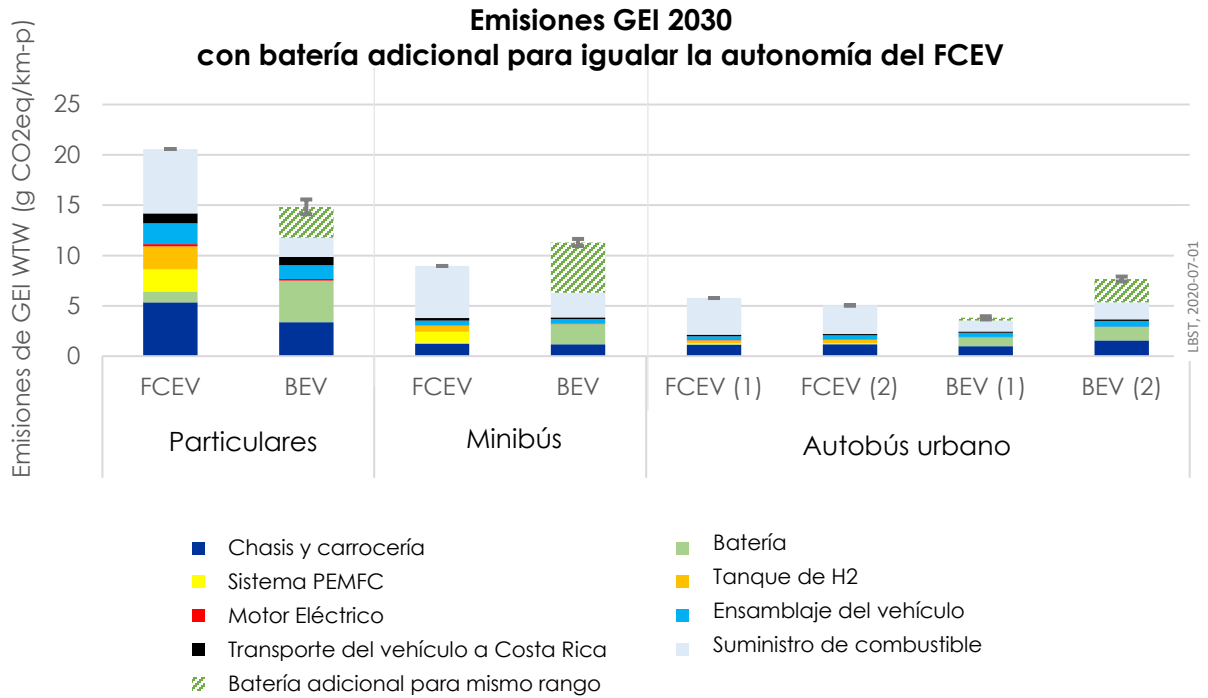
Sin embargo, con una batería adicional, la capacidad de pasajeros disminuye significativamente de 7 a 2 personas si la masa bruta máxima permitida del vehículo no cambia. Por otro lado, aumentar el peso máximo permitido del vehículo conduciría al uso de componentes más pesados que conllevarían a más emisiones en la fabricación de vehículos. Por lo tanto, el uso de una batería adicional es sólo una opción teórica para minibuses y autobuses urbanos.

A continuación, y a lo largo de este informe, se muestran los resultados de este análisis de sensibilidad al impacto que tendría una batería adicional en los BEV para equiparar su autonomía con los FCEV



Emisiones de GEI vehículos de pasajeros en 2020 en km-pasajero



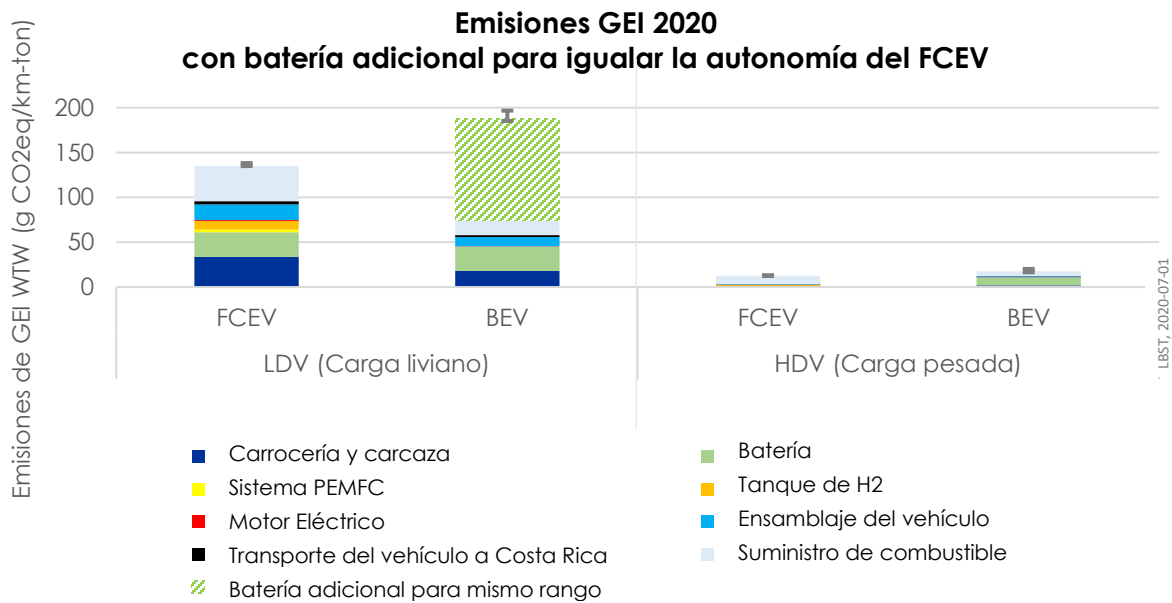
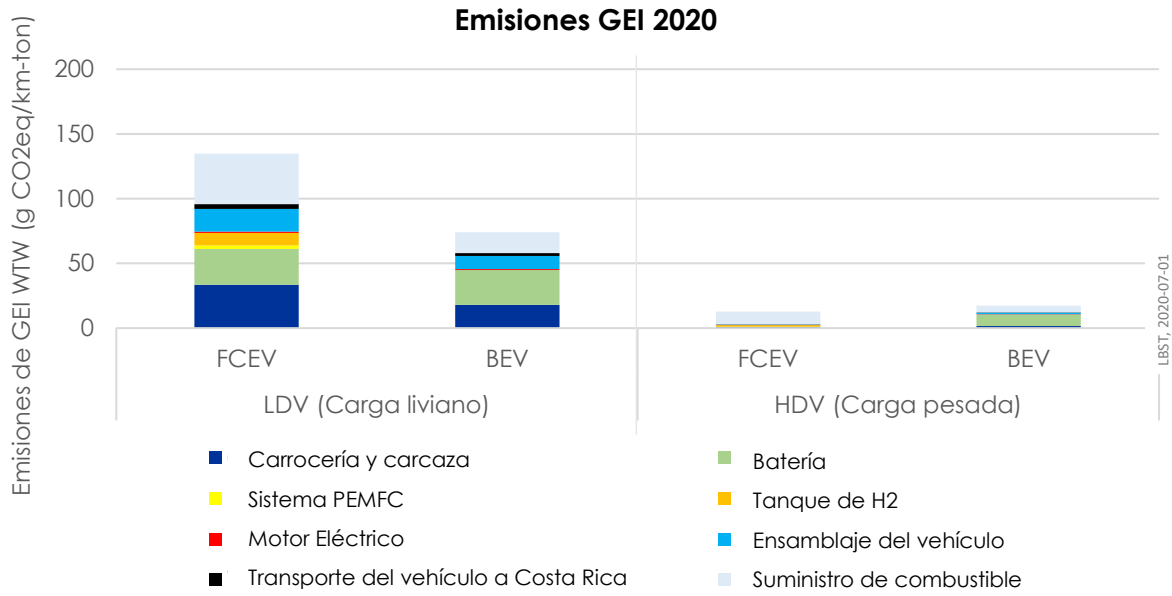


Emisiones de GEI vehículos de pasajeros en 2030 en km-pasajero

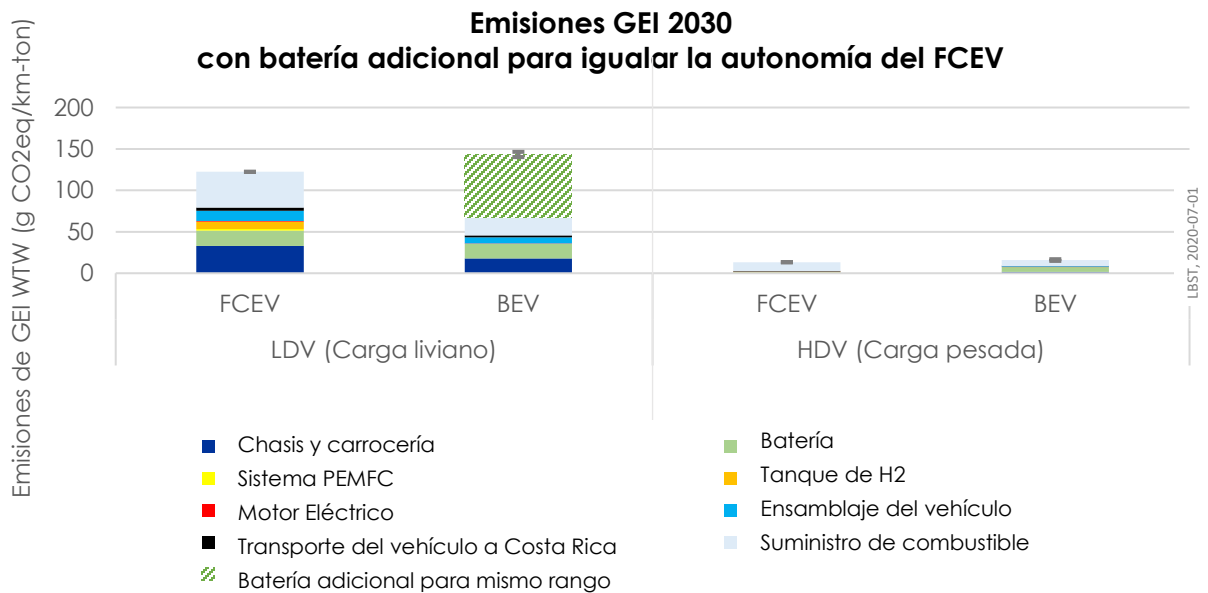
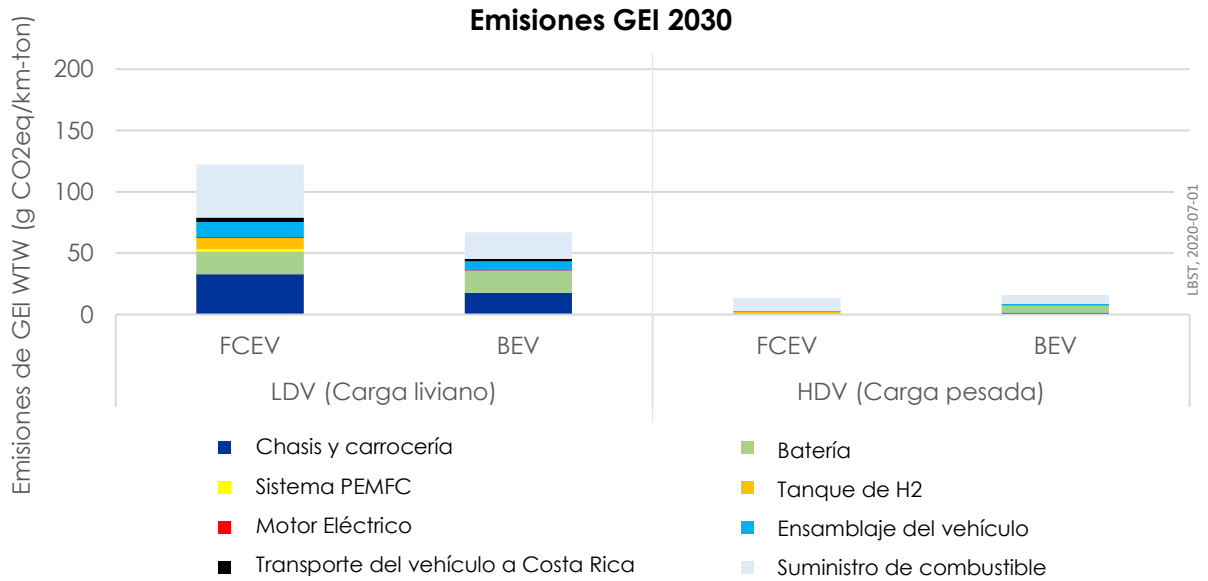
Los HDV generan menos GEI que los LDV por km-tonelada si los vehículos se utilizan en su máxima capacidad.

En el caso de los vehículos de carga livianos (LDV) y los vehículos de carga pesados (HDV), las emisiones de GEI del FCEV por km-tonelada son inferiores a las del BEV.

Los LDV en tren motriz BEV y FCEV no son completamente comparables en cuanto al rendimiento porque la autonomía por reabastecimiento de combustible o carga es diferente. Por lo tanto, en las gráficas se añadió una 'batería adicional' de BEV para alcanzar la misma autonomía que un FCEV. Sin embargo, las baterías adicionales disminuirían significativamente la carga útil de 1.15 t a 0.60 t si no se aumenta el peso máximo permitido. Pero, el aumento del peso bruto máximo implica un mayor uso de materiales, y por ende, mayores emisiones de GEI.



Emisiones de GEI vehículos de carga en 2020 en km-tonelada métrica

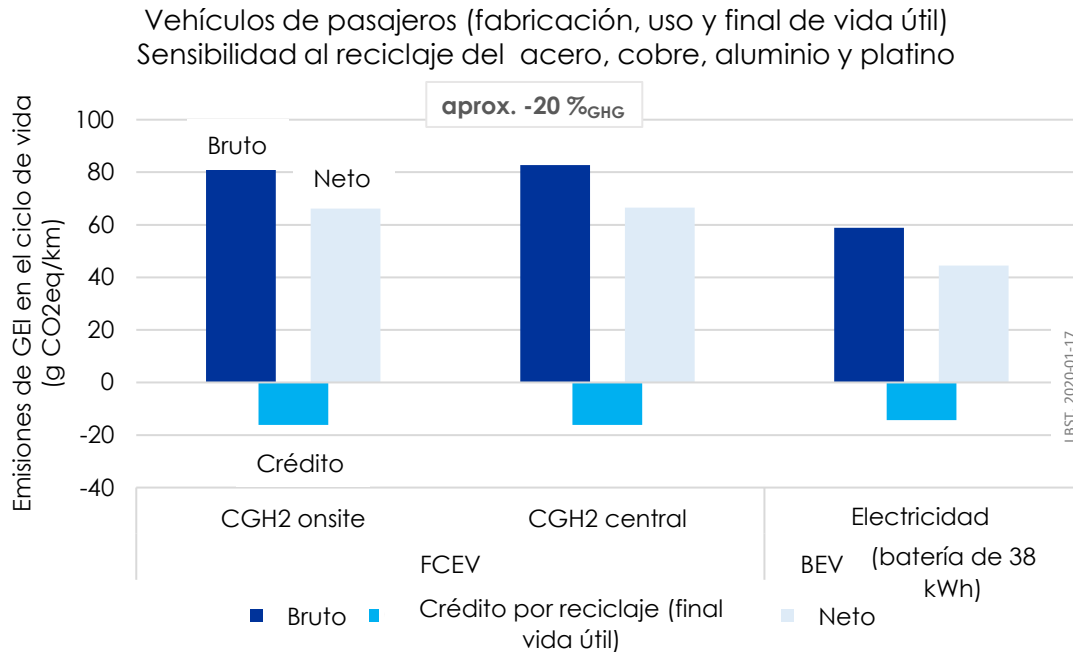


Emisiones de GEI vehículos de carga en 2030 en km-tonelada métrica

Fin de la vida útil y reciclaje:

Las emisiones de GEI procedentes de la fabricación de BEV y FCEV pueden reducirse en aproximadamente 30% mediante el reciclado de materiales principales al final de su vida útil al aplicar una cuota de reciclado del 85 % (derivado de la normativa de la UE (EC, 2000)) de acero, aluminio y cobre, y del 98 % de platino (derivado de los procesos de reciclado existentes).

Se puede concluir que hay un potencial significativo de reducción (aproximadamente del 30%) de emisiones de GEI de la manufactura de BEV y FCEV por medio del reciclaje. Si se incluye el uso de los vehículos, el potencial total de reducción es de cerca del 20%. Este resultado puede ser profundizado si se evalúan conceptos de infraestructura para el suministro de hidrógeno, por ejemplo, la producción descentralizada de hidrógeno en una estación de recarga de H2 y una aproximación centralizada con la producción regional de hidrógeno.



Reducción de GEI por reciclaje del acero, Cu, Al, Pt (Fuente: LBST)

Principales conclusiones del análisis de GEI:

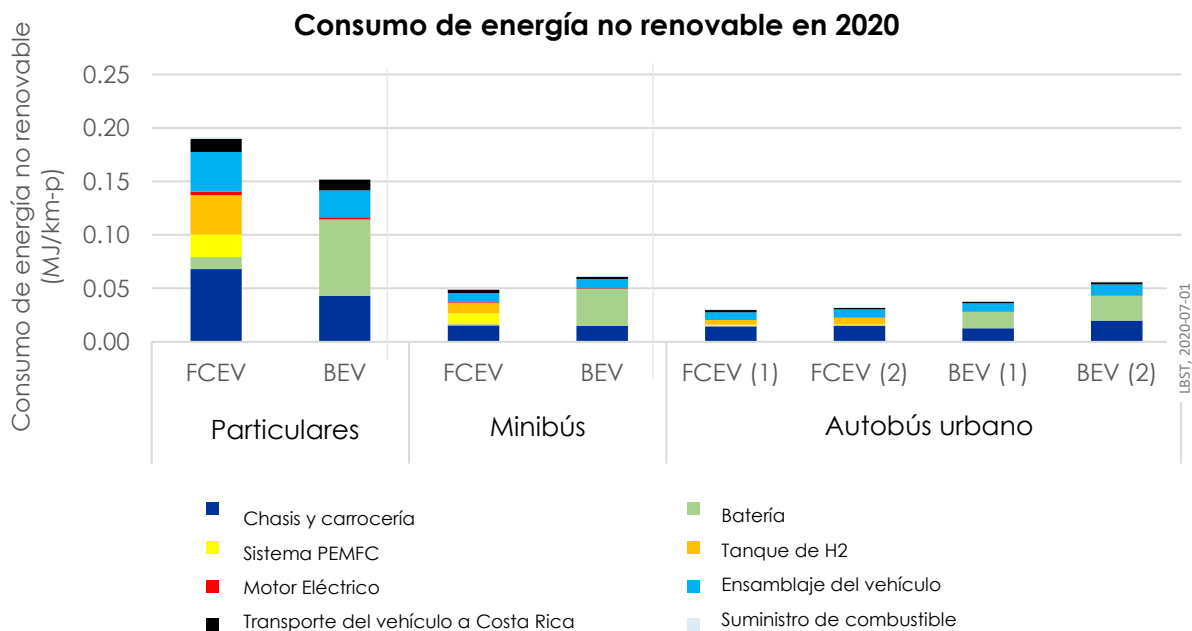
- ➔ Teniendo en cuenta los rangos de incertidumbre de los resultados, las emisiones de GEI asociadas con el ciclo de vida de BEV y FCEV se encuentran en el mismo orden de magnitud. En aplicaciones donde la menor capacidad/autonomía de un BEV es aceptable, éstos pueden tener menos emisiones GEI a corto plazo.
- ➔ Los vehículos particulares BEV y FCEV pueden llegar a tener la mitad de las emisiones producidas 'well-to-wheel' en comparación con vehículos híbridos a gasolina.
- ➔ Un factor clave en las emisiones de GEI es el tipo de energía utilizada en las etapas del ciclo de vida, por lo que la matriz energética de Costa Rica es un fuerte contribuyente en la reducción de las emisiones GEI de ciclo de vida de los vehículos BEV y FCEV.

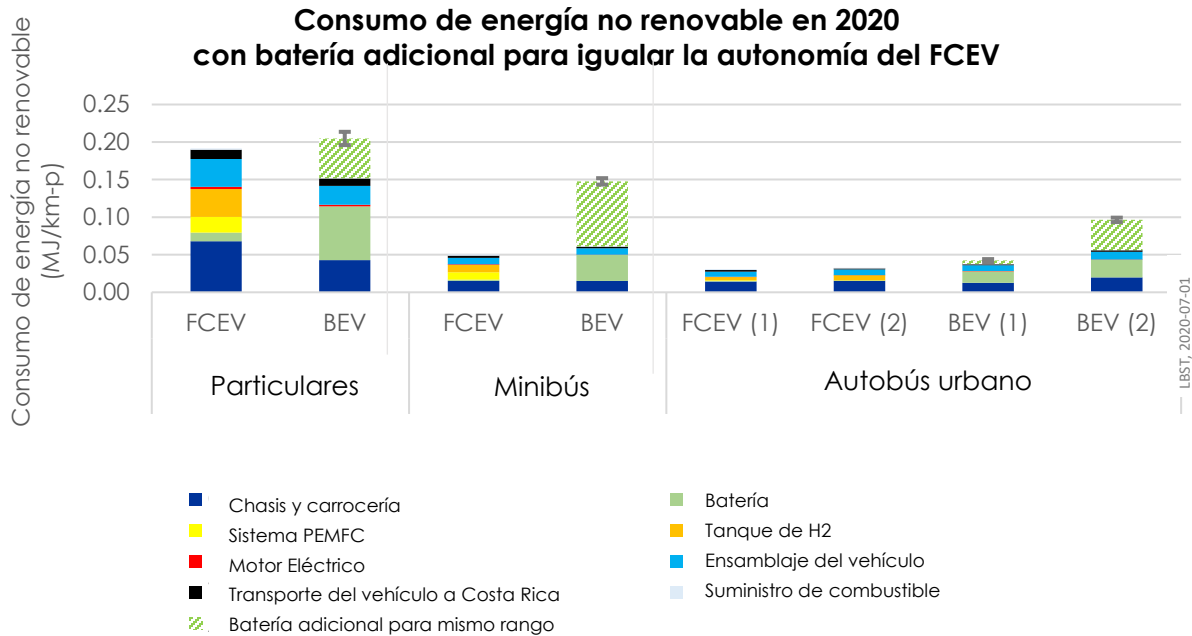
- ➔ El componente de energía no renovable en la manufactura de los componentes y el ensamblaje del vehículo es la principal fuente de emisiones GEI en todas las categorías de vehículos.
- ➔ Avanzar hacia la neutralidad del carbono (Acuerdo de París) igualará en gran medida las diferencias entre BEV y FCEV.
- ➔ Mediante el reciclaje, las emisiones de GEI pueden reducirse sustancialmente.

Consumo de energía

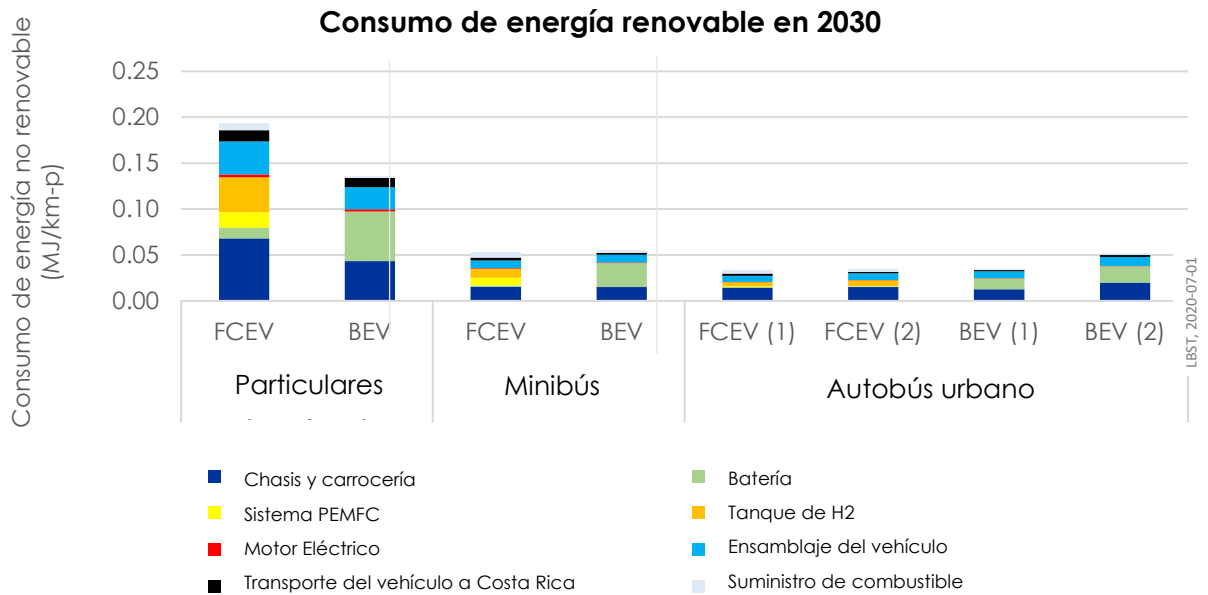
El transporte público generalmente representa un menor uso de energía primaria no renovable por km-pasajero que los vehículos particulares si los vehículos son utilizados en su máxima capacidad. A su vez, los HDV muestran un menor consumo de energía primaria no renovable que los LDV por km-tonelada si los vehículos se utilizan en su máxima capacidad.

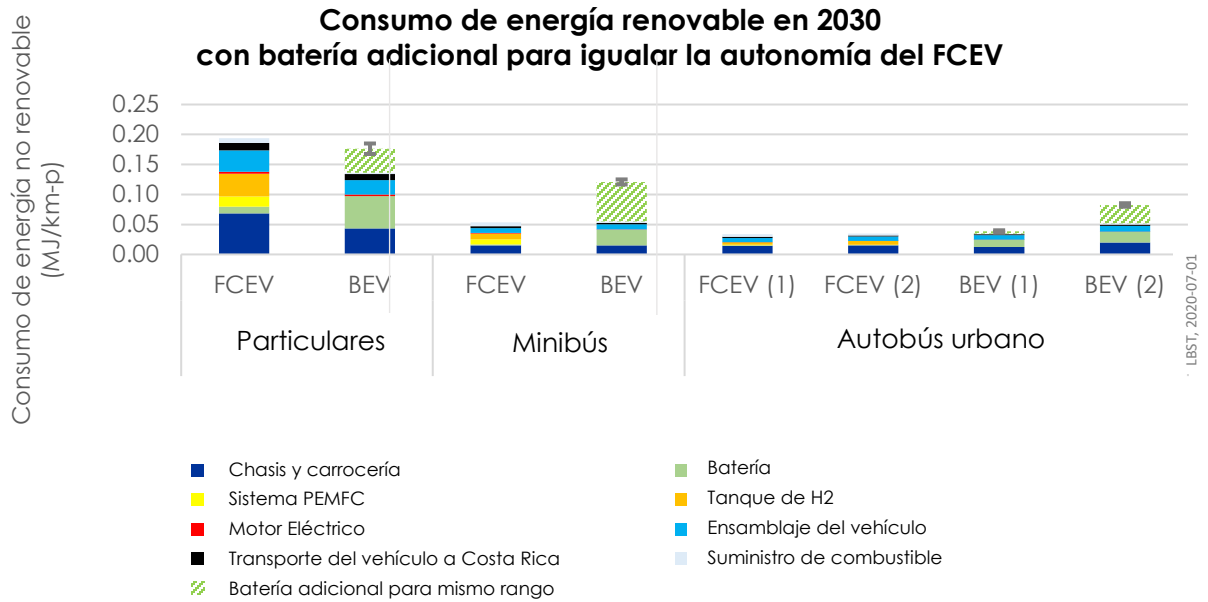
La batería adicional artificial para la misma autonomía por reabastecimiento de combustible se traduce en una menor capacidad de pasajeros y menor carga útil, lo que conduce a un mayor uso de energía primaria no renovable por km-pasajero o km-tonelada. El uso de energía primaria no renovable por km-pasajero de un BEV es mayor que el del FCEV si se asume la misma autonomía por reabastecimiento/recarga.





Consumo de energía no renovable vehículos de pasajeros en 2020 en km-pasajero

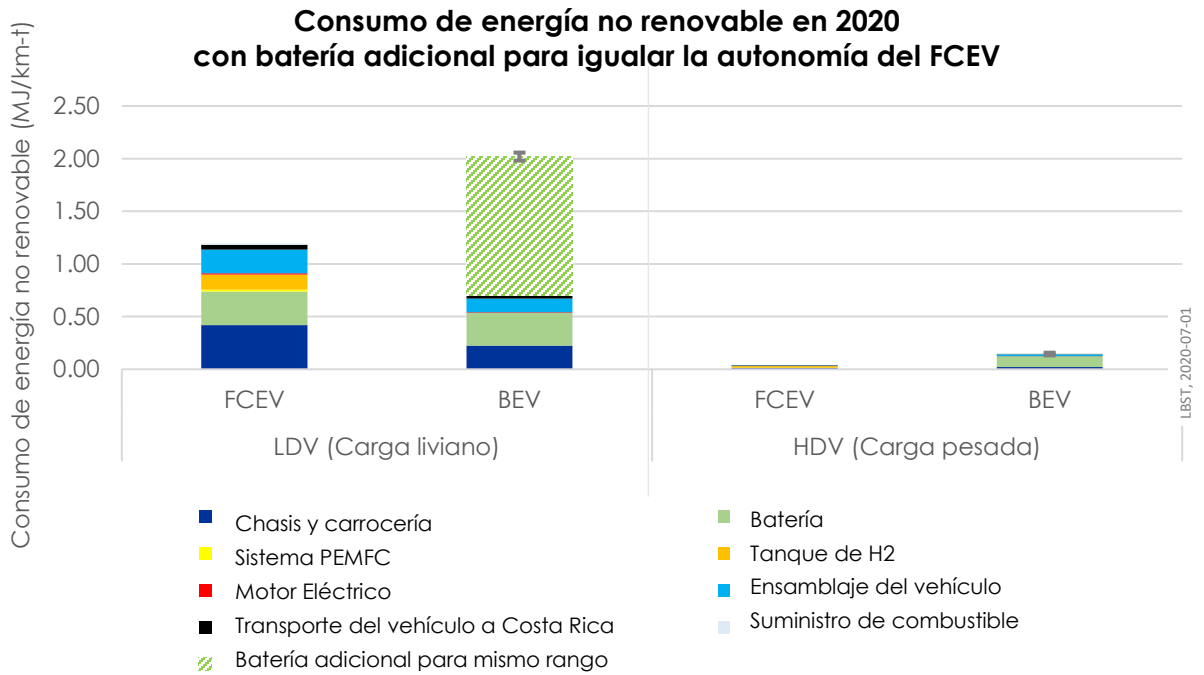
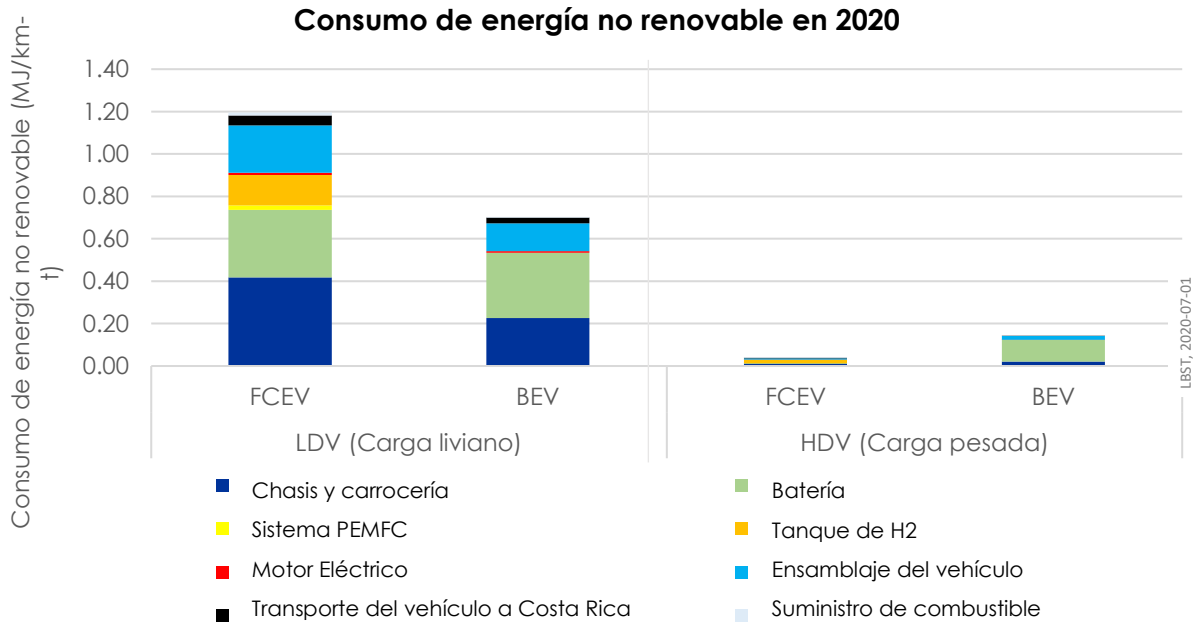




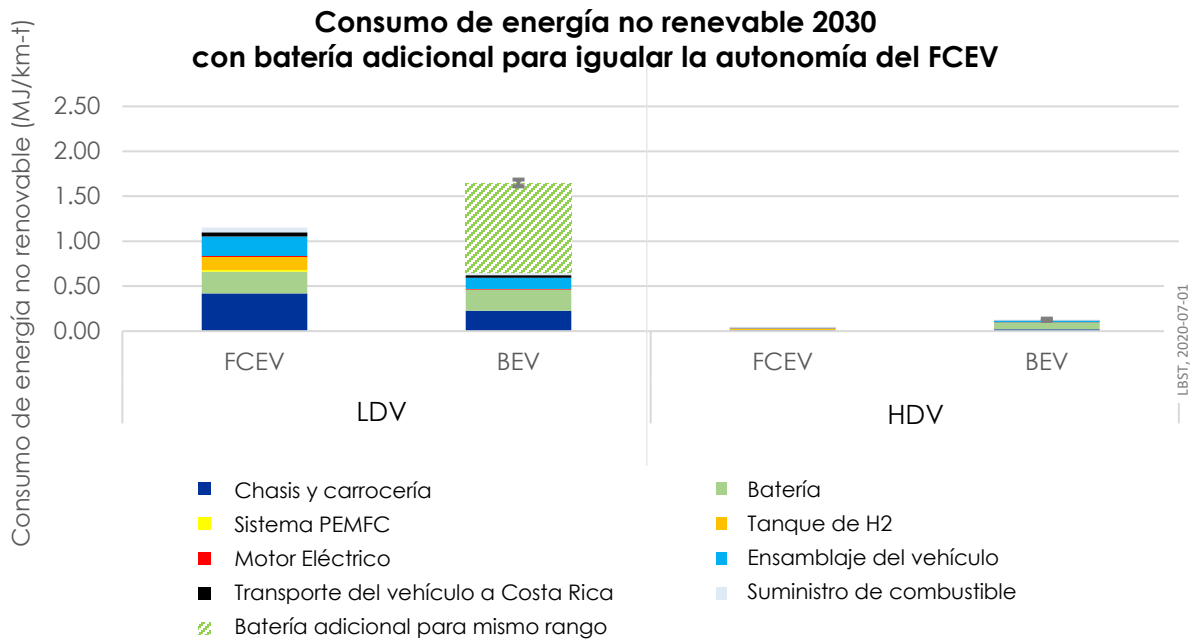
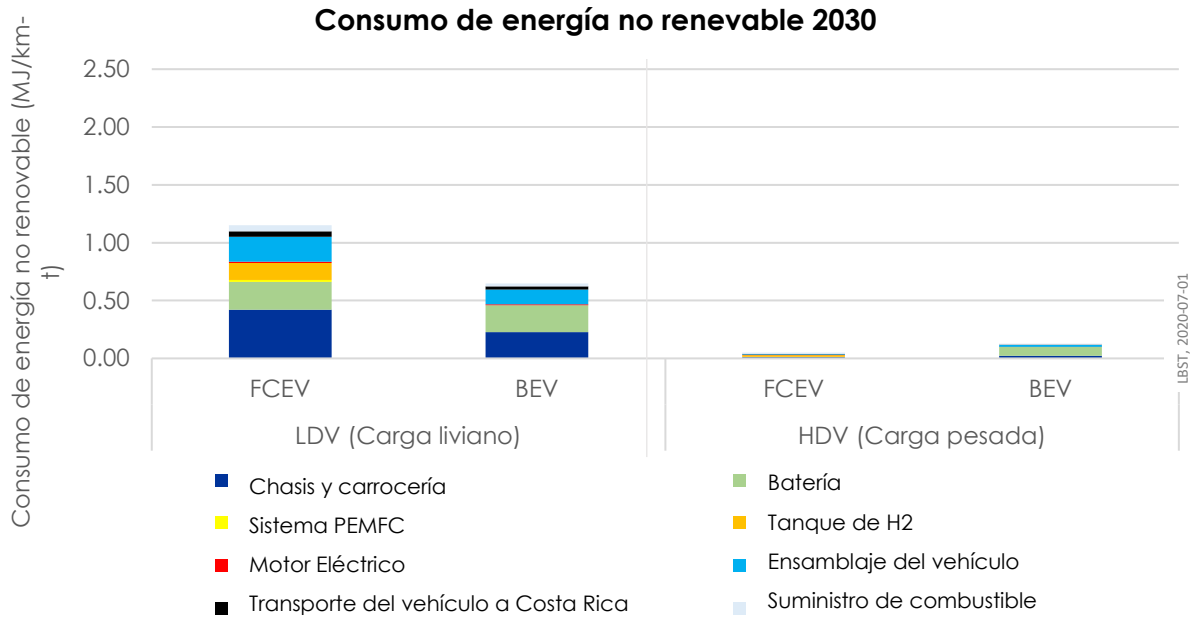
Consumo de energía no renovable vehículos de pasajeros en 2030 en km-pasajero

Igualmente en los LDV, el uso de energía primaria no renovable para FCEV es mayor que el del BEV si no se instala ninguna batería adicional para obtener la misma autonomía. Si la autonomía tanto para FCEV como para BEV debe ser la misma y se instala la capacidad adicional de batería, el FCEV requiere menos energía no renovable que el BEV en vehículos pesados y el uso de energía no renovable de un FCEV por km-tonelada es menor que el del BEV.

La batería adicional para la misma autonomía por reabastecimiento de combustible conlleva a una menor carga útil, lo que conduce a un mayor uso de energía primaria no renovable por km-ton.



Consumo de energía no renovable vehículos de carga en 2020 en km-tonelada métrica



Uso de energía no renovable vehículos de carga en 2030 en km-tonelada métrica

Conclusiones sobre el consumo de energía

- ➔ La demanda de energía no renovable disminuye con el aumento de la participación de las energías renovables en la matriz energética
- ➔ Con el aumento de las cuotas de energías renovables, la eficiencia se convierte predominantemente en
 - Un indicador económico (consumo de energía)
 - Una cuestión de uso de los recursos materiales (economía circular),
 - Aceptabilidad de las centrales de energía renovables por la población circundante
- ➔ El calor residual proveniente de la electrólisis del agua podría ser valorizado, de manera que la eficiencia energética del proceso de producción de hidrógeno sea optimizada

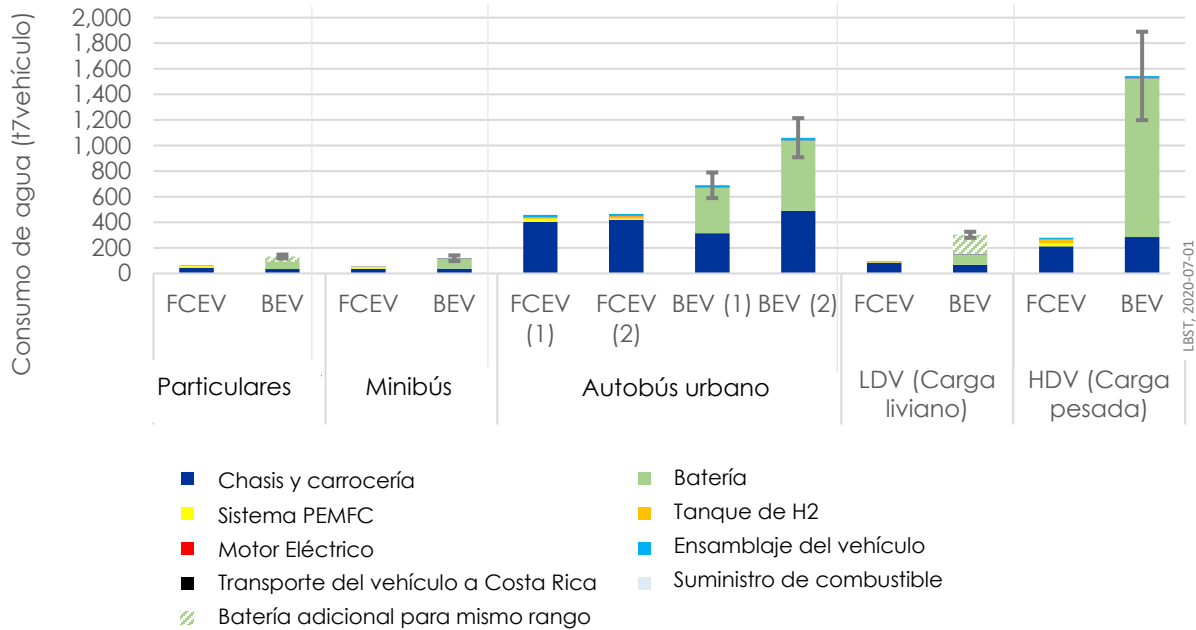
Consumo de agua

La demanda específica de agua para la producción de energía en Costa Rica es baja, debido a que hay pocas centrales térmicas (ver Tabla 1-3). Solo hay algunas pocas centrales térmicas que requieren de refrigeración y por lo tanto un consumo intensivo de agua. Por otro lado, el aumento de la evaporación del agua de las presas hidroeléctricas en Costa Rica podría ser un impacto mitigable dado el clima húmedo y la capacidad de las presas de suministrar agua.

La extracción de litio contribuye significativamente al consumo de agua durante el ciclo de vida de un BEV, el cual puede ser intensivo si el litio se extrae de salmueras, y mucho menos intensivo si el litio se extrae directamente del mineral (ver capítulo 2.2). Actualmente, se están desarrollando nuevas fuentes y procesos con una huella de agua potencialmente menor, aunque se encuentran en una etapa bastante temprana de desarrollo.

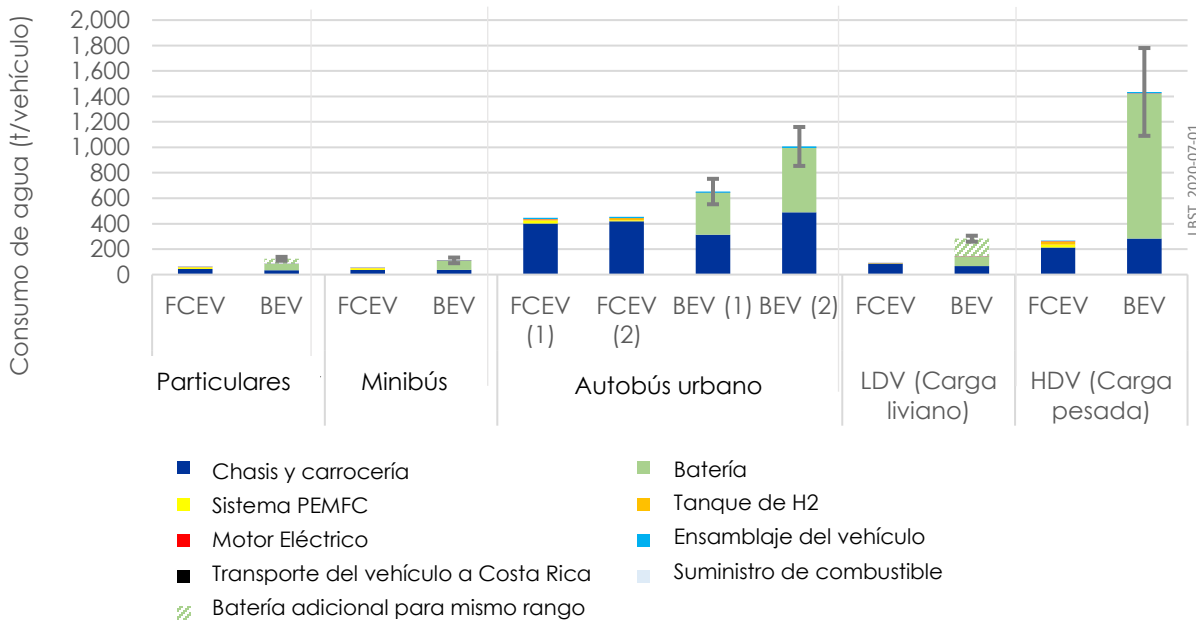
Para los FCEV, la extracción de platino tiene un impacto negativo potencial en el consumo de agua, ya que contribuye a la acidificación de las aguas subterráneas. Sin embargo, la cantidad de ácido sulfúrico producido depende del sitio de extracción, ya que, por ejemplo, las tecnologías utilizadas en Sudáfrica previenen gran parte de la acidificación, mientras que el procesamiento de platino en Rusia no está en el mismo nivel tecnológico. Además, el platino se extrae juntamente con el níquel, por lo que el consumo de agua propio de esta extracción depende directamente del método de cuantificación utilizado (por valor de mercado, por peso, por volumen, etc.), lo que conforma un punto de debate sobre los LCA.

Consumo de Agua 2020



Consumo de agua a lo largo de la vida útil del vehículo en 2020

Consumo de Agua 2030



Consumo de agua a lo largo de la vida útil del vehículo en 2030

Principales conclusiones del análisis de la demanda de agua:

- ➔ Actualmente, la refrigeración en centrales térmicas para el suministro de energía implica un uso intensivo de agua. No obstante, esto no genera un impacto negativo en Costa Rica, ya que hay pocas plantas de energía térmica en el país
- ➔ Otro factor son las operaciones mineras actuales, más específicamente, el consumo de agua para el suministro de metales del grupo de litio y platino
- ➔ En comparación con los dos factores anteriores, la demanda de agua para la producción de H₂ no es significativa con ~9 litros de agua por kg de hidrógeno (consumo mínimo de un electrolizador)
- ➔ Debido a la demanda de combustible del transporte, la abstracción de agua de un solo punto requiere, sin embargo, una evaluación de impacto ambiental específica del proyecto y del sitio

Riesgos / seguridad / toxicidad

El panorama tecnológico de la producción industrial y el reciclaje de BEV y FCEV está en crecimiento. Sin embargo, los datos disponibles sobre los procesos de producción de baterías y celdas de combustible no son lo suficientemente detallados y robustos.

El principal riesgo de seguridad de un **BEV** es una fuga térmica de la batería de ion de litio, que denota un proceso de calentamiento en cadena de la batería debido a reacciones exotérmicas del electrolito provocadas por un sobrecalentamiento inicial. Tal proceso puede causar daños en la batería por fuego o explosión y se inicia principalmente por un corto interno causado por un daño de la capa separadora como consecuencia de impactos mecánicos, sobrecalentamiento externo o sobrecalentamiento interno. El *runaway* térmico de una batería de ion de litio representa un alto riesgo de seguridad debido a la combinación de materiales con altas densidades de energía y electrolitos altamente inflamables dentro de la celda de la batería (Weyhe, 2013). Este evento es generado principalmente por choques y por el transporte, almacenamiento y desmontaje de la batería. Siendo así, regulaciones de seguridad específicas para baterías son necesarias para el correcto funcionamiento, transporte y tratamiento al final de su vida útil de las baterías BEV.

Actualmente se están desarrollando buenas prácticas para el tratamiento al final de la vida útil de los BEV, por ejemplo, en China y la Unión Europea.

Por otro lado, el tratamiento al final de la vida útil de los **FCEV** no es relevante en términos de seguridad, ya que no existe riesgo de incendio o explosión tan pronto como el hidrógeno se haya eliminado del sistema de almacenamiento de hidrógeno. Por lo tanto, la mayoría de las regulaciones de seguridad para FCEV se refieren sólo a la etapa de vida útil de la operación.

Los requisitos de seguridad globales para FCEV se centran principalmente en:

- ➔ Requerimientos de rendimiento para sistemas de almacenamiento de hidrógeno, cierres de alta presión, dispositivos de alivio de presión y líneas de combustible
- ➔ Aislamiento eléctrico, seguridad y protección contra descargas eléctricas (en uso) a nivel de subsistema
- ➔ Rendimiento y otros requisitos para la integración del subsistema en el vehículo
- ➔ Límites de liberación de hidrógeno post-choque basados en pruebas de accidentes
- ➔ Criterios de seguridad eléctrica post-choque basados en pruebas de accidentes

Según la experiencia existente en el tema, el perfil de riesgo, seguridad y toxicidad asociado con BEV y FCEV puede ser diferente al de los vehículos convencionales, pero no por ello es mejor o peor en comparación.

Fin de la vida útil y reciclaje

No es claro si en Costa Rica las baterías de gran capacidad o de vehículos eléctricos han sido declaradas residuos de manejo especial o residuos peligrosos, pero su designación como tal por parte del Ministerio de Salud implicaría por medio de la Ley 8839 la toma de medidas especiales por parte de las municipalidades y del productor o importador para garantizar su correcta disposición final. Estas medidas se describen en la sección 3.3.

Resumen de las conclusiones y recomendaciones del LCA

El consumo de energía renovable (eólica, solar) en el uso de BEV y FCEV es el principal impulsor de un mejoramiento en el rendimiento ambiental de estos vehículos. Costa Rica debe aplicar todo el esfuerzo necesario en la planificación, regulación y monitoreo para asegurar que se utilice energía renovable en el sector transporte (ya sea directamente en los BEVs o a través de hidrógeno en FCEV).

Una mejora en el sistema de energía para la producción de BEV/FCEV contribuye también al impacto positivo sobre el rendimiento ambiental, y Costa Rica podría gestionar opciones como importador de vehículos o usar su potencial en energía renovable para establecer, por ejemplo, la manufactura y reciclaje de vehículos en el país.

La diferencia en las emisiones de GEI y la demanda energética acumulada entre BEV y FCEV es baja teniendo en cuenta las incertidumbres en el análisis de LCA, lo que puede deberse a un panorama tecnológico en movimiento y/o a la insuficiencia actual de datos adecuadamente detallados y fiables. Sin embargo, si las limitaciones sobre la capacidad y la autonomía de los vehículos son aceptables, los BEV emiten menos GEI a corto plazo.

Nos permitimos a continuación identificar una serie de posibles barreras nacionales a abordar para mejorar el desempeño de los vehículos eléctricos frente a un LCA, junto con sus respectivas recomendaciones para superarlas.

Tipo de Barrera	Barrera	Riesgo	Relevancia	Recomendación
Barreras en la manufactura de los vehículos	M.1. Importación de BEV y FCEV de países o fabricantes cuya huella de carbono (tonCO _{2eq} /vehículo) asociada a la manufactura sea más alta que el promedio del sector	Medio	Media	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Crear un programa de reporte, medición y verificación de emisiones contenidas en el producto (vehículos) para tomar decisiones más informadas ➔ Si los vehículos se producen en Costa Rica, se recomienda establecer como obligatorio el uso de energía renovable en la producción de hidrógeno y en la producción de BEV. ➔ Costa Rica cuenta con condiciones favorables para la manufactura de bajo carbono de vehículos eléctricos para la región, dada su matriz basada en gran proporción en fuentes renovables y posición geográfica estratégica para la exportación de vehículos hacia todo el continente americano. Si bien no es una industria que exista en la actualidad, el ensamble de vehículos (con énfasis en BEV y FCEV) en Costa Rica puede ser de interés para algunos OEM que deseen manufacturar sus productos con la menor huella de carbono posible, generando además una fuente importante de ingresos y empleo para el país. Por ende, sería recomendable generar acercamientos con OEM's para evaluar el interés y las oportunidades que podrían existir alrededor de este punto
	M.2. Importación de BEV y FCEV de países que requieran una logística compleja para su arribo a puerto en Costa Rica	Bajo	Baja	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Incentivar algún esquema de "contenido local" en Costa Rica. ➔ Los programas, instrumentos o medidas para la introducción de vehículos eléctricos en Costa Rica, deberían incluir medidas para facilitar el despliegue de dichos vehículos de forma amigable con el medio ambiente. Por ejemplo, se recomienda motivar a los productores de vehículos a alcanzar la neutralidad

				<p>de emisiones para el año 2050 (ver como ejemplo las metas de reducción de emisiones de Toyota).</p>
<p>Barreras en la operación de los vehículos</p>	<p>O.1. Se genera electricidad para carga o electrólisis con una matriz altamente dependiente de fuentes fósiles, dado el incremento en la demanda</p>	<p>Bajo</p>	<p>Alta</p>	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Con base en proyecciones de penetración e BEV y FCEV en el país bajo escenarios futuros, y la demanda eléctrica esperada (proyecciones del grupo ICE), realizar una adecuada planeación del sistema energético nacional que refleje el incremento en demanda eléctrica para transporte ➔ Estudiar y evaluar la factibilidad de la creación de tarifas de electricidad diferenciadas para carga de BEV, que incentiven la recarga en horas de baja demanda sobre el sistema. Esto podría evitar la instalación o despacho de centrales generadoras para manejo de potencia pico ➔ Implementar un sistema de seguimiento, notificación y verificación sobre el uso de energías renovables, por ejemplo, haciendo uso de un sistema de garantía de origen (GO) de la electricidad y el hidrógeno procedente de fuentes renovables ➔ Comprobar alternativas al aumento en las contribuciones de las centrales eléctricas de combustible pesado previstas en los escenarios del (ICE, 2019), por ejemplo, a través de opciones como baterías estacionarias y almacenamiento de energía por H2. ➔ Considerar si las centrales hidroeléctricas más antiguas existentes podrían ser rehabilitadas con unidades de generación mejoradas, logrando así mayores rendimientos de electricidad ➔ Investigar qué beneficios puede traer la expansión del suministro de electricidad renovable con energía fotovoltaica, ya que la energía solar podría ser un ajuste complementario al perfil de generación estacional de energía hidroeléctrica.

				<ul style="list-style-type: none"> ➔ Considerar la posibilidad de implementar almacenamiento de energía (baterías, power-to-H2) en el sistema energético para explotar los beneficios de equilibrar la fuente de alimentación renovable fluctuante y estabilizar la red para la carga rápida de BEV
	O.2. Los vehículos eléctricos importados tienen una intensidad de uso muy baja, por lo cual su análisis de ciclo de vida no resulta tan favorable	Medio	Alta	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Incentivar inicialmente el uso de BEV y FCEV en flotas de uso intensivo (taxis, buses urbanos e interurbanos, carga) para obtener un impacto ambiental menor asociado a la mayor intensidad de uso en la vida útil ➔ Si existen programas de restricción a la movilidad locales o regionales, eximir a los FCEV y BEV de los mismos para incentivar su compra y uso por parte de privados ➔ Incentivar los esquemas de vehículo compartido y movilidad como servicio para incrementar la intensidad de uso
	O.3. Los propietarios de vehículos no incurren en prácticas de mantenimiento adecuadas, resultando en vidas útiles más cortas para los vehículos y, por ende, más ciclos de reemplazo	Medio	Bajo	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Incentivar a los importadores de vehículos eléctricos a ofrecer capacitaciones y programas de mantenimiento gratuitos por una temporalidad finita, con el fin de garantizar el buen estado de la flota y maximizar su vida útil
Barreras en la disposición final de los vehículos	D.1. No se pone en marcha un programa de	Medio	Alta	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Considerar la incorporación de metas y métricas de economía circular asociados a la introducción de BEV y FCEV, que incorpore el concepto de

	responsabilidad extendida del productor en Costa Rica para los vehículos eléctricos			<p>Responsabilidad Extendida del Productor, compatible con lo estipulado en la Ley 8839</p> <p>➔ La regulación sobre el final de la vida útil de los BEV y FCEV debe desarrollarse en la fase de planificación o a su debido tiempo después del inicio de los programas de despliegue de vehículos eléctricos en Costa Rica. Se recomienda tomar como base las buenas prácticas regulatorias de los países como China y la UE.</p>
	D.2. No se genera en Costa Rica una legislación específica para la cadena de reciclaje y disposición final de baterías de EV (ion litio principalmente) o de las celdas de combustible	Alto	Alta	<p>➔ La Ley 8839 ya provee un marco legal para la aplicación de buenas prácticas, por lo cual la recomendación es reforzar el observación del cumplimiento de la ley por parte de productores e importadores que evite que las piezas más sensibles a contaminación ambiental de los vehículos eléctricos se mezclen con los residuos ordinarios</p>
	D.3. Los vehículos eléctricos involucrados en siniestros viales que resulten en pérdida total son redirigidos a relleno sanitario en vez de pasar por un desarmado riguroso	Medio	Alta	
	D.4. Se genera un mercado negro de baterías y metales	Medio	Alta	

	raros en Costa Rica, evitando así que los canales regulares de disposición sean los dominantes			
	D.5. No se genera en Costa Rica un mercado y una serie de incentivos para el uso de baterías de segunda y tercera vida en aplicaciones estacionarias	Alto	Alta	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Con la esperada penetración de sistemas de almacenamiento de electricidad de gran escala para prestar servicios de balance de red, es recomendable realizar estudios y generar incentivos a los desarrolladores de proyectos de almacenamiento para que utilicen baterías remanufacturadas en vez de baterías nuevas ➔ Reducir las tasas de exportación de baterías recuperadas hacia países de remanufacturado de las mismas

Objetivos del informe

El presente reporte tiene como objetivo servir como una base de información sobre el rendimiento ambiental de los vehículos eléctricos a batería (BEV) y a celda combustible (FCEV) a lo largo de su ciclo de vida, es decir, de la cuna a la tumba (en inglés cradle-to-grave), incluyendo las consideraciones de reciclaje.

La motivación detrás de este entregable es promover una discusión sobre la generación de impactos en el medio ambiente utilizando medios de transporte eléctricos. A primera vista, parece haber declaraciones contradictorias sobre el desempeño ambiental de los vehículos BEV vs FCEV vs vehículos de combustión interna (ICEV). Profundizando en los detalles de los análisis de ciclo de vida (LCA), las causas fundamentales de las diferencias son el uso de diferentes límites del sistema, metodologías de evaluación y suposiciones de datos. Los LCA son una herramienta clave para estructurar la información y aportar transparencia a las discusiones mencionadas de manera científica. Sin embargo, las conclusiones extraídas del análisis pueden variar debido a la alta complejidad del sistema y a las compensaciones entre los diferentes objetivos (ecológicos, económicos, sociales), es decir, están sujetas al establecimiento de prioridades y a las propias visiones de los acontecimientos futuros.

Este informe comienza con una revisión de la literatura (capítulo 1.1). La metodología y el enfoque del LCA se definen en el capítulo 1.2, seguido de una descripción de los inventarios del ciclo de vida (LCI) de BEV y FCEV (capítulo 2 y 3, respectivamente). El informe concluye con la presentación de resultados (capítulo 4.1) y recomendaciones derivadas (capítulo 4.2),

1. Definición de alcance del LCA

1.1. Revisión bibliográfica

Con el fin de realizar una indagación sistemática de la literatura sobre publicaciones de LCA de BEV, FCEV y sus sistemas de propulsión, se encontraron y examinaron 120 estudios, todos publicados en la última década.

Disponibilidad y calidad de los datos

En primera instancia, se evidencia una base de datos amplia, sin embargo, solo unos pocos estudios son fuentes originales, la mayoría de los estudios utilizan datos de trabajos anteriores y aproximadamente 20 publicaciones son estudios de revisión bibliográfica, de modo que la mayoría de los datos existentes se pueden remontar a los mismos estudios clave. En el Anexo 1 se puede encontrar el detalle sobre la cadena de información de los datos del LCI de baterías, la distribución de la literatura revisada según los años de publicación, las categorías de vehículos, los trenes de potencia y etapas del ciclo de vida.

La mayoría de los estudios encontrados se centran en evaluaciones completas del ciclo de vida de la cuna a la tumba (*cradle-to-grave*) frecuentemente sin o con un análisis muy básico de la etapa de reciclaje. Sin embargo, una fracción significativa de estudios también se centran en, por ejemplo, el ciclo de vida del combustible (*well-to-tank*), la fabricación del vehículo (*cradle-to-gate*) o el ciclo de vida de la batería o celda de combustible (*cradle-to-grave*).

Como se observa en la Tabla 1-1, la información más detallada y fiable se encuentra sobre el ciclo de vida del combustible y el funcionamiento del vehículo, mientras que la información sobre la fabricación de componentes y el ensamblaje del vehículo es a menudo menos transparente debido a la complejidad de los procesos involucrados y la confidencialidad de las empresas involucradas.

Tabla 1-1. Etapas del ciclo de vida (imagen: Hinicio. tabla: LBST)



Debido a estos diversos enfoques, no existe una unidad funcional comúnmente utilizada para los resultados sobre el impacto ambiental. Los análisis wheel-to-tank (WtW) a menudo se refieren a kilómetros conducidos, pero no incluyen la energía y las emisiones provenientes de la fabricación de vehículos. Los LCA cradle-to-gate, gate-to-gate o cradle-to-grave se reportan frecuentemente por el peso del vehículo o el kWh de energía almacenada. Además, sólo unos pocos estudios son totalmente transparentes con respecto al stock de materiales, los procesos industriales y las fuentes de energía que se han asumido para sus cálculos de LCA y se encuentra poca información sobre el impacto ambiental del uso de elementos críticos específicos o procesos de producción específicos, ya que la mayoría de los estudios sólo diferencian insuficientemente sus resultados para los diferentes componentes del vehículo y las etapas de vida. Una gran parte de la literatura revisada incluye análisis de sensibilidad, por ejemplo, más a menudo para las mezclas de electricidad y la vía de producción de hidrógeno utilizada para cargar BEV y repostar FCEV, respectivamente. Sin embargo, las futuras tecnologías potenciales, por ejemplo, baterías de litio-azufre (Li-S), o desarrollos previstos, por ejemplo, para la matriz energética, sólo se incluyen en pocos estudios.

Dado que casi todos los estudios examinados fueron publicados por instituciones científicas, en su mayoría asumen vehículos genéricos para los cálculos de LCA, aunque algunos utilizan vehículos específicos como modelos. Sólo algunas pocas publicaciones presentan análisis de vehículos específicos. Además, la mayoría de los estudios se centran exclusivamente en aspectos ambientales, pero algunos también incluyen análisis económicos.

Desafíos en las evaluaciones del ciclo de vida de BEV y FCEV

A partir de la variedad de diferentes enfoques vistos en la literatura, se pudieron identificar varios desafíos clave para las evaluaciones del ciclo de vida de BEV y FCEV:

- ➔ Las cadenas de suministro son complejas
- ➔ El acceso a los datos primarios es limitado (confidencialidad, costo, tiempo)
- ➔ El sistema base de componentes es cambiante

- ➔ Las tecnologías de baterías y celdas de combustible están evolucionando
- ➔ Los procesos de producción y manufactura están evolucionando
- ➔ El panorama del suministro de energía está en transición

Parámetros de sensibilidad en las evaluaciones del ciclo de vida BEV y FCEV

Como se ve en la revisión de la literatura, hay varios parámetros particularmente sensibles con fuertes impactos en los resultados de LCA BEV y FCEV:

- ➔ Energías primarias utilizadas para proporcionar energía auxiliar, por ejemplo, para la extracción, procesamiento y montaje de materiales
- ➔ Madurez tecnológica (laboratorio, piloto, fabricación en masa)
- ➔ Vía de extracción de litio (salmuera, roca dura)
- ➔ Energías primarias utilizadas para cargar el BEV
- ➔ Vía de producción de hidrógeno para FCEV (hidrógeno gris, azul o verde)
- ➔ Consumo del vehículo / perfil de conducción (características del vehículo, superficie de la carretera, tráfico, condiciones climáticas, velocidad, distancia)
- ➔ Duración del vehículo/batería
- ➔ Reciclaje

El tipo de energía consumida durante el proceso de producción de la fabricación de baterías afecta significativamente el balance de emisiones de GEI de las baterías. Por ejemplo, la Figura 1-1 muestra las emisiones de GEI atribuidas al proceso de fabricación de baterías que utilizan diferentes fuentes de energía (barra azul).

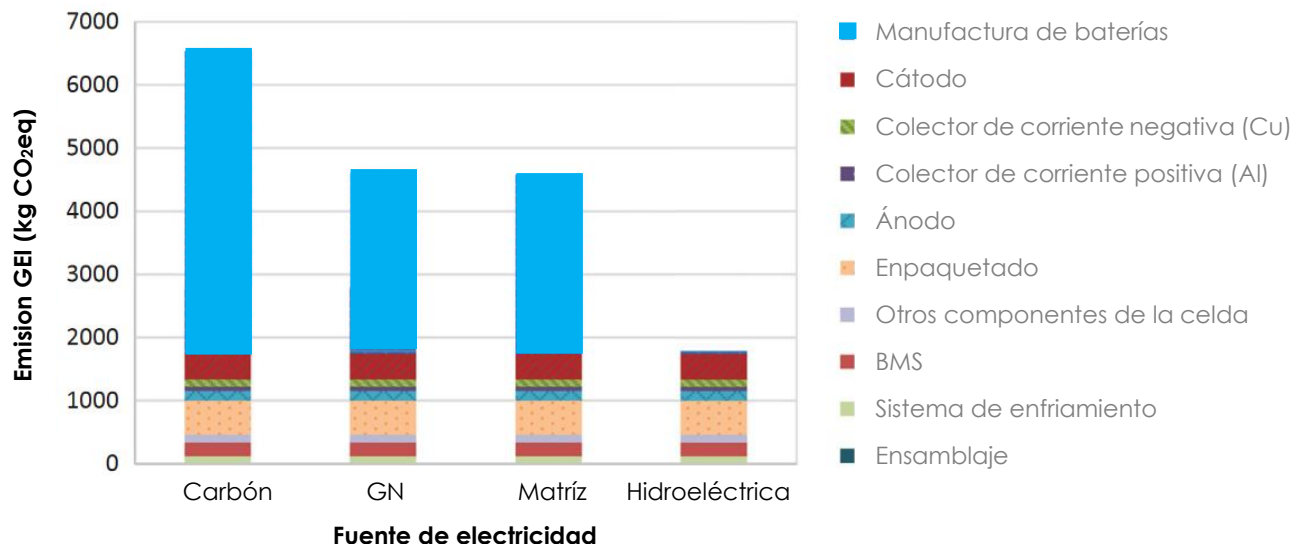


Figura 1-1. Sensibilidad de las emisiones de GEI de diferentes energías primarias utilizadas para la producción de una batería de 26.6 kWh (tomado y traducido de (Ellingsen, et al., 2013))

- ➔ Al igual que con BEV, las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes de la producción de sistemas de celdas de combustible son sensibles al tipo de energía empleada.
- ➔ Cada vez más industrias han comenzado a reducir la huella de carbono de su perfil de negocio, como las operaciones mineras en Chile, la producción de fibra de carbono para BMW en los EE.UU., o comprometerse con el Acuerdo de París con una producción (neta) neutra en carbono para 2050, como el fabricante de vehículos Toyota o el productor de turbinas eólicas Vestas.
- ➔ Costa Rica podría motivar a los fabricantes de vehículos para la mejora continua de su cadena de suministro, por ejemplo, a través de medidas de apoyo condicional.

1.2. Objetivos específicos de LCA y etapas de la cadena dentro del alcance

Unidad funcional

Para este estudio se ha elegido un enfoque de evaluación del ciclo de vida.

La unidad funcional de este estudio es "por kilómetro vehículo", es decir, por ejemplo, CO_{2eq} por km-vehículo para las emisiones de gases de efecto invernadero, y MJ por km-vehículo para la demanda energética acumulada.

Límite del sistema

Manufactura de vehículos

El diferenciador clave entre los BEV y los FCEV son las unidades de almacenamiento de energía y conversión de energía:

- ➔ En un BEV, el sistema de baterías proporciona tanto el almacenamiento de electricidad como la potencia de propulsión.
- ➔ En un FCEV, la energía se almacena en el tanque de hidrógeno y la potencia requerida es proporcionada por el sistema de celda de combustible.

Por lo tanto, para la fase de fabricación de vehículos, la LCA se centra en la fabricación de la batería para tracción y el sistema de almacenamiento de hidrógeno y celda de combustible, respectivamente. Componentes como la electrónica de potencia y el control de accionamiento son comunes tanto a BEV como a FCEV, y por lo tanto no se han tenido en cuenta en las comparativas.

Operación del vehículo, incluyendo dispensación de combustible

BEV y FCEV requieren electricidad para la carga e hidrógeno para el reabastecimiento de combustible, respectivamente. El LCA se trata de un well-to-tank, que comprende:

- ➔ Generación, transporte y distribución de la energía eléctrica para la recarga del BEV
- ➔ Generación, transporte y distribución de energía eléctrica, electrólisis del agua y almacenamiento de hidrógeno para el reabastecimiento del FCEV.

El consumo de energía y las emisiones asociadas para la construcción de plantas de generación de energía, de transporte de electricidad y de producción de hidrógeno no se han tenido en consideración, en concordancia con las prácticas de LCA establecidas, por ejemplo, en la normativa europea (EU, 2018). Hoy en día, el impacto no es significativo (< 5%) en comparación con la producción de combustibles fósiles. Su impacto en el futuro debería ser aún más insignificante cuando el sistema energético para, por ejemplo, la minería, la producción de materiales y la fabricación de componentes, tengan un menor impacto al ir migrando hacia las acciones de mitigación que permitan cumplir con el Acuerdo de París. Hay compromisos de la industria por parte de BMW, Toyota, y otras. También hay algunos primeros buenos ejemplos prácticos de la industria minera.

Fin de la vida útil del vehículo

De acuerdo con la literatura, se evidenció que la información es escasa con respecto a la proporción del material reciclado utilizado para la producción de BEV y FCEV y el uso de energía y emisiones de GEI asociadas a los procesos de reciclaje de baterías y celdas de combustible. Según esto, y tomando un enfoque conservador, se asumió la utilización de solo materia prima (es decir, materiales recién extraídos) para la producción del vehículo. Este enfoque se complementa con un análisis de sensibilidad para los vehículos BEV y FCEV, tal como se incluye en el capítulo 4.1

Insumos y suposiciones primarias

Emisiones de gases de efecto invernadero

En este estudio se consideran los siguientes GEI: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O). El potencial de calentamiento global (GWP) de los diversos gases de efecto invernadero se expresa en CO₂eq según el Cuarto Reporte¹ de Evaluación (AR4) del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Tabla 1-2. Potencial de calentamiento global (GWP) de diversos gases de efecto invernadero (IPCC, 2007) (IPCC, 2013)

(g CO ₂ eq/g)	Informe de evaluación del IPCC 4
CO ₂	1
CH ₄	25
N ₂ O	298

¹ Las principales instituciones de investigación (por ejemplo, el Laboratorio Nacional Argonne para su herramienta 'GREET 2014') han hecho uso de los valores del último (quinto) informe del IPCC, es decir, un GWP de 30 g/g para CH₄ y 265 g/g para N₂O (IPCC, 2013). Sin embargo, en este estudio se han utilizado los valores del cuarto informe del IPCC, ya que también se utilizan en el Renewable Energy Directive (EU, 2018).

Adicionalmente, en la producción de membranas de ácido perfluorosulfónico (PFSA), las cuales son utilizadas comúnmente para producir la membrana polimérica en las celdas de combustibles de membrana de intercambio de protones (PEMFC), se emiten hidrocarburos clorados y fluorados.

Demanda energética acumulada

Para el cálculo de los requisitos energéticos se ha utilizado el denominado "método de eficiencia", similar al procedimiento adoptado por las organizaciones internacionales (IEA, EUROSTAT, ECE).

En este método, la eficiencia de la generación de electricidad a partir de energía nuclear se basa en el calor liberado por la fisión nuclear, lo que conduce a una eficiencia de alrededor del 33%. En el caso de la generación de electricidad a partir de energía hidroeléctrica y otras fuentes de energía renovables que no pueden medirse en términos de valor calorífico (eólica, energía solar), se supone que la entrada de energía es equivalente a la electricidad generada, lo que conduce a una eficiencia del 100%. La eficiencia de la generación de electricidad geotérmica se establece en 10%.

Agua, seguridad, toxicidad

De acuerdo con el alcance del presente estudio, los aspectos de seguridad y toxicidad se toman de la literatura y las prácticas en otros países. También, la demanda de agua se muestra según datos recolectados de la literatura, como la huella hídrica de la energía hidroeléctrica media costarricense tomada del Plan de expansión de la generación eléctrica 2014-2034 (ICE, 2019).

Herramienta de software aplicada

Los cálculos de LCA se llevaron a cabo utilizando la herramienta de software 'E3database', una herramienta de evaluación de ciclo de vida desarrollada por Ludwig-Bölkow-Systemtechnik (LBST). El software se desarrolló a finales de la década de 1990 como una herramienta científica con financiación de investigación de los institutos franceses IFP, CEA, y otros. La herramienta puede manejar cadenas complejas, incluyendo coproductos usados aguas arriba como insumos.

En la actualidad, E3database se utiliza con el Joint Research Centre (JRC) de la Comisión Europea para facilitar las evaluaciones del ciclo de vida relacionadas con el combustible en el contexto de la Directiva de energías renovables de la UE (RED). En algunos casos, los valores de la literatura se han utilizado directamente como datos de entrada para los cálculos. También se utilizaron otras bases de datos LCA, considerados como fuentes de literatura primaria y secundaria.

Matriz energética

En el marco de este estudio, las redes de electricidad "hoy" se consideran como matrices nacionales tomadas entre 2015 y 2017, sujetas a la disponibilidad de datos,

mientras que "futuro" se refieren a las proyecciones 2030 en su mayor parte. En el análisis se consideraron varios países descritos más abajo.

Para Costa Rica, las respectivas matrices de electricidad para su uso como recarga de BEV y producción de hidrógeno se muestran a continuación.

Tabla 1-3. Matriz energética en Costa Rica

	2020		2030	
	GWh	Proporción	GWh	Proporción
Hidro	8651	74.0%	9816	67.6%
Viento	1499	12.8%	1941	13.4%
Biomasa (bagaso)	80	0.7%	84	0.6%
Solar	26	0.2%	264	1.8%
Geotérmica	1387	11.9%	2038	14.0%
Combustible pesado	46	0.4%	301	2.1%
Diesel	3	0.0%	66	0.5%
Total	11692	100%	14510	100%
<i>Cuota renovable</i>	99.6%		97.5%	

Las mezclas de electricidad para Chile, China, Japón, Sudáfrica, Corea del Sur y los Estados Unidos se describen de la Figura 1-2 a la Figura 1-6, respectivamente, y sirven como insumo para la extracción de materiales, la fabricación de componentes y los cálculos de montaje de vehículos.

Matriz energética de Chile
2016 (círculo interior) y 2030 (círculo exterior)

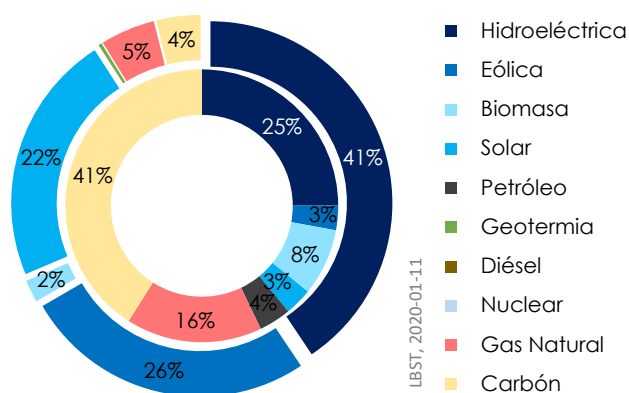


Figura 1-2. Matriz energética de Chile 2016/2030 (IEA, 2017) (PELP, 2019)

Matriz energética de China
2015 (círculo interior) y 2035 (círculo exterior)

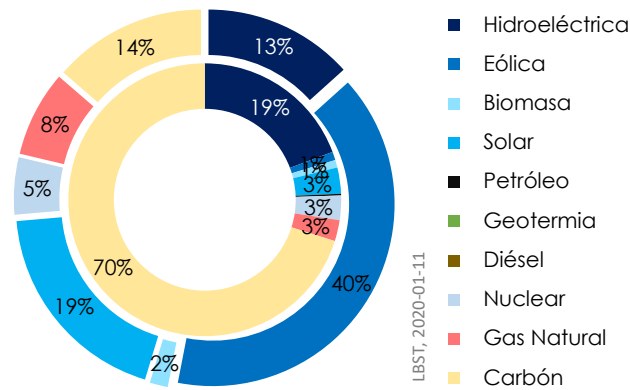


Figura 1-3. Matriz energética de China 2015/2035 (Dai, et al., 9/2018) (NDRC & CNREC, 2019)

Matriz energética de Japón
2015 (círculo interior) y 2030 (círculo exterior)

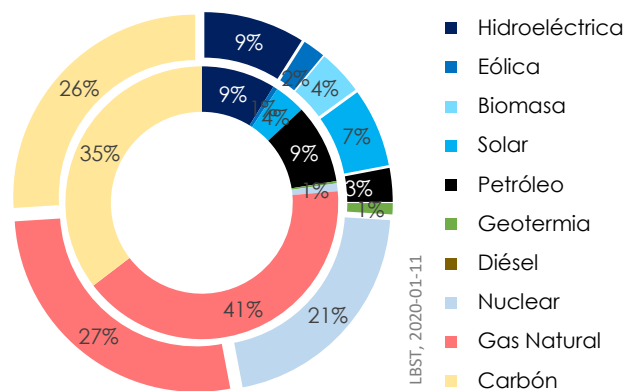


Figura 1-4. Matriz energética de Japón 2015/2030 (IEA, 2017) (Reuters, 2018)

Matriz energética de Sudáfrica
2016 (círculo interior) y 2030 (círculo exterior)

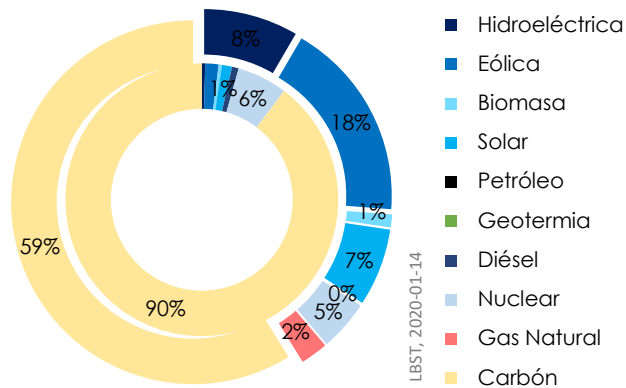


Figura 1-5. Matriz energética de Sudáfrica 2016/2030 (IEA, 2017) (IRP, 2019)

Matriz energética de EEUU
2015 (círculo interior) and 2030 (círculo exterior)

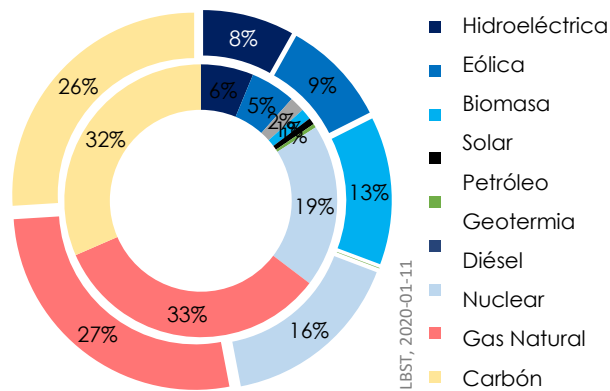


Figura 1-6. Matriz energética de EEUU 2015/2030 (IEA, 2017) (EIA, 2019)

En la Tabla 1-4 se resumen las cuotas renovables en las matrices energéticas nacionales.

Tabla 1-4. Proporción de renovables en matrices energéticas nacionales

	2015/2016	2030
Chile	39%	91%
China	24%	74%
Costa Rica	99.6%	97.5%
Japón	13%	23%
Corea del Sur	2%	21%
Sudáfrica	3,6%	34,3%
EEUU	15%	31%

1.3. Definición del vehículo

En esta subsección, los vehículos a modelar se definen como representativos de cada categoría vehicular. Los supuestos del vehículo sirven como entrada para análisis WtW usando el inventario de ciclo de vida por unidad del capítulo 2 (BEV) y 3 (FCEV). Los resultados se muestran en la sección 4.1.

Vehículos Particulares

La Tabla 1-5 muestra los datos tomados de FCEV y BEV para la categoría de particulares.

Se tomó un Toyota Mirai como vehículo representativo del FCEV porque es el único FCEV que se encuentra en operación en Costa Rica al momento de haber realizado el presente informe. Para BEV, se tomó el Hyundai Ioniq ya que fue el vehículo más vendido de su clase en Costa Rica en 2019.

Tabla 1-5. Características de vehículos particulares BEV y FCEV

	Unidad	FCEV	BEV
Vehículo de referencia	-	Toyota Mirai	Hyundai Ioniq
Clase de vehículo EE.UU.	-	Tamaño mediano	Coche compacto
Clase de vehículo Europa	-	D	C
Origen de importación de vehículos	País	Japón	Corea del Sur
Destino de importación de vehículos	Puerto	Caldera	Caldera
Modo de importación de vehículos	-	Car carrier	Car carrier
Distancia de importación del vehículo	km	13,800	14,200
Capacidad de pasajeros	-	4	5
Vida útil del vehículo	Años	17	17

Kilometraje	km/año	12,500	12,500
Consumo de energía	kg/(100 km)	1.10	-
	MJ/km	1.32	0.53
	kWh/km	0.37	0.15
Potencia del motor eléctrico	kW	113	100
Capacidad de almacenamiento de la batería	kWh	1.6	38.3
Tipo de batería	-	Nimh	Li-Ion
Capacidad de almacenamiento tanque H ₂	kg H ₂	5.0	-
Presión del tanque de H ₂	MPa	70	-
Rango de autonomía por cada reabastecimiento	km	455	261
Salida de potencia celda de combustible PEM	Kw	114	-
Vida útil celda de combustible PEM	horas	5000	-
	km	250,000	-
Vida útil de la batería (ciclos)	-		1000
Vida útil de la batería (años)	Años	8	8
Peso del vehículo (vacío)	kg	1850	1550
Peso chasis y carrocería	kg	1562	1236
Peso batería	kg	22	269
Peso sistema de celda de combustible PEM	kg	108 ^a	-
Peso tanque H ₂	kg	107	-
Peso motor eléctrico	kg	29 ^a	26 ^a
Peso electrónica de potencia	kg	22 ^a	19 ^a

^a (Chen, et al., 2019) (escalado linealmente según potencia de salida del motor eléctrico)

Minibús

La Tabla 1-6 muestra datos básicos para la clase de minibús FCEV y BEV. No se dispone de datos para un minibús de celda de combustible (debido a la falta de oferta comercial en 2019). Por lo tanto, se modeló un minibús de celda de combustible 'sintético' usando un sistema de celda de combustible PEM del Toyota Mirai.

Tabla 1-6. Características de minibus FCEV y BEV

	Unidad	FCEV	BEV
Vehículo de referencia	-	Sintético	Nissan e-NV200 EVALIA
Origen de importación de vehículos	País	Japón	España
Destino de importación de vehículos	Puerto	Caldera	Caldera
Modo de importación de vehículos	-	Car Carrier	Car Carrier
Distancia de importación del vehículo	km	13800	9200
Capacidad de pasajeros	-	7	7
Vida útil del vehículo	Años	7	7
Kilometraje	km/año	65500	65500
Consumo de energía	kg/(100 km)	1.55 ^a	-
	MJ/km	1.86	0.93 ^b
	kWh/km	0.52	0.26
Potencia del motor eléctrico	kW	113	80
Capacidad de almacenamiento de la batería	kWh	1.6	40
Tipo de batería	-	Nimh	Li-Ion
Capacidad de almacenamiento tanque H ₂	kg H ₂	5,0	-
Presión del tanque H ₂	MPa	70	-
Rango de autonomía por cada reabastecimiento	km	322	154
Salida de potencia celda de combustible PEM	kW	114	-
Vida útil celda de combustible PEM	H	5000	-
	km	250,000	-
Vida útil de la batería (ciclos)	-		1000
Vida útil de la batería (años)	Años	8	8
Peso del vehículo (vacío)	kg	1600	1619
Peso chasis y carrocería	kg	1312	1304
Peso batería	kg	22	281
Peso sistema de celda de combustible PEM	kg	108 ^c	-
Peso tanque H ₂	kg	107	-
Peso motor eléctrico	kg	29 ^c	21 ^c
Peso electrónica de potencia	kg	22 ^c	15 ^c

^a Supuesto: el consumo de energía por combustión es el 50% del consumo de mini bus convencional 11.58 l/100 km)

^bWLTP: Procedimiento Global Armonizado de Pruebas para Vehículos Livianos (ciclo de manejo)

^c (Chen, et al., 2019) (escalado linealmente según potencia de salida del motor eléctrico)

Autobús urbano

La Tabla 1-7 muestra los datos básicos de autobuses urbanos FCEV y BEV. Se debe tener en cuenta que la disponibilidad de datos del autobús Toyota Sora es limitada. El consumo de hidrógeno se calculó sobre la base del volumen de agua del tanque de 70 MPa (600 L) y la autonomía de 200 km (Toyota GB Blog, 2019)

El tanque hidrógeno comprimido (CGH₂) del Toyota Mirai tiene una capacidad de almacenamiento de hidrógeno de 5 kg y un volumen de agua de 122 L. Como resultado, la capacidad de almacenamiento de hidrógeno del autobús Toyota Sora asciende a unos 25 kg.

Tabla 1-7. Características del autobús urbano

	Unidad	FCEV		BEV	
Vehículo de referencia	-	Toyota Sora (FCEV 1)	Van Hool (FCEV 2)	Mercedes e-Citaro (BEV 1)	Solaris Urbino 12 Electric (BEV 2)
Origen de importación de vehículos	País	Japón	Bélgica	Alemania	Polonia
Destino de importación de vehículos	Puerto	Caldera	Caldera	Caldera	Caldera
Modo de importación de vehículos	-	Car Carrier	Car Carrier	Car Carrier	Car Carrier
Distancia de importación del vehículo	km	13,800	9,100	9,500	9,500
Capacidad de pasajeros	-	79	78	70	70
Vida útil del vehículo	Años	7	7	7	7
Kilometraje	km/año	65,500	65,500	65,500	65,500
Consumo de energía	kg/(100 km)	12.30 ^a	9.50 ^b	-	-
	MJ/km	14.75	11.40	4.19	6.42
	kWh/km	4.10	3.17	1.17 ^c	1.78
Potencia del motor eléctrico	kW	226	170	250 ^c	160
Capacidad de almacenamiento de la batería	kWh	10	24	300 ^c	250
Profundidad de descarga (DoD)				80% ^c	

Tipo de batería	-	NiMH	Li-Ion	Li-Ion (NMC) ^c	Li-Ion
Capacidad de almacenamiento tanque H ₂	kg H ₂	25	38.2	-	-
Presión del tanque H ₂	MPa	70	35	-	-
Rango de autonomía por cada reabastecimiento	km	200	402	206	140
Salida de potencia celda de combustible PEM	kW	228	85	-	-
Vida útil celda de combustible PEM	horas	20,000	20,000	-	-
	km	600,000 ²	600,000 ^d	-	-
Vida útil de la batería (ciclos)	-	-	-	1000	1000
Vida útil de la batería (años)	Años	8	8	8	8
Peso del vehículo (vacío)	kg	15,000 ^e	15,700	14,100	19,000
Peso chasis y carrocería	kg	14,087	14,682	10,962	17,159
Peso batería	kg	138	168	3,000	1,753
Peso sistema de celda de combustible PEM	kg	216	81	-	-
Peso tanque H ₂	kg	435	676	-	-
Peso motor eléctrico	kg	81	61	90	58
Peso electrónica de potencia	kg	43	32	48	30

^a 200 km de autonomía por reabastecimiento de combustible, tanque CGH2 con 600 l de volumen de agua y una presión máxima de 70 MPa, Toyota Mirai: 5 kg H₂ por 122 l de volumen de agua

^b (NOW, 2019)

^c (Lastauto Omnibus, 2019)

^d Estimado

^e[Pütz et al. 2018]; Con una velocidad típica de buses urbanos de 30km/h

Vehículos de carga ligeros (LDV)

La Tabla 1-8 muestra los datos tomados de vehículos ligeros FCEV y BEV (LDV)

Tabla 1-8. Características de los vehículos ligeros de transporte de mercancías

	Unidad	FCEV	BEV
Vehículo de referencia	-	StreetScooter H2 panel van	StreetScooter Work XL
Origen de importación de vehículos	País	Alemania	Alemania
Destino de importación de vehículos	Puerto	Limón	Limón
Modo de importación de vehículos	-	Car carrier	Car carrier
Distancia de importación del vehículo	km	9500	9500
Carga útil	ton	0.80 ^a	1.15 ^b
Vida útil del vehículo	Años	18	18
Kilometraje	km/año	18,300	18,300
Consumo de energía	kg/ (100 km)	1.49 ^c	-
	MJ/km	1.78	1.37
	kWh/km	0.49	0.38 ^b
Potencia del motor eléctrico	kw	122 ^a	122 ^a
Capacidad de almacenamiento de la batería	kwh	40 ^d	76 ^b
Tipo de batería	-	Li-Ion	Li-Ion
Capacidad de almacenamiento tanque H ₂	kg H ₂	6 ^a	-
Presión del tanque de H ₂	MPa	70 ^d	-
Rango de autonomía por cada reabastecimiento	km	405 ^e	200 ^b
Salida de potencia celda de combustible PEM	kW	26 ^a	-
Vida útil celda de combustible PEM	horas	5000	-
	km	250,000	-
Vida útil de la batería (ciclos)	-		1000
Vida útil de la batería (años)	Años	8	8
Peso bruto máximo permitido	kg	4250 ^a	4050
Peso del vehículo (vacío)	kg	3450	2900
Peso chasis y carrocería	kg	2984	2313
Peso batería	kg	281	533
Peso sistema de celda de combustible PEM	kg	25	-
Peso tanque H ₂	kg	106	-
Peso motor eléctrico	kg	31	31
Peso electrónica de potencia	kg	23	23

^a (Ecomento, 2019)

^b (StreetScooter, 2018)

^c (Electrive, 2019) (PlugPower, 2019): 6 kg H₂, rango de 500 km, incluido el modo eléctrico enchufable de 95 km que conduce a 405 km en modo de Hidrógeno

^d (AMS, 2019)

^e (Electrive, 2019)

Vehículos de carga pesados (HDV)

La Tabla 1-9 muestra los datos tomados de vehículos pesados FCEV y BEV (HDV).

Tabla 1-9. Características de los vehículos pesados

	Unidad	FCEV	BEV
Vehículo de referencia	Unidad	Toyota	Xos ET-One
Origen de importación de vehículos	País	Japón	EE.UU
Destino de importación de vehículos	Puerto	Caldera	Caldera
Modo de importación de vehículos	-	Car carrier	Car carrier
Distancia de importación del vehículo	km	13,760	4,650
Carga útil	ton	27.2 ^a	19.0 ^c
Vida útil del vehículo	años	20	20
Kilometraje	Km/año	44,500	44,500
Consumo de energía	kg/(100 km)	12.43 ^b	-
	MJ/km	14.92	7.46 ^d
	kWh/km	4.14	2.07
Potencia del motor eléctrico	kW	500 ^b	522 ^e
Capacidad de almacenamiento de la batería	kWh	12 ^{b, f}	1000 ^d
Tipo de batería	-	Li-Ion	Li-Ion
Capacidad de almacenamiento tanque H ₂	kg H ₂	60 ^b	-
Presión del tanque de H ₂	MPa	70	-
Rango de autonomía por cada reabastecimiento	km	483	483
Salida de potencia PEMFC	kW	228 ^f	
Vida útil celda de combustible PEM	hora	20,000	20,000
	km	1,000,000	1,000,000
Vida útil de la batería (ciclos)	-		10,000
Vida útil de la batería (años)	Año	8	8
Peso bruto máximo permitido	kg	36,248 ^g	36,248 ^g
Peso del vehículo (vacío)	kg	9,062	17,248 ^c
Peso chasis y carrocería	kg	7,425	9,948
Peso batería	kg	84	7,013
Peso sistema de celda de combustible PEM	kg	216	-
Peso tanque H ₂	kg	1,062	-

Peso motor eléctrico	kg	180	188
Peso electrónica de potencia	kg	95	99

^a 60,000 lb, 0.4531 kg/lb, 1000 kg/t;

^b (Trucks, 2018) 60 kg H₂ por 300 millas, 1.609 km/milla; 670 hp, 0.7457 kW/hp

^c (Scripad, 2017) carga útil 19 t;

^d (Thor, 2018) 1000 kWh por 300 millas;

^e (Xos Trucks, 2019) 700 hp;

^f (Toyota, 2017) 2 stacks de celda de combustible del Toyota Mirai, batería de 12 kWh

^g 80,000 lb

1.4. Ventajas y limitaciones de los BEV y los FCEV

A continuación, se presentan de manera resumida las ventajas y limitaciones de los BEV y FCEV, así como una apreciación de cuál tecnología resultaría ser más favorable para distintas aplicaciones y segmentos.

Tabla 1-10. Comparación de ventajas y limitantes técnicas y ambientales de los BEV y FCEV

Tecnología	Ventajas	Limitantes
BEV	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Los precios (2019) de los vehículos son más competitivos que para los FCEV, por lo cual su masificación en el corto plazo ocurrirá más rápidamente ➔ No requiere una red de infraestructura y distribución de combustible especializada ➔ La oferta comercial es robusta en todos los segmentos, y la mayoría de OEM tienen productos en todos los mercados de volumen (Norteamérica, China, Europa) 	<ul style="list-style-type: none"> ➔ La autonomía con la batería llena para un BEV suele estar entre los 200 y los 350 km, mientras que la de un FCEV por tanque suele estar entre los 450 y los 700 km ➔ La masa del vehículo es superior que para un FCEV equivalente, dado el peso de las baterías ➔ La disposición final del vehículo es más compleja, principalmente asociado al reciclaje o aplicaciones de segunda vida de las baterías ➔ Aún no existe un único estándar para recarga de los vehículos, con varios sistemas coexistentes en el mercado
FCEV	<ul style="list-style-type: none"> ➔ La recarga de un tanque de hidrógeno en un FCEV tarda entre 3 y 12 minutos (dependiendo del vehículo), tiempos considerablemente inferiores que la recarga de un BEV, incluso bajo esquema de recarga rápida ➔ La autonomía de un FCEV por tanque suele estar entre los 450 y los 700 km, mientras que la autonomía sobre batería llena para un BEV suele estar entre los 200 y los 350 km ➔ Estándar de carga único 	<ul style="list-style-type: none"> ➔ Los costos de la tecnología aún son elevados, y todavía no se han alcanzado las reducciones de precios esperadas al momento que se tengan demandas de vehículos más altas ➔ Por el momento, los FCEV sólo están disponibles en un número limitado de países donde hay infraestructura para soportar su operación ➔ Se requiere de una infraestructura de producción, acondicionamiento, y distribución de hidrógeno en estaciones de carga dedicadas ➔ La tecnología aún debe superar barreras a nivel de percepción del público frente a su seguridad ➔ Limitada oferta comercial, tanto a nivel de segmentos como de OEM's con oferta o productos en desarrollo

Dadas las consideraciones descritas en la Tabla 2-10:

- ➔ Los BEV tienen una excelente aplicabilidad para los vehículos de pasajeros livianos (automóviles, SUV, pick-ups) de uso particular, así como las motocicletas. El uso de estos vehículos, principalmente en el ámbito urbano, la baja intensidad de uso, y los patrones de conducción de los usuarios particulares se correlacionan bien con los rangos y tiempos de recarga que ofrece la tecnología. El transporte de pasajeros urbano (buses y taxis), así como la distribución de carga (paqueteo) también son susceptibles a la electrificación mediante BEV, donde los patrones de operación también suelen ser adaptables a las limitaciones que tiene la tecnología.
- ➔ Los FCEV encontrarán una mayor aplicabilidad para vehículos de transporte de pasajeros urbanos de largas distancias e interurbano (buses de larga distancia tipo coach), así como el transporte de carga de larga distancia (camiones de dos y tres ejes, tractocamiones). Así mismo, el hidrógeno y las celdas de combustible muestran potencial para la electrificación de la aviación y el transporte marítimo, donde los BEV tienen aplicabilidad limitada por limitaciones técnicas (peso, autonomía).

2. LCI para vehículos eléctricos a batería, por unidad funcional

El análisis sobre el tren motriz eléctrico, incluyendo el glider del vehículo, se realiza por unidad funcional y se escala al vehículo proxy individual para cada categoría. Las referencias por unidad para los componentes del vehículo aplicados en este estudio son:

- ➔ Batería de tracción (capacidad de almacenamiento utilizable por kWh)
- ➔ Motor eléctrico (por kW_{mec})
- ➔ Chasis y carrocería del vehículo (por kg de componente del vehículo)

2.1. Suministro de electricidad para la carga BEV

Para la carga de BEV se tomó la matriz eléctrica de Costa Rica basada en datos de (ICE, 2019) (Tabla 1-3) Los combustibles utilizados en la generación de electricidad se relacionaron con los procesos upstream para el suministro de estos combustibles para calcular la energía primaria utilizada y las emisiones de gases de efecto invernadero del suministro de electricidad.

La electricidad se transporta y distribuye a los consumidores a través de una red de alta tensión, media tensión y baja tensión, es decir, 100-230 kV, 1-100 kV, y 1 kV respectivamente, en Costa Rica (AR-NT-SUCOM, 2016). Como una aproximación, las pérdidas derivadas del transporte y la distribución de electricidad se derivaron de los datos de la red eléctrica suiza descritos en (Itten, et al., 2014)

Tabla 2-1. Transporte y distribución de electricidad

	Eficiencia
Red de alta tensión (HV)	96.81%
Red de media tensión (MV)	99.03%
Red de baja tensión (LHV)	94.66%

Se asumió que el 50% de la electricidad para la carga de BEV se almacena en un sistema de batería sin conexión fija, a un nivel de media tensión, para evitar picos fuertes en la red eléctrica. Se asumió también una eficiencia del 66.5% para el almacenamiento de electricidad en un sistema basado en baterías de flujo redox. Como resultado, la eficiencia para el transporte, almacenamiento y distribución de electricidad es de aproximadamente 72.5%.

En 2020, las emisiones de GEI provenientes del suministro de electricidad para la carga BEV, incluido el transporte, almacenamiento y distribución, ascienden a unos 49 g de CO_{2eq} por kWh de electricidad a bajo nivel de tensión. Las emisiones de GEI aumentan a aproximadamente 66 g de CO_{2eq} por kWh de electricidad en 2030. Los cálculos realizados sobre las emisiones de GEI incluyen gases como CH₄ y N₂O.

En Costa Rica se emite un cierto porcentaje de CH₄ debido a la degradación de la biomasa inundada en las centrales hidroeléctricas (aproximadamente 1.2 g de CO_{2eq}

de electricidad que conduce a 30 g por kWh de electricidad procedente de energía hidroeléctrica) (ICE, 2019). Estas emisiones de CH₄ contribuyen principalmente a las emisiones globales de gases de efecto invernadero provenientes de la electricidad en la matriz energética de Costa Rica.

2.2. Producción de BEV

La revisión de la literatura mostró que la producción de baterías es un contribuyente sensible en el LCA de los BEV. Hoy en día, la tecnología de ion de litio se utiliza ampliamente para baterías de tracción, y se ha demostrado que la producción de litio consume grandes cantidades de agua. Existen dos vías principales de obtención de litio con huellas hídricas que difieren considerablemente entre sí. Además, se están desarrollando nuevos procesos mejorados de procesamiento y extracción que actualmente son tecnologías inmaduras.

Producción de litio

El litio que se produce para aplicaciones industriales se extrae principalmente en forma de carbonato de litio (Li₂CO₃), pero también como hidróxido de litio, cloruro de litio, bromuro de litio y butilo-litio (Swain, 2017), la mayoría de los cuales se obtienen mediante el procesamiento de carbonato de litio (BGS, 2016).

La viabilidad económica de la extracción de carbonato de litio en un lugar determinado depende generalmente del tamaño del depósito, el contenido de litio, el contenido de otros elementos que interfieren y el proceso de eliminación y extracción utilizado (Peiro, et al., 2013). Actualmente, sólo dos tecnologías de extracción diferentes han alcanzado la viabilidad económica y están disponibles comercialmente: la minería de salmueras (reservas de agua subterránea salina bajo lagos de sal) y de depósitos en rocas (pegmatitas/magma cristalizado), a pesar de que otras tecnologías (como la minería de arcilla o agua de mar) son técnicamente factibles. Además, la producción principal está ligada a pocos sitios de extracción grandes y concentrados, a pesar de que hay muchos depósitos más pequeños ampliamente distribuidos en todo el mundo (Flexer, et al., 2018).

Los recursos totales de litio en salmueras de lagos son significativamente mayores (59%) que las de depósitos como mineral (25%), los cuales siguen siendo grandes en comparación con los recursos menores encontrados en arcilla de hectorita (7%), en salmueras geotérmicas (3%), en salmueras de yacimientos petrolíferos (3%) y en agua de mar (Swain, 2017). Actualmente, la explotación de salmueras es aproximadamente 50% menos costosa que la minería de depósitos en roca (Flexer, et al., 2018), lo que se debe principalmente al uso natural de la energía solar en la extracción en salmueras, y además, el proceso produce una cantidad menor de residuos sólidos (Peiro, et al., 2013).

Por otro lado, la calidad del litio es mejor cuando se extrae por minería de roca debido a un mayor contenido de litio, el procesamiento es mucho más rápido y el proceso

tiene más flexibilidad con respecto al producto final, que puede ser carbonato de litio o hidróxido de litio, mientras que en las salmueras sólo se puede procesar en la forma de carbonato de litio³. Además, es menos probable que la producción de litio por minería de roca se vea afectada por la interrupción del suministro, ya que los depósitos están distribuidos más homogéneamente. Actualmente, cerca de 2/3 de la producción mundial de litio se extrae a partir de la explotación de salmueras (Flexer, et al., 2018).

La extracción de litio de salmueras se lleva a cabo principalmente en el denominado triángulo de litio en América del Sur, localizado en el noreste de Argentina, el suroeste de Bolivia y el norte de Chile (Flexer, et al., 2018). Los mayores depósitos de sal de litio del mundo se encuentran actualmente en el Salar de Atacama en Chile y el Salar del Hombre Muerto en Argentina (Peiro, et al., 2013). También hay depósitos de menor tamaño y una menor concentración de litio en China, en la meseta Qinghai-Tíbet, en el oeste de EE. UU. y en el norte de África (Flexer, et al., 2018). La minería de litio de roca se lleva a cabo principalmente en Australia (Peiro, et al., 2013), pero se encuentran recursos adicionales distribuidos en todo el mundo (BGS, 2016).

Extracción de litio de salmueras

El litio que se encuentra disuelto en salmueras se forma principalmente por la acumulación de agua subterránea altamente salina que a menudo está debajo de lechos secos de un salar, pero en ocasiones también se puede acceder directamente desde la superficie (Flexer, et al., 2018). En las salmueras, las sales minerales disueltas se producen en concentraciones mucho más altas que en el agua de mar. Contienen cationes (tales como Na⁺, Li⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺) y aniones (principalmente Cl⁻, pero también CO₃²⁻, SO₄²⁻ y diferentes boratos) (Flexer, et al., 2018).

El proceso de extracción varía dependiendo de la composición del campo de salmuera y la empresa extractora, pero en general, la salmuera se bombea a la superficie y a continuación se evapora por radiación solar y viento en sucesivas piscinas de evaporación poco profundas al aire libre (BGS, 2016). Opcionalmente, se puede usar ósmosis inversa para acelerar el proceso de evaporación⁴. Otros minerales contenidos, como Na, K, Mg, se cristalizan en forma de sal, por ejemplo, MgCl₂, NaCl, KCl, durante el proceso de evaporación, que toma 12-24 meses en total (Flexer, et al., 2018).

El magnesio se elimina por precipitación de dos pasos, primero con Na₂CO₃ y luego con cal (CaO) (Peiro, et al., 2013). A una concentración de aproximadamente el 0.6% del litio (el punto de saturación del cloruro de litio (BGS, 2016)) hasta el 95% del agua de salmuera debe evaporarse; por lo tanto la salmuera se transfiere a una planta de

³ <https://newagemetals.com/lithium-supply-hard-rock-vs-brine>

⁴ <https://www.samcotech.com/what-is-lithium-extraction-and-how-does-it-work/>

recuperación, donde se pretrata en primer lugar por filtración para eliminar contaminantes²¹ y posteriormente se trata con productos químicos añadidos con el fin de precipitar y luego filtrar los componentes que no pudieron precipitarse en los estanques (Flexer, et al., 2018) (especialmente boratos por extracción de disolvente orgánico y el resto de magnesio y sulfato mediante la adición de cal $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (Sterba, et al., 2019)).

Después, la salmuera purificada se trata con carbonato de sodio (Na_2CO_3) para precipitar el carbonato de litio; y el calcio adicional se elimina como carbonato de calcio. A menudo, el carbonato de litio primario adicional se vuelve a disolver y precipitar para alcanzar la pureza necesaria (Flexer, et al., 2018). El carbonato de litio se filtra, se lava y se seca y, a continuación, podría ser tratado para producir hidróxido de litio, cloruro de litio, bromuro de litio, etc (BGS, 2016). El cloruro de sodio se produce como subproducto (Peiro, et al., 2013) y la salmuera restante puede ser devuelta al depósito subterráneo (BGS, 2016).

La concentración inicial de litio en salmueras varía en gran medida dependiendo del lugar, la concentración varía desde el 0.01 % hasta un máximo del 0.3 % en el triángulo de litio (Peiro, et al., 2013). Debido al uso de energía solar para la evaporación, el proceso es comparativamente barato. Las más altas tasas de evaporación se pueden lograr en zonas con alta radiación solar, baja humedad y lluvias y vientos moderados (Peiro, et al., 2013). Además, se requieren grandes áreas de terreno plano y barato, y la eficiencia de extracción también depende de la estructura geológica y la composición química de la salmuera (Flexer, et al., 2018).

La extracción de una tonelada de carbonato de litio requiere hasta 500.000 litros (500 t) de salmuera, que se evapora, y de 5 a 50 toneladas adicionales de agua dulce para el tratamiento posterior, sujeto al diseño del proceso, por ejemplo, el reuso de agua. Debido a la alta demanda de agua, la extracción implica una amenaza ambiental en regiones de extracción extremadamente secas. Se ha investigado sobre nuevas metodologías, que aplican directamente el tratamiento químico o físico o químico de la salmuera y reinyectan gran parte de la salmuera privada de litio de vuelta a los reservorios subterráneos. Estas tecnologías de plena no evaporación también podrían ser útiles para las salmueras de litio más diluidas (geotérmicas o petrolíferas) y las regiones donde no se cumplen buenas condiciones de evaporación (Flexer, et al., 2018).

La innovación en los procesos de minería más limpios comprende la electrodiálisis, la nanofiltración, la adsorción y la filtración basada en grafeno (Heubl, 2019), las cuales se encuentran en una etapa temprana del desarrollo tecnológico.

Extracción de litio desde el mineral

El litio en yacimientos minerales se encuentra en las pegmatitas, las cuales son formaciones rocosas que surgen de magma rico en minerales cuando éste sale a la corteza y se cristaliza. Por lo tanto, se distinguen de otras rocas por su tamaño de grano

grueso y variable o hábitos de crecimiento fuertemente direccionales y que a menudo contienen grandes cantidades de minerales (BGS, 2016). Aunque el litio se encuentra en más de 150 minerales (Flexer, et al., 2018), sólo 5 tipos de minerales que se producen en cantidades suficientes en pegmatitas se utilizan como fuentes para la minería de litio: espodumena ($\text{LiAl}[\text{Si}_2\text{O}_6]$, el mineral comercial más abundante y por lo tanto más importante), lepidolita, petalita, amblygonito y eucrito (Peiro, et al., 2013).

El proceso depende del mineral específico que se extrae ya que los minerales difieren en composiciones químicas y otras propiedades (Flexer, et al., 2018). Un proceso generalizado para la extracción del mineral incluye la extracción de la pegmatita en un pozo abierto o mina subterránea, la trituración/pulverización, la separación física por propiedades mecánicas, eléctricas y magnéticas (BGS, 2016) y posteriormente el calentamiento del mineral a temperaturas de aproximadamente 1100°C (Peiro, et al., 2013).

Los cristales se enfrían a temperaturas de aproximadamente 65°C y se muelen para ser mezclados con H_2SO_4 concentrado a temperaturas de aproximadamente 250°C (Peiro, et al., 2013). Por encima de 170°C , se activa una reacción exotérmica, que sustituye el hidrógeno del ácido sulfúrico por iones de litio, generando así Li_2SO_4 ⁵. Posteriormente, el sulfato de litio se disuelve en agua para filtrar el residuo de mineral insolubles (Peiro, et al., 2013). El exceso de ácido sulfúrico se neutraliza con CaCO_3 y Mg y Ca se separan a través de la precipitación (Peiro, et al., 2013). Finalmente, el carbonato de litio se cristaliza/precipita mediante añadiendo Na_2CO_3 y luego se puede filtrar/centrifugar, lavar y secar a alta pureza (Flexer, et al., 2018). El agua residual se trata para su reutilización o eliminación.⁶

Los minerales comercializados contienen 1-3 % de litio y cada tonelada de carbonato de litio extraído requiere 1.34 t de espodumena (Peiro, et al., 2013). La extracción del litio desde el mineral es costosa debido al requerimiento de energía, de productos químicos y otros materiales, ya que requiere una amplia gama de procesos hidrometalúrgicos (Flexer, et al., 2018). El consumo de agua es de aproximadamente 24 t por tonelada de carbonato de litio de espodumena (Peiro, et al., 2013).

Estudios e innovación en la producción de litio

La investigación y el desarrollo en la extracción y producción de litio se centran actualmente en procesos innovadores, como el uso de electrodiálisis, nanofiltración, adsorción y filtración basada en grafeno (Heubl, 2019), aunque con niveles de madurez tecnológico relativamente bajos.

⁵<https://www.sgs.com/~media/Global/Documents/Flyers%20and%20Leaflets/SGS-MIN-WA109-Hard-Rock-Lithium-Processing-EN-11.pdf>

⁶<https://www.samcotech.com/what-is-lithium-extraction-and-how-does-it-work/>

A su vez, hay yacimientos de litio sin explotar por fuera de pegmatitas y salmueras, que pueden ser potencialmente aprovechados usando procesos novedosos, los cuales aún no son factibles económicamente. Estos incluyen:

- ➔ **Roca sedimentaria/arcilla:** Hectorita (0.54% de litio (BGS, 2016)) ardarita (7.3% de litio (BGS, 2016)). Hay dos tipos diferentes arcilla que contienen litio y que podrían, potencialmente, ser útiles como reservas de litio: Hectorita ($\text{Na}_{0.3}(\text{Mg},\text{Li})_3\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$), con dos depósitos conocidos en Mc Dermitt, Estados Unidos, y Sonora, México, y Jardarite ($\text{LiNaAlSi}_2\text{B}_2\text{O}_7(\text{OH})$), con sólo un depósito descubierto en Jadar, Serbia (Colin, et al., 2019). Los posibles métodos de extracción que actualmente se desarrollan incluyen ácido, alcalino, cloruro y lixiviación de sulfato, así como desagregación de agua y tratamiento hidrotermal⁷. Es probable que los yacimientos de arcilla sean extraídos en minas a cielo abierto, ya que se encuentran cerca de la superficie (BGS, 2016).
- ➔ **Agua de mar** (0.000017% de litio (Flexer, et al., 2018)): Los procesos para la extracción de litio del agua de mar incluyen extracción de disolventes, resinas de intercambio iónico, coprecipitación, adsorción y tecnologías de membrana. Actualmente, la adsorción con dióxidos de manganeso (k-MnO_2) parece ser la más prometidora (Peiro, et al., 2013).
- ➔ **Salmuera de plantas geotérmicas** (0,01-0,035% de litio (BGS, 2016)): El contenido de litio en aguas geotérmicas de alta temperatura aumenta en comparación con el agua de mar debido a la lixiviación o barrido de minerales de las rocas circundantes y se incrementa aún más en las centrales geotérmicas debido a la producción de vapor. Por lo tanto, el litio podría ser obtenido utilizando tecnologías de extracción similares como en la extracción de salmuera convencional⁸. Un ejemplo para la extracción de litio de salmueras geotérmicas en etapa de planta piloto es dado por Cornish Lithium en Gran Bretaña (Heubl, 2019).
- ➔ **Salmuera de los yacimientos petrolíferos** (0.01-0.05 % de litio (BGS, 2016)): La extracción de petróleo o gas de pozos implica la extracción agua del subsuelo, que normalmente se reinyecta, pero también podría utilizarse para la extracción de litio como subproducto. Los posibles procesos de extracción tendrían similitudes con los aplicados a las salmuera. Por ejemplo, la empresa Albemarle Corp. ha desarrollado tecnología (etapa de laboratorio) para la extracción de litio de salmueras de campos petrolíferos en Arkansas (EE.UU.) Producción de baterías modelada en este estudio (BGS, 2016).

Para el modelado de los trenes de potencia eléctricos de batería en este estudio, se tomaron los siguientes supuestos:

⁷ <https://www.samcotech.com/what-is-lithium-extraction-and-how-does-it-work/>

⁸ <https://www.samcotech.com/what-is-lithium-extraction-and-how-does-it-work/>

- ➔ El carbonato de litio (Li_2CO_3) se deriva de la salmuera en Chile. Los datos para la extracción de Li_2CO_3 en Chile se obtuvieron de (Dunn & Gaines, 2013), (Dunn, et al., 2012) y (Flexer, et al., 2018).
- ➔ Además de carbonato de litio se requieren otros materiales para la fabricación de baterías de iones de litio. En este estudio se han modelado baterías de litio basadas en óxido de manganeso de cobalto de níquel de litio (NMC) como material de cátodo. Los datos para el análisis del ciclo de vida de las baterías de iones de litio NMC se derivaron de (Dai, et al., 9/2018) y (Dai, et al., 10/2018).
- ➔ Los minerales de cobalto se extraen y procesan en una planta hidrometalúrgica del MFT en la República Democrática del Congo (RDC). El producto $\text{Co}(\text{OH})_2$ se transporta a China donde se convierte a CoSO_4 . La producción de precursores NMC de CoSO_4 , MnSO_4 y NiSO_4 también se lleva a cabo en China. La producción de cátodo NMC, las celdas de ion de litio, el módulo de batería de litio y la batería final de iones de litio se lleva a cabo en Corea del Sur.
- ➔ La red eléctrica del Congo consiste en energía hidroeléctrica del 100% (Dai, et al., 9/2018). El mix eléctrico para China y Corea del Sur se ha derivado de (IEA, 2017) (datos de red de electricidad para 2015 a 2016).

En la Tabla 2-2 se muestra el origen por componente de una batería.

Tabla 2-2. Componentes de las baterías y origen

Etapa del proceso	Ubicación
Minería de Li_2CO_3	Chile
Minería de Co/Cu	Congo (DRC)
Planta hidrometalúrgica para producción de $\text{Co}(\text{OH})_2$	Congo (DRC)
Conversión de $\text{Co}(\text{OH})_2$ a CoSO_4	China
Suministro de MnSO_4 y NiSO_4	China
Producción de NMC	China
Producción del cátodo de NMC	Corea del Sur
Producción celdas de batería	Corea del Sur
Ensamblaje de baterías	Corea del Sur

Para los LCA de los años 2020 y 2030 de este estudio, se asumió un mix de electricidad específico de cada país según el origen mostrado la Tabla 2-2, la composición de las matrices de energía se describen en el capítulo 1.2.

Un extracto del modelo de fabricación de baterías utilizado para este estudio se muestra en la Figura 2-1, incluyendo el suministro de materiales de entrada y energías necesarias para este fin, que sirve para mostrar las complejidades y la profunda red de interacciones y flujos de materiales involucrados.

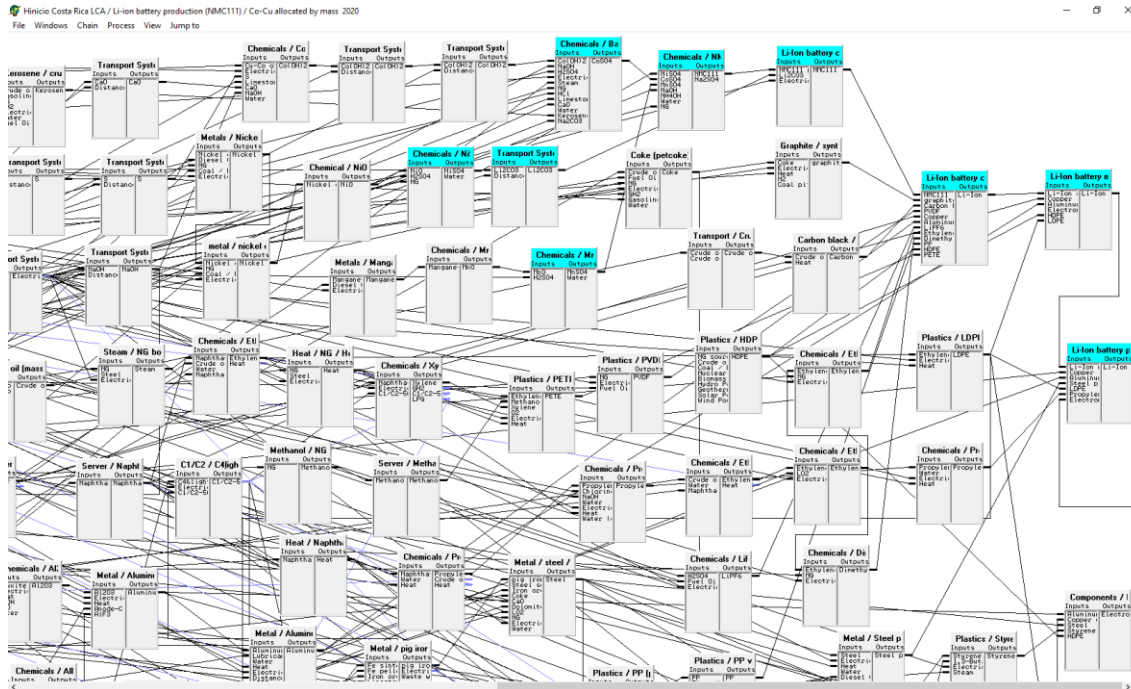


Figura 2-1. Modelo de producción de batería en E3database (captura de pantalla de extracto)

Como ejemplo del enfoque adoptado en este estudio, la Tabla 2-3 enumera los resultados paso a paso (por kWh de capacidad de almacenamiento) para las emisiones de GEI, la energía no renovable acumulada y la demanda de agua para la fabricación de baterías de ion de litio (tipo NMC) calculadas con el modelado descrito en la Figura 2-1.

Tabla 2-3. Emisiones GEI, energía no renovable y demanda de agua por producción de baterías Ion-Litio (NMC) (Fuente: LBST)

	Unidad	Min	Max	Promedio
2020				
Emisiones GEI	g CO2eq/kWh	71	91	81
Energía no renovable	MJp/kWh	817	1047	932
Agua	kg/kWh	484	859	671
2030				
Emisiones GEI	g CO2eq/kWh	44	64	54
Energía no renovable	MJp/kWh	595	823	709
Agua	kg/kWh	430	804	617
Literatura (Emilsson & Dahllöf, 2019) para comparación				
Emisiones GEI	g CO2eq/kWh	61	106	84

Motor eléctrico del chasis del vehículo modelado en este estudio

En la Tabla 2-4 se muestra el requerimiento de materiales para la fabricación del chasis.

Tabla 2-4. Materiales y componentes utilizados para la fabricación del chasis

Materiales	Cantidad (kg/kg _{chasis})
Aluminio	0.01
Arrabio	0.078
Alambre de cobre	0.007
Productos plásticos	0.01
Acero forjado	0.061
Placa de acero	0.85
Caucho estireno-butadieno	0.039

En la Tabla 2-5 *Tabla 2-6* se muestra el requerimiento de materiales en la fabricación del motor eléctrico. La composición del material para el motor eléctrico se derivó de (GREET, 2019).

Tabla 2-5. Materiales y componentes utilizados para la fabricación de motores eléctricos

Materiales	Cantidad (kg/kg _{motor})
Aluminio	0.36
Alambre de cobre	0.28
Acero	0.36

En la Tabla 2-6 se muestra el requerimiento de electricidad y calor en el ensamblaje del vehículo. A manera de aproximación, se asumió el mismo requerimiento de electricidad y calor por kg de chasis para todas las categorías de vehículos. La electricidad es suministrada por la matriz de electricidad japonesa. El calor es suministrado por una caldera alimentada con gas natural con una eficiencia del 90%.

Tabla 2-6. Requisito de calor u electricidad para el montaje del vehículo

Proceso de montaje	Electricidad (MJ/kg _{vehículo})	Calor (MJ/kg _{vehículo})
Recubrimiento	2.72	
Aire acondicionado e iluminación	2.18	
Manipulación de materiales	0.45	
Soldadura	0.61	
Aire comprimido	0.90	
Total	6.86	2.03

Se asumió la misma entrada específica de material, electricidad y calor para todas las categorías de vehículos. Los requerimientos de material se asociaron también con procesos upstream del suministro de los mismos.

2.3. Reciclaje de BEV

LCA

La información sobre la proporción de material reciclado para la fabricación actual de BEV es limitada. Debido a esto y tomando un enfoque conservador, se asumió que no se usa material reciclado en la fabricación de vehículos. El reciclaje al final de la vida útil del vehículo daría lugar a un crédito en los saldos de energía y gases de efecto invernadero. Esto se puede realizar de forma fiable tomando una base de entrada más detallada de los fabricantes de equipos originales (OEM) del vehículo.

Panorama global

En la Unión Europea, el marco legislativo del reciclaje de baterías Ion-Litio se establece con la Directiva de la UE sobre baterías 2006/66/EG, que se encuentra actualmente en revisión, y su enmienda 2008/12/EC. Además, la Directiva 2000/53/EC de vehículos al final de su vida útil es importante para el reciclaje de baterías de tracción, ya que forman parte del vehículo.

A continuación, se destacan las prácticas reglamentarias de disposición final y reciclado de BEV en Alemania (aplicación nacional de la normativa de la UE), Noruega (país con el mayor porcentaje de BEVs) y China (país con mayor número de BEVs).

En **Alemania**, se implementó la Directiva Europea sobre Baterías en la legislación nacional mediante la introducción de la "Batteriegelgesetz (BattG)" en 2009, que regula la recolección, desmantelamiento y reciclaje de las baterías usadas. Las baterías de tracción de ion-litio no se tratan por separado, sino que se consideran baterías industriales. Se toma el principio de responsabilidad del productor (EPR), que obliga a los productores de baterías a registrar las baterías antes de la venta, a indicar las baterías que contienen materiales contaminados, a informar de la cantidad de baterías vendidas, a ofrecer un canal de recuperación, y a garantizar un tratamiento de residuos ambientalmente responsable. Esta responsabilidad se delega a menudo en la llamada organización de responsabilidad del productor (PRO), como GRS Batterien o CCR REBAT. El BattG introduce una cuota de reciclaje mínima obligatoria del 50% para las baterías Ion Litio (industriales). La Directiva sobre vehículos al final de su vida útil se ha transpuesto al Derecho nacional a través de la "Altfahrzeugverordnung (AltfahrzeugV)". Se requiere una tasa general de reciclado para los vehículos del 85%.

En **Noruega**, la Directiva Europea sobre Baterías se ha transpuesto plenamente a la legislación nacional en 2012 mediante una modificación del Reglamento ya existente sobre el reciclado de residuos. Dentro del Reglamento de Reciclaje de Residuos hay lineamientos para el reciclaje de las baterías Ion litio, especialmente el capítulo 1 sobre los RAEE (residuos de aparatos eléctricos y electrónicos) y el capítulo 3 sobre las baterías

(que impone una tasa de recolección del 95% para las baterías industriales) y el capítulo 4 sobre los vehículos al final de su vida útil (los productores deben garantizar una recuperación del 95% y una tasa de reciclado del 85%). El primer sistema de cumplimiento para las baterías de tracción Ion-Litio fue establecido recientemente por Batteriretur Høyenergi AS, quienes han recogido baterías de plomo-ácido automotriz desde 1993, y comenzaron con el reciclaje de baterías BEV en 2014. La compañía opera dos sitios de recolección de baterías en Noruega, y el desmontaje de baterías está cada vez más automatizado⁹. En adición, Batteriretur Høyenergi AS coopera con otras empresas europeas, como Recupyl¹⁰, y sus socios comerciales Batteriretur, Hydro, Glencore Nikkelverk y Keliber OY iniciaron recientemente un nuevo proyecto sobre el reciclaje de baterías de litio, llamado LIBRES, en cooperación con los socios de investigación y desarrollo Elkem Technology y academia. El proyecto tiene como objetivo desarrollar un proceso de reciclaje para mayores volúmenes de baterías y con una tasa de recuperación más alta que las tecnologías actuales¹¹.

En **China**, todas las baterías de vehículos eléctricos están registradas en una base de datos que comprende un número de identificación único y datos de especificaciones técnicas. La recolección de baterías se lleva a cabo con un proceso multietapa. Inicialmente, las baterías son devueltas por los clientes a pequeños puntos de recolección descentralizados con capacidades de almacenamiento de hasta 5t por sitio. De ahí, se transfieren a depósitos más grandes con capacidades de almacenamiento de al menos 30t por sitio donde se clasifican, almacenan y empaquetan– pero no se desmontan – y luego se transfieren a empresas especializadas para el reciclaje o reutilización.

Desde febrero de 2018, la responsabilidad de la recolección de las baterías usadas recae en los productores de nuevos vehículos energéticos (NEV¹²). Al igual que Alemania, el proceso de recolección se puede delegar a organizaciones especializadas. En octubre 2019, el gobierno chino impuso más regulaciones sobre el reciclaje de baterías EV. Además de los puntos de recolección descentralizados, los productores de NEV deben proporcionar al menos una de las instalaciones de almacenamiento dentro de una prefectura si sus ventas superan los 8,000 NEV por año, o si la capacidad de los puntos de recolección más pequeños no es suficiente o no se pueden cumplir las normas de seguridad.

En **Costa Rica**, la Ley 9518 de Transporte Eléctrico presenta el marco normativo existente con relación a la garantía de prestación del servicio postventa de vehículos eléctricos

⁹ <https://autoretur.no/klar-for-a-gjenvinne-hoyenergibatterier/>

¹⁰ <http://www.recupyl.fr/87-21-3-recupyl-and-batteriretur-signature-battery-recycling-contract.html>

¹¹ <http://mission-innovation.net/our-work/mission-innovation-breakthroughs/libres-battery-recycling-in-a-circular-economy/>

¹² Este término de la normativa china de apoyo a los vehículos eléctricos comprende BEV, PHEV y FCEV.

y disposición de baterías, así: “Los importadores de vehículos eléctricos ofrecerán el servicio de reparación y revisión de este tipo de vehículos. Para ello, deberán cumplir con las garantías que se contraten y las responsabilidades de la Ley 8839, Ley para la Gestión Integral de Residuos, y sus reformas, de 24 de junio de 2010, por los residuos de manejo especial que deben ser separados de la corriente normal de los residuos, de forma especial las baterías eléctricas desechadas por los vehículos que vendan”.

La mencionada Ley 8839 (Gestión Integral de Residuos) designa que los residuos de manejo especial son sujetos a mecanismos que faciliten su separación de los residuos ordinarios. Así mismo, la Ley estipula que el Ministerio de Salud y las municipalidades deberán promover y facilitar la existencia de la infraestructura necesaria para la valorización, el tratamiento y la disposición final de los residuos de manejo especial.

Adicionalmente, los residuos de manejo especial son sujetos al principio de responsabilidad extendida del productor bajo la misma ley, por lo cual el productor o importador de los mismos debe cumplir con alguna de las siguientes medidas para mitigar su impacto ambiental:

- ➔ Establecer un programa efectivo de recuperación, reuso, reciclaje, aprovechamiento energético u otro medio de valorización para los residuos derivados del uso o consumo de sus productos en todo el territorio nacional.
- ➔ Participar en un programa sectorial de residuos o por la naturaleza del residuo para su gestión integral, organizado ya sea por sector o por producto
- ➔ Adoptar un sistema de depósito, devolución y retorno en el cual el consumidor, al adquirir el producto, dejará en depósito una cantidad monetaria que será recuperada con la devolución del envase o el producto.
- ➔ Elaborar productos o utilizar envases o embalajes que, por sus características de diseño, fabricación o utilización, minimicen la generación de residuos y faciliten su valorización, o permitan su eliminación en la forma menos perjudicial para la salud y el ambiente
- ➔ Establecer alianzas estratégicas con las municipalidades para mejorar los sistemas de recolección y gestión integral de residuos.

A febrero de 2020, en Costa Rica las baterías de gran capacidad o de vehículos eléctricos no han sido declaradas residuos de manejo especial o residuos peligrosos. Su designación como tal por parte del Ministerio de Salud implicaría por medio de la Ley 8839 la toma de medidas especiales por parte de las municipalidades y del productor o importador para garantizar su correcta disposición final.

Regulación del transporte internacional

La mayoría de las empresas de transporte de baterías Ion-Litio requieren haber pasado las pruebas establecidas por Naciones Unidas para baterías. Estas pruebas forman parte de las recomendaciones de las Naciones Unidas sobre el transporte de mercancías peligrosas, incluyen simulación de altitud, prueba térmica, vibración, choque, cortocircuito externo, impacto, sobrecarga y descarga de fondo. Las baterías

Ion-Litio están además sujetas a varias regulaciones internacionales dependiendo de la media de transporte específica utilizada:

- ➔ **Transporte por carretera** (ADR): Acuerdo Europeo relativo al transporte internacional de mercancías peligrosas por carretera, 2008/68/EG
- ➔ **Transporte en tren** (RID): Reglamento relativo al transporte internacional de mercancías peligrosas por ferrocarril
- ➔ **Navegación por aguas interiores** (ADN): Acuerdo Europeo relativo al transporte internacional de mercancías peligrosas por vías navegables interiores
- ➔ **Transporte marítimo** (SOLAS/IMDG): Convención Internacional para la Seguridad de la Vida en el Mar, Código Internacional de Mercancías Marítimas Peligrosas
- ➔ **Aviación** (OACI-TI/IATA-DGR): Organización de Aviación Civil Internacional – Instrucciones Técnicas, Asociación Internacional de Transporte Aéreo – Reglamento de Mercancías Peligrosas

Otras normas de seguridad para el transporte y el funcionamiento de las baterías de tracción Ion-Litio incluyen, por ejemplo, normas de la Comisión Electrotécnica Internacional (incluidos Alemania, Noruega y China, pero no Costa Rica) como IEC 62485-6 NWP e IEC 62281, así como ECE R-100 y ECE R-100.2 de la Comisión Económica para Europa para los países europeos (por ejemplo, Alemania, Noruega).

3. Inventario de ciclo de vida (LCI) para vehículos eléctricos de celda de combustible (FCEV), por unidad funcional

El análisis del tren motriz de la celda de combustible, incluido el almacenamiento de hidrógeno y el glider del vehículo, se realiza por unidad y se escala al vehículo proxy individual para cada categoría. Las unidades de referencia para los componentes del vehículo aplicados en este estudio son:

- ➔ Sistema de celda de combustible (por kW_e)
- ➔ Sistema de almacenamiento de hidrógeno (por kg de H₂)
- ➔ Batería búfer (capacidad de almacenamiento utilizable por kWh)
- ➔ Motor eléctrico (por kW_{mec})
- ➔ Chasis y carrocería del vehículo (por kg de componente del vehículo)

3.1. Suministro de hidrógeno 'well-to-tank' - WtT

Para análisis sobre el suministro de electricidad para la electrólisis del agua se utilizó la matriz eléctrica de Costa Rica (ver capítulo 2.2. en la subsección Matriz Energética). En el caso de la generación de hidrógeno *in situ*, el sistema de electrólisis acoplado a la estación de reabastecimiento se acopla a la red de media tensión (MV). En el caso de la generación centralizada de hidrógeno, las plantas de electrólisis se encuentran cerca de las centrales eléctricas. El consumo de electricidad para la electrólisis de agua se tomó de (DLR, et al., 2015). La eficiencia de la electrólisis para ambos casos se asumió como la misma (Tabla 3-1).

Tabla 3-1. Consumo de electricidad en la electrólisis del agua

	Unidad	2020	2030
Requerimiento de electricidad	kWh/Nm ³	5.08	4.16
	kWh/kWh _{H₂, LHV}	1.69	1.39
Eficiencia (LHV)		59%	72%

En la electrólisis centralizada, el hidrógeno se comprime a 10 MPa para el almacenamiento estacionario, el cual opera entre 5 y 10 MPa. En el reabastecimiento del trailer de hidrógeno comprimido (CGH₂), el hidrógeno se comprime a unos 50 MPa. El hidrógeno se transporta a través de trailer de CGH₂ a lo largo de 50 km a las estaciones de reabastecimiento. Un camión de celda de combustible se utiliza para el transporte de hidrógeno.

La estación de reabastecimiento de hidrógeno puede reabastecer tanques de vehículos de 70 MPa. En la estación, el hidrógeno se comprime a unos 90 MPa para el almacenamiento estacionario de hidrógeno. Durante la recarga del vehículo se requiere un pre-enfriamiento para evitar el aumento de temperatura a más de 85°C.

En la Tabla 3-2 se muestran los insumos para la estación de reabastecimiento CGH₂ para la entrega de hidrógeno a través de la electrólisis *in situ* en la estación de reabastecimiento y la entrega de hidrógeno en camión para 2020 y 2030.

Tabla 3-2. Estación de reabastecimiento de hidrógeno comprimido

	Unidad	2020		2030	
		In situ	Centralizado	In situ	Centralizado
Entrega H ₂	-				
Pérdidas H ₂	-	1%	1%	1%	1%
Requerimiento de electricidad					
Compresión H ₂	kWh/kWh _{LHV}	0.116	0.059	0.116	0.059
Pre-enfriamiento	kWh/kWh _{LHV}	0.090	0.090	0.012	0.012
Total	kWh/kWh _{LHV}	0.206	0.149	0.128	0.071
Otros insumos					
Etilenglicol	g/kWh _{LHV}	0.0064	0.0064	0.0064	0.0064
Aceite hidráulico	g/kWh _{LHV}	0.30	0.30	0.30	0.30
N ₂	g/kWh _{LHV}	1.15	1.15	1.15	1.15

El consumo de electricidad en la compresión de hidrógeno se calculó asumiendo una eficiencia isentrópica del 65% y una eficiencia del motor eléctrico del 90% (LBST & Hinicio, 2019). El requisito de electricidad para el preenfriamiento se tomó de (Kampitsch, 2012) para 2020 y de (Elgowainy & Reddi, 2015) para 2030.

3.2. Producción de FCEV

Los principales componentes de una celda de combustible de membrana de intercambio de protones (PEMFC) son el conjunto de electrodos de membrana (MEA), las juntas y las placas bipolares. La celda PEMFC consta de una serie de PEMFC, placas finales y accesorios. El sistema PEMFC consiste en el equilibrio de la planta (por ejemplo, el sistema de refrigeración) y la celda de PEMFC.

El MEA consiste en una membrana con catalizador y capas de difusión de gas (GDL) para el cátodo y ánodo. La membrana con catalizador consiste en una membrana polimérica con catalizador Pt/C. Hoy en día, comúnmente un polímero de ácido perfluorosulfónico (marca registrada de DuPont: Nafion) se utiliza para PEMFC. Aunque las membranas alternativas están en desarrollo y parcialmente utilizadas por algunos fabricantes, se asumieron membranas Nafion tanto para 2020 como para 2030 debido a la insuficiencia de datos.

El ácido perfluorosulfónico (PFSA) es un copolímero de tetrafluoroetileno (TFE) y fluoruro de sulfonil de perfluoroalquilo (PSF) por ejemplo, C₇F₁₃SO₄ (Simons & Bauer, 2015). El PSF está hecho de un hidrocarburo fluorado y ácido sulfúrico. No hay información sobre el hidrocarburo fluorado para la síntesis de PSF y su proceso de producción. Por lo tanto,

el TFE se utiliza como proxy. Se asumió que alrededor de 0.77 kg de TFE y aproximadamente 0.23 kg de H₂SO₄ se requiere para la producción de PSF.

El TFE (el monómero de politetrafluoroetileno) está hecho de clorodifluorometano (CHClF₂), también llamado HCFC-22 en (IPCC, 2007) e (IPCC, 2013) de acuerdo con la siguiente reacción:



La reacción es endotérmica, lo que implica que se requiere calor para que ocurra.

HCFC-22 es un gas de efecto invernadero fuerte (1800 g de CO₂eq/g) y una sustancia que agota el ozono (potencial de agotamiento del ozono: 0.05 g CCl₃F equivalente/g). Según (Ecoinvent, et al., 2007) se producen emisiones de HCFC-22. Más aún, HFC-134a, CFC-11 y CFC-12 se forman y se emiten parcialmente.

HCFC-22 está hecho de triclorometano (CHCl₃) y ácido fluorhídrico (HF):



Las emisiones generadas de HCFC-22, CFC-11 y CFC-12 fueron consideradas en el inventario de emisiones de GEI del ciclo de vida de la fabricación de Nafion.

El triclorometano se forma a partir de CH₄ y cloro (Cl₂), mientras que el ácido fluorhídrico se forma a partir de CaF₂ y ácido sulfúrico (H₂SO₄):



El catalizador Pt/C consiste en platino y carbono negro. Las emisiones de GEI procedentes del suministro de platino se tomaron de (GEMIS, 2016). Los datos para la fabricación del catalizador Pt/C, el MEA, las juntas, las placas bipolares, las placas finales y el equilibrio de la planta se tomaron de (Evangelisti, et al., 2017). El inventario del tanque H₂ se tomó de (Elgowainy, et al., 2013).

Actualmente, no hay consenso entre cuál es el nivel adecuado para la carga de Pt entre la literatura considerada, como se muestra en la Tabla 3-3. (Evangelisti, et al., 2017) asume una carga Pt de 0.6 mg/cm² y una densidad de potencia de 0.64 W/cm² que conduce a la carga Pt específica de potencia de 0.92 g Pt/kW_e, la cual es bastante elevada. Sin embargo, la densidad de potencia por kg de celda PEMFC es baja en comparación con la celda PEMFC utilizada en el Toyota Mirai (0.58 kW_e/kg frente a 2.04 kW_e/kg). Si se asumiera la densidad de potencia de la celda PEMFC de Toyota Mirai, la carga de Pt específica de potencia sería de 0.47 g/kW_e (Simons & Bauer, 2015), asumiendo una carga Pt específica de potencia de 0.25 g/kW_e para la tecnología del año 2012 y 0.17 g/kW para la tecnología 2020. (ISE, 2019) indica 0.43 g Pt/kW_e como caso base. (Hao, et al., 2019) indica una carga Pt específica de potencia de 0.25 g/kW_e para el Toyota Mirai. Toyota indica una densidad de potencia de 0.49 kW_e/kW para la celda PEMFC (56 kg por 114 kW_e). Los datos de (Chen, et al., 2019) conducen a una

densidad de potencia de aproximadamente 0.95 kW_e/kg para todo el sistema PEMFC utilizado en el Toyota Mirai (celda de combustible: 73.5 kg, probablemente incluyendo convertidor de CC /AC; sistema de refrigeración: 24.04 kg; refrigerante: 10.4 kg).

Tabla 3-3. Carga Pt y densidad de potencia de PEMFC

Referencias	Carga de Pt		Densidad de potencia	
	mg Pt/cm ²	g Pt/kW _e	Celda (kW _e /kg)	Sistema (kW _e /kg)
Simons & Bauer 2015 para 2012	0.15	0.25	0.92	0.36
Simons & Bauer 2015 para 2020	0.125	0.17	1.96	0.65
Evangelisti et al. 2017	0.6	0.92	0.58	0.46
Caso base ISE 2019		0.43		
ISE 2019 mejor caso		0.38		
ISE 2019 peor caso		0.47		
2019, Toyota, Chen et al. 2019,		0.25	2.04	1.06

La carga de platino por cm² de área de celda activa por sí sola no determina todo el contenido de Pt de la celda PEMFC. El contenido de Pt de un vehículo de celda de combustible depende de la carga Pt por cm² de área de celda activa combinada con la densidad de potencia de la celda PEMFC, y la capacidad de la celda de combustible instalada. Si la misma carga Pt como en (Evangelisti, et al., 2017) (0.6 mg/cm²) pero la densidad de potencia indicada en (Toyota GB Blog, 2019) (celda) y (Chen, et al., 2019) se aplicó el contenido de Pt por kW_e equivaldría a aproximadamente 0.28 g/kW_e o alrededor de 32 g para todo el sistema PEMFC instalado en el Toyota Mirai, que no está muy alejado del 0.25 g Pt/kW_e o 29 g para el Toyota Mirai indicado por (Hao, et al., 2019).

La aplicación de una carga Pt de 0.15 mg/cm² combinada con la densidad de potencia indicada en (Evangelisti, et al., 2017) conduce a aproximadamente 0.22 g/kW_e o 25 g por vehículo con una capacidad PEMFC instalada de 114 kW_e.

La Tabla 3-4 muestra las emisiones de GEI procedentes de la fabricación de sistemas PEMFC.

Tabla 3-4. Emisiones de GEI procedentes de la fabricación de sistemas PEMFC (g CO_{2eq}/kW_e)

	MEA	Otro ¹³	Total	Comentario
(Simons & Bauer, 2015)	18.2	18.8	37.0	2012
	14.8	10.2	25.0	2020
LBST basado en (Evangelisti, et al., 2017) y (Toyota GB Blog, 2019)	52.3	13.7	66.0	Densidad de potencia de (Evangelisti, et al., 2017)
	32.0	13.7	45.7	Densidad de potencia de (Evangelisti, et al., 2017), Pt lading 0,15 mg/cm ²
	14.8	5.3	20.1	Densidad de potencia de Toyota Mirai
(ISE, 2019)	17.3	13.2	30.5	Caso base
	11.1	13.2	24.4	Mejor caso
	20.2	13.2	33.5	Peor caso

Teniendo en cuenta las distintas categorías de vehículos para el sistema PEMFC, se tomó la potencia instalada correspondiente a 20.1 g de CO_{2eq} por kW_e de potencia PEMFC como caso base para 2020 y los números de (Evangelisti, et al., 2017) aplicando una carga Pt inferior (0.15 mg/cm²) y (Simons & Bauer, 2015) para la presentación de la incertidumbre. Los datos sobre la densidad de potencia relativamente baja (Celda: 0.58 kW_e/kg) combinada con la carga Pt relativamente alta (0.6 mg/cm²) indicada en (Evangelisti, et al., 2017) que conduce a 0.92 g Pt/kW_e, probablemente están desactualizadas.

El uso de energía primaria no renovable y la demanda de agua se han calculado sobre la base de (Evangelisti, et al., 2017) y la densidad de potencia de la celda PEMFC utilizada en el Toyota Mirai y asciende a unos 156 MJ o aproximadamente 107 kg por kW_e.

Las emisiones de GEI en la fabricación del tanque H₂ se tomaron de (Elgowainy, et al., 2013) y (GREET, 2019).

¹³ Placas bipolares, colectores, placas de extremo, tirantes, equilibrio de la planta

Tabla 3-5. Emisiones de GEI y uso de energía no renovable procedente de la fabricación de tanques H₂ 2020

	Unidad	Elgowainy et al. 2013		LBST (mezcla de electricidad ajustada)
Nivel de presión	Mpa	70	35	70
Capacidad de almacenamiento	kg H ₂	5.8	6.0	5.8
Emisiones de GEI	kg CO _{2eq}	2670	2210	2494
	kg CO _{2eq} /kgH ₂	460	368	430
Uso de energía no renovable	Gj			36.4
	GJ/kgH ₂			6.28
Uso de energía renovable	Gj			0.82
	GJ/kgH ₂			0.14
Uso de agua	Kg			2852
	kg/kgH ₂			492

Para el cálculo de las emisiones de GEI, el uso de energía primaria y el uso de agua para la fabricación del tanque H₂ para las diferentes categorías de vehículos, se emplearon los datos de emisiones GEI, el uso de energía primaria y el uso de agua por kg de capacidad de **almacenamiento H₂**.

Los datos para el cálculo de las emisiones GEI, el uso de energía primaria y el uso de agua para la **manufactura del chasis** y el **montaje del vehículo** se tomaron de (GREET, 2019) análogo al chasis utilizado para BEV (véase el capítulo 2.2).

Las emisiones GEI y el uso de energía primaria para la fabricación de la **batería búfer NiMH** utilizada en algunos FCEV se tomó de (Mahmud, et al., 2019)

Un extracto del modelo para la fabricación de **celdas de combustible** se muestra en la Figura 3-1 incluyendo el suministro de materiales de entrada y energía necesaria para este fin.

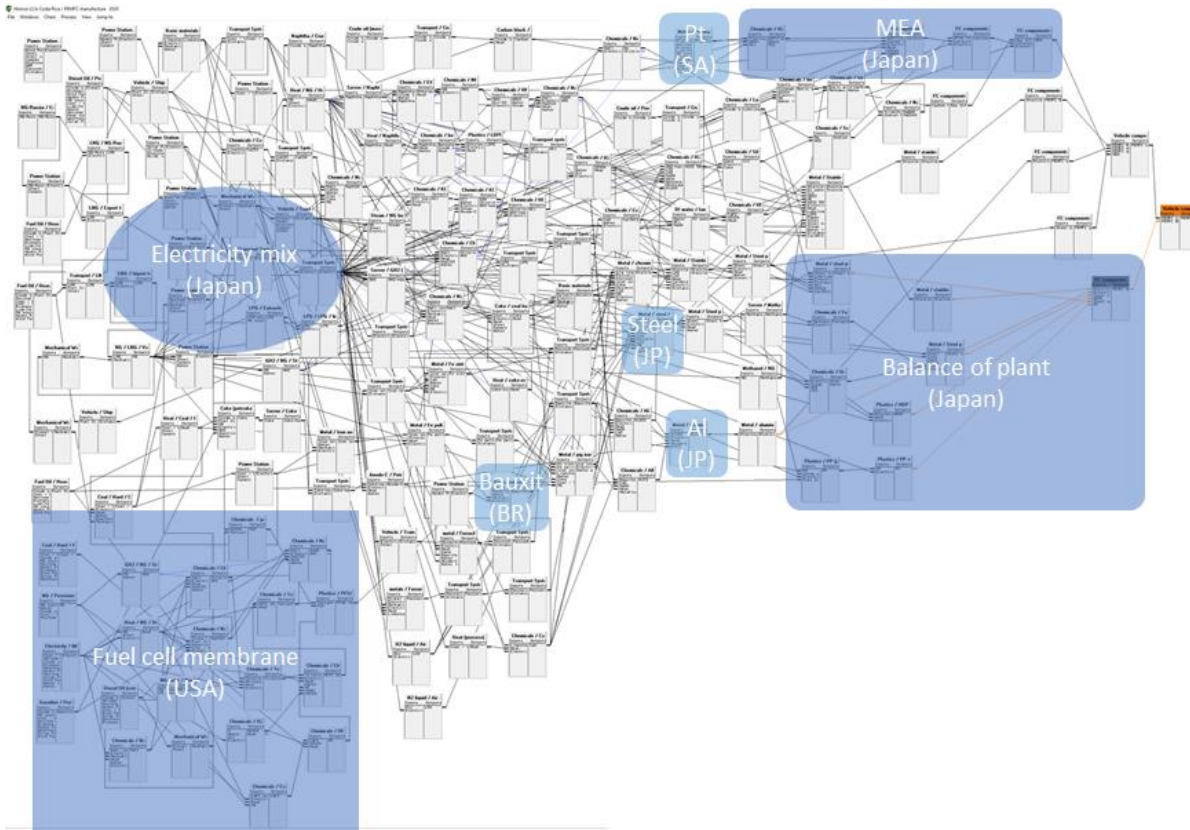


Figura 3-1. Modelo de producción de celdas de combustible en E3database (captura de pantalla de extracto)

Se ha asumido que la membrana Nafion se fabrica en los EE.UU. y luego se transporta a Japón. La producción del PEMFC se lleva a cabo en Japón, así como en los demás componentes del vehículo de celda de combustible (motor eléctrico, tanque H₂, carrocería del vehículo y chasis).

En la Tabla 3-6 se muestra el origen de los componentes del sistema de celda de combustible

Tabla 3-6. Origen de los componentes del sistema de celda de combustible

Etapa del proceso	Origen
Ácido perfluorosulfónico ('Nafion')	EE.UU.
Platino	África del Sur
Producción catalizador Pt/C	Japón
Producción de la membrana catalítica	Japón
Producción de la membrana MEA	Japón
Placas bipolares (placa de acero inoxidable)	Japón
Placas finales (producción de aluminio)	Japón
Minería de bauxita	Brasil
Suministro de juntas (placa de acero)	Japón
Balance de la producción de plantas (BOP)	Japón

Para los LCA de los años 2020 y 2030 de este estudio, se tomaron las matrices eléctricas específicas de cada país que se describen en el capítulo 1.2 de acuerdo con el país de origen de la producción de componentes del sistema de baterías enumerados en la Tabla 3-6 .

Tabla 3-7. Emisiones GEI, energía no renovable y demanda de agua en la fabricación de celdas de combustible según un análisis 'cradle-to-gate' (fuente: LBST)

	Unidad	Estimado
2020		
Emisiones GEI	g CO _{2eq} /kW _e	20.1
Energía no renovable	MJ _p /kW _e	156
Agua	kg/kW _e	107
2030		
Emisiones GEI	g CO _{2eq} /kW _e	16.5
Energía no renovable	MJ _p /kW _e	127
Agua	kg/kW _e	100

3.3. Reciclaje FCEV

La información relativa a la proporción de material reciclado para la fabricación actual de FCEV es escasa. Como enfoque conservador, se analizó la producción del vehículo utilizando únicamente materiales primarios (es decir, recién extraídos). El reciclaje al final de la vida útil del vehículo daría lugar a un crédito en los saldos de energía y GEI. Esto sólo se puede hacer de forma fiable sobre una base de datos detallada de los fabricantes de equipos originales (OEM) del vehículo.

4. Análisis de impacto del ciclo de vida - LCA

4.1. Principales conclusiones del LCA para BEV y FCEV

Nota Aclaratoria:

Un análisis LCA completo que comprende todos los componentes del vehículo, y no sólo aquellos que son específicos para BEV y FCEV, requiere un nivel de detalle sustancialmente más profundo del que fue posible en este estudio, debido a la complejidad de la tecnología y de la cadena de valor de los vehículos modernos y el mercado. El chasis del vehículo (glider) por sí solo consta de un número diverso de piezas, no obstante, se asume una versión simplificada de éste ya que se puede asumir un modelo similar para todos los trenes de potencia, lo que hace que no sea un factor diferenciador en el presente estudio.

También, **hay un cierto nivel de incertidumbre en los resultados de LCA para algunas etapas del ciclo de vida, como la fabricación de baterías y celdas de combustible.** Esto se debe a factores como la transparencia de la cadena de valor, disponibilidad de datos, gama de opciones tecnológicas, y evolución del mercado. Por lo tanto, se incluyen barras de incertidumbre en los resultados referidas a:

- Celdas de combustible: incertidumbre según lo reportado en la literatura
- Baterías: cuantificación de las emisiones por suministro de cobalto entre cobre/cobalto por masa en el material extraído versus el valor de mercado

Adicionalmente, debe tenerse en cuenta que los vehículos analizados en este estudio no son completamente comparables en cuanto a su rendimiento, ya que la autonomía por reabastecimiento de combustible o recarga es diferente (ver sección 1.3).

Para tener un análisis de ciclo de vida comparable para BEV y FCEV, idealmente se deberían haber elegido pares vehículos con autonomías y rendimientos comparables, sin embargo este no ha sido el caso ya que:

- a) La oferta tecnológica de FCEV es, a la fecha de este estudio, aún limitada
- b) Se han utilizado vehículos representativos para Costa Rica, con marcas presentes en el país en la medida de lo posible (ej. Usando un Hyundai Ionic en vez de un Tesla S, cuya autonomía es más comparable al Toyota Mirai) para ser utilizados tanto en este análisis, como en los análisis de Costo Total de Posesión realizados posteriormente.

Debido a que **el objetivo de este análisis de ciclo de vida es comparar los impactos ambientales de los BEV y los FCEV bajo condiciones equiparables, se ha realizado un análisis de sensibilidad utilizando una unidad funcional que sea lo más comparable posible en el perfil de uso.** De esta manera, **se han calculado las emisiones de GEI y el consumo de energía adicional debido a la 'batería adicional' que se debería añadir para lograr el mismo rango de autonomía en ambos vehículos, BEV y FCEV.** Esta adición,

si bien es solamente teórica, sirve como 'proxy' en la evaluación, y es una práctica comúnmente aceptada en la realización de análisis de ciclo de vida.

La batería adicional para la misma autonomía por recarga se traduce como una menor capacidad de pasajeros y menor carga útil. Por lo tanto, **las emisiones de GEI por km de un BEV son superiores a las de un FCEV si se asume la misma autonomía por reabastecimiento/carga.**

Así pues, a lo largo de este informe, se muestran los resultados de este análisis de sensibilidad al impacto que tendría una batería adicional en los BEV para equiparar su autonomía con los FCEV

Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI)

Vehículos particulares

En la Figura 4-1 y Figura 4-2 se muestra la cuantificación de las emisiones GEI durante el ciclo de vida de vehículos particulares FCEV y BEV en 2020 y 2030, respectivamente, incluyendo la fabricación del vehículo y el suministro del hidrógeno comprimido (CGH₂) para el FCEV y electricidad para el BEV. Cabe resaltar que el funcionamiento del vehículo no produce GEI en el tubo de escape.

Por otro lado, es importante notar que **los vehículos no son completamente comparables en cuanto al rendimiento** porque la autonomía por reabastecimiento de combustible o carga es diferente. **Por lo tanto, en Figura 4-1 se añadió una 'batería adicional' de BEV para alcanzar la misma autonomía que un FCEV.** Sin tener en cuenta la diferencia de autonomía de los vehículos, las emisiones de GEI del ciclo de vida para el BEV serían inferiores a las del FCEV. Además, la clase de vehículo no es la misma: el Toyota Mirai es un coche de pasajeros de tamaño medio y el Hyundai Ioniq es un coche compacto. **Un vehículo de pasajeros similar híbrido (HEV) con motor de combustión interna a gasolina emitiría unos 180 g CO₂eq/km**, incluyendo el suministro de gasolina y la fabricación del ICEV (alrededor de 7 t de CO₂eq por vehículo para la fabricación de un automóvil de pasajeros de tamaño mediano).

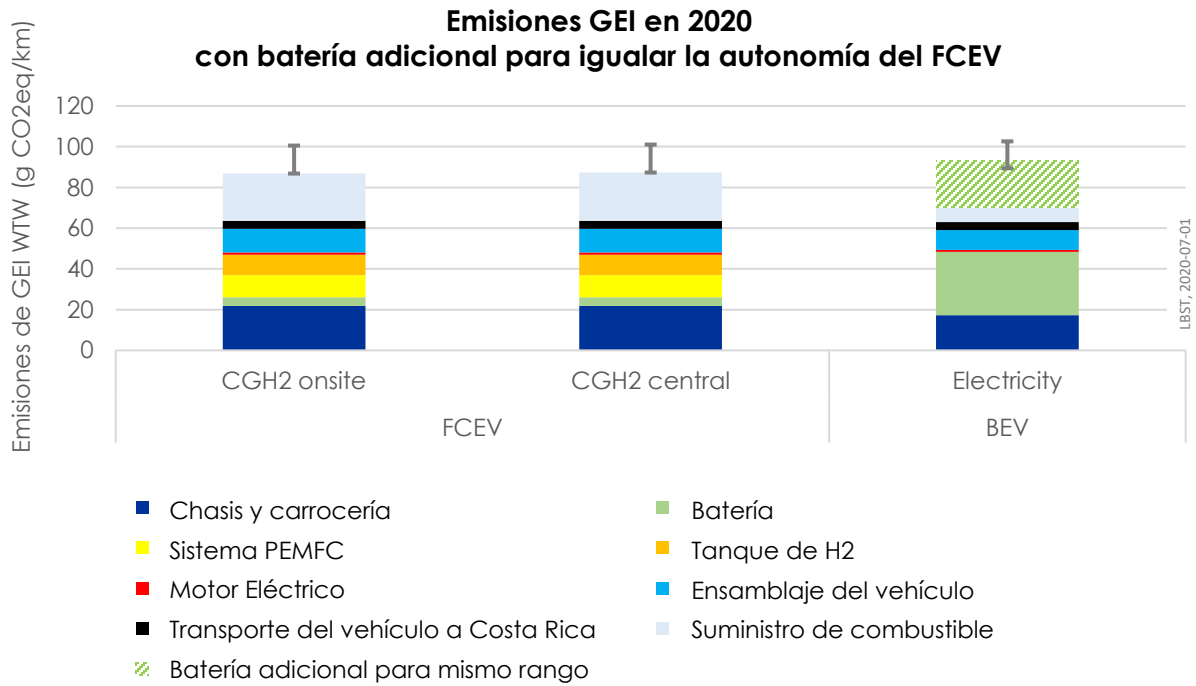
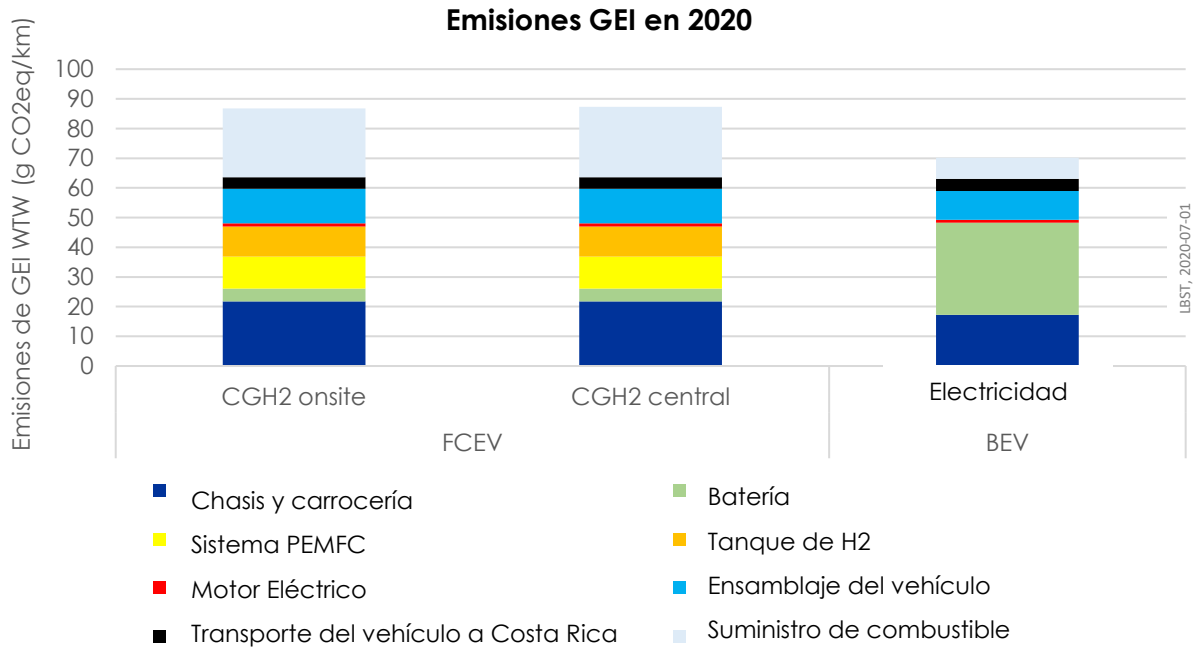


Figura 4-1. Emisiones GEI en el ciclo de vida de vehículos particulares FCEV y BEV en 2020

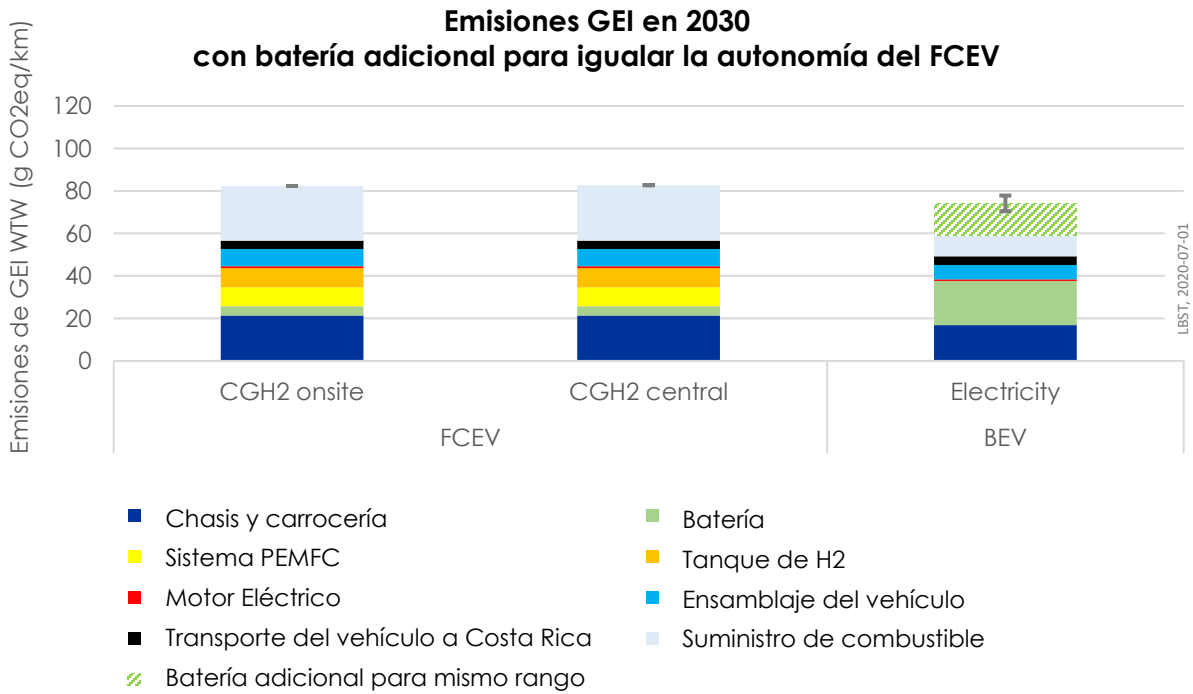
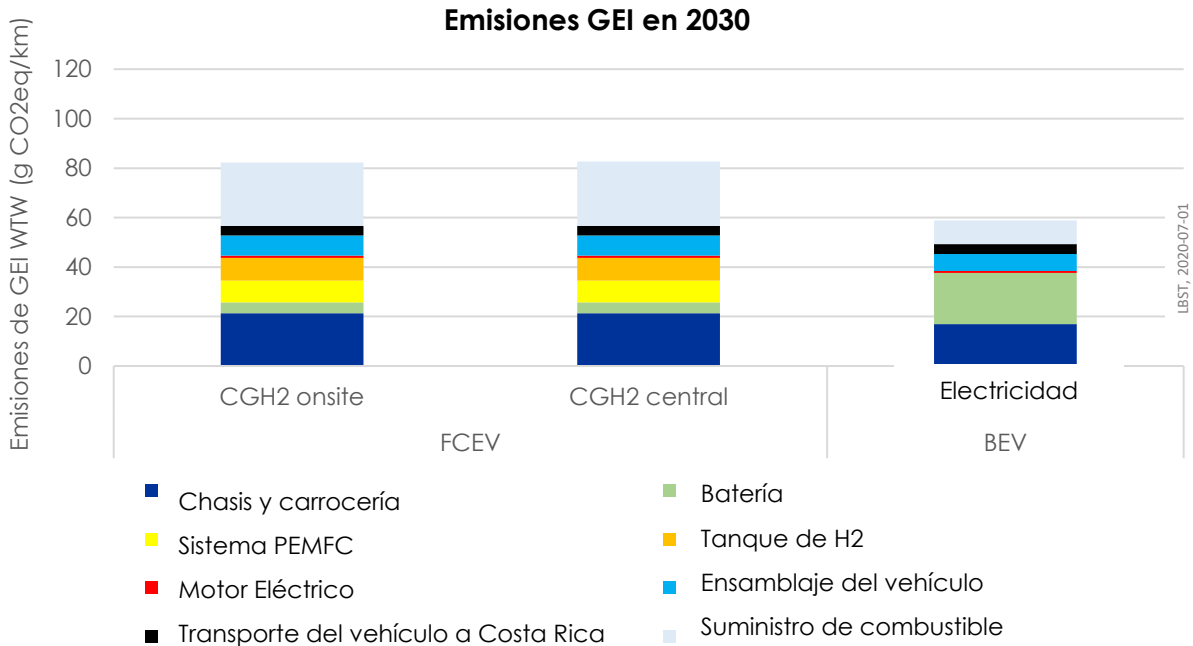


Figura 4-2. Emisiones GEI en el ciclo de vida de vehículos particulares FCEV y BEV en 2030

Minibús

En las Figura 4-3 y Figura 4-4 se muestra la cuantificación de las emisiones GEI durante el ciclo de vida de minibuses FCEV y BEV en 2020 y 2030, respectivamente, incluyendo la fabricación del vehículo y el suministro del CGH₂ para FCEV y electricidad para el

BEV.

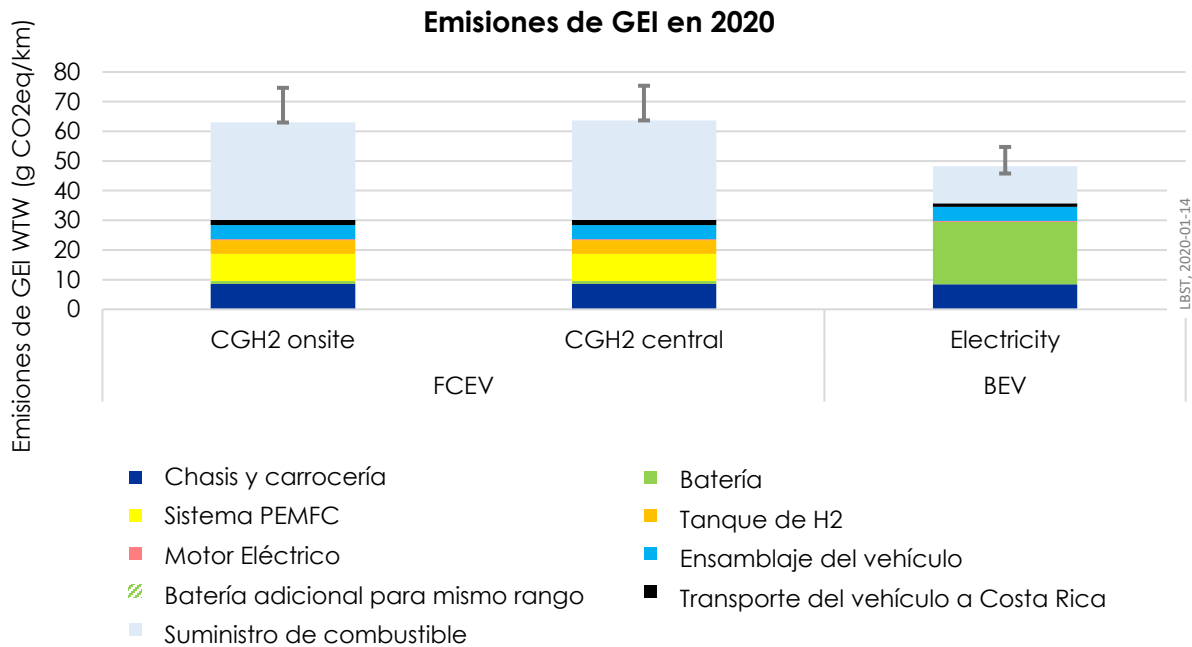


Figura 4-3. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de minibuses FCEV y BEV en 2020

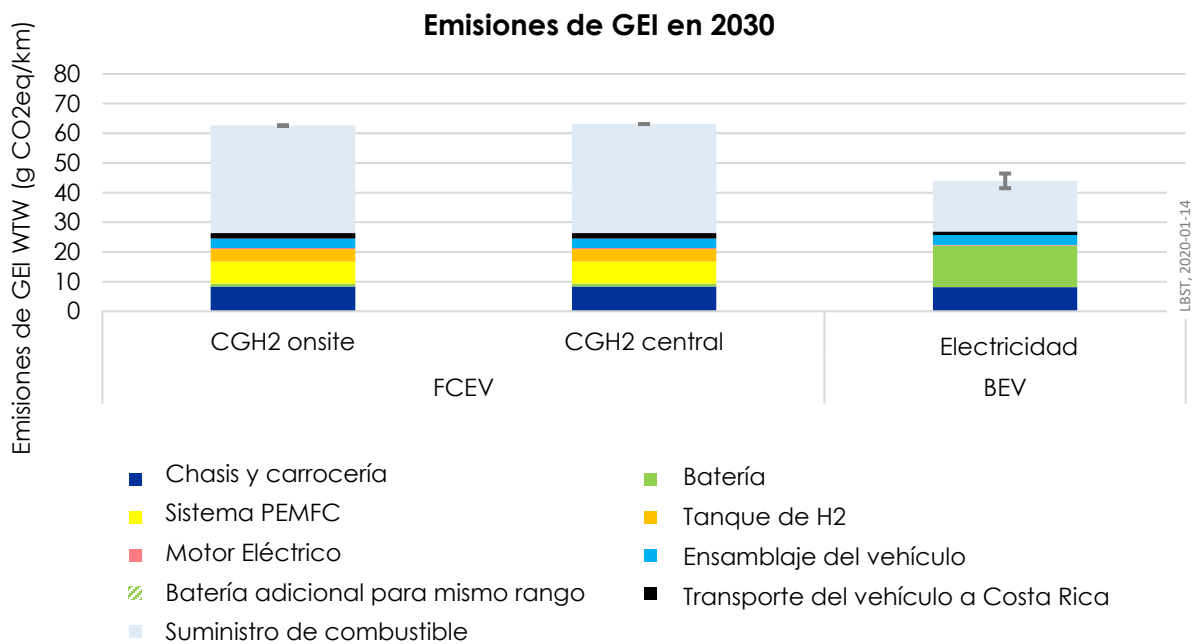


Figura 4-4. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de minibuses FCEV y BEV en 2030

Una batería adicional para la misma autonomía no genera un aumento en las emisiones de GEI debido al alto kilometraje por año. Una batería más grande conlleva a un número menor de ciclos de carga/descarga por año, y como resultado, a una mayor vida útil.

La vida útil de la batería está generalmente limitada por un número de años calendario o un número de ciclos completos. En los vehículos de pasajeros, la vida útil de la batería se reporta en forma de un número específico de años, mientras que, para los minibuses, el factor limitante es el número máximo de ciclos de carga/descarga.

Sin embargo, con una batería adicional, la capacidad de pasajeros disminuye significativamente de 7 a 2 personas si la masa bruta máxima permitida del vehículo no cambia. Por otro lado, aumentar el peso máximo permitido del vehículo conduciría al uso de componentes más pesados que conllevarían a más emisiones en la fabricación de vehículos. Por lo tanto, el uso de una batería adicional es sólo una opción teórica para minibuses.

Autobús urbano

En la Figura 4-5 y Figura 4-6 se muestra la cuantificación de las emisiones GEI durante el ciclo de vida de autobuses urbanos FCEV y BEV en 2020 y 2030, respectivamente, incluyendo la fabricación del vehículo y el suministro del CGH₂ para FCEV y electricidad para el BEV. Se calcularon dos modelos para cada transmisión, debido a importantes diferencias en las configuraciones de este tipo de vehículos.

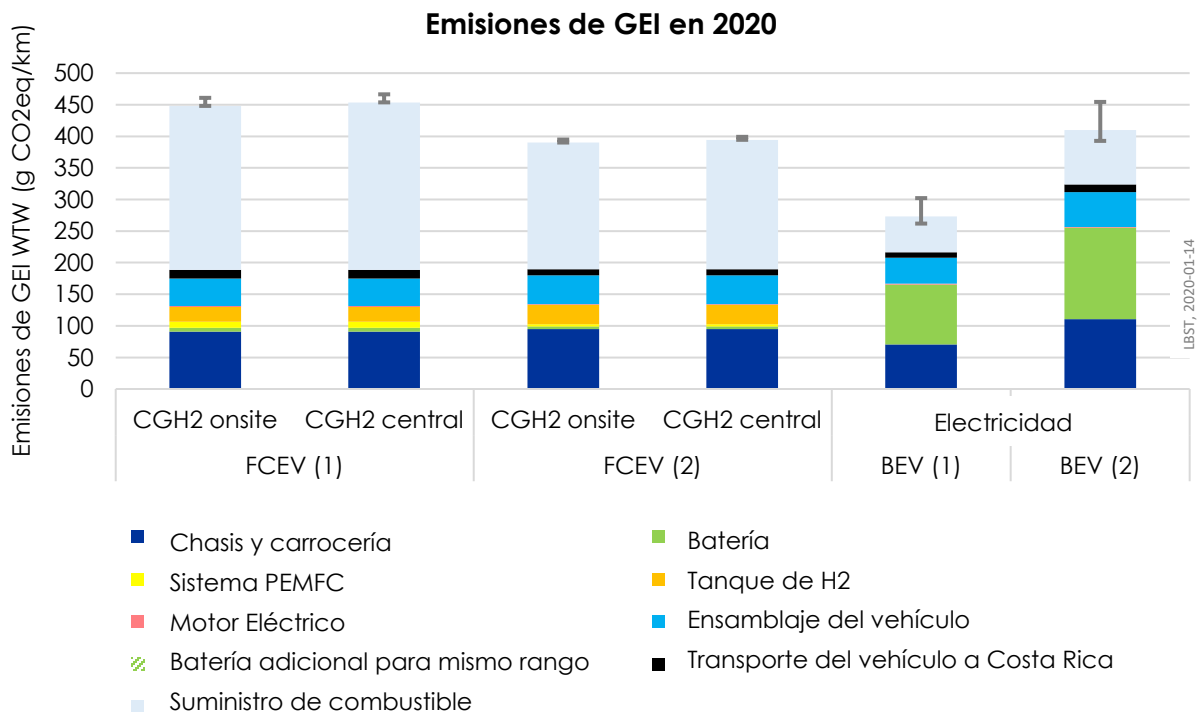


Figura 4-5. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de autobuses urbanos FCEV y BEV en 2020

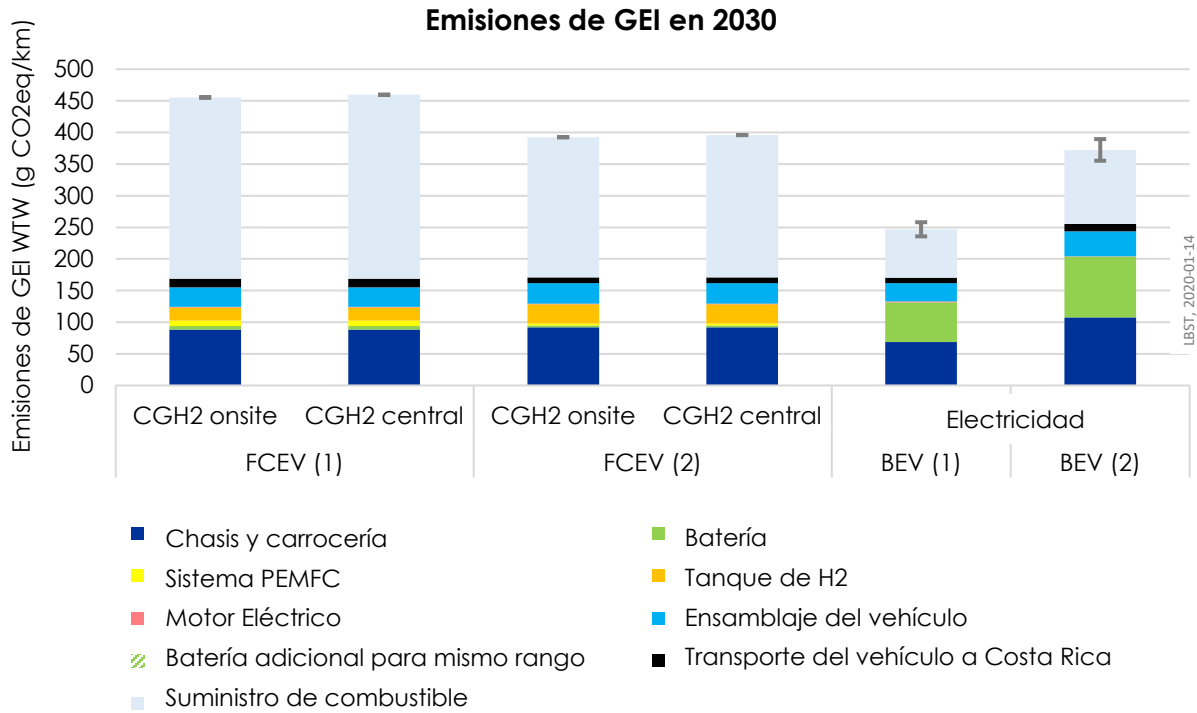


Figura 4-6. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de autobuses urbanos FCEV y BEV en 2030

Al igual que en el caso de los minibuses, una batería adicional para la misma autonomía no genera un aumento en las emisiones de GEI debido al alto kilometraje por año. Una batería más grande conlleva a un número menor de ciclos de carga/descarga por año, y como resultado, a una mayor vida útil. No obstante, la capacidad de pasajeros disminuye significativamente si la masa bruta máxima permitida del vehículo debe mantenerse constante.

Vehículos de carga ligeros (LDV)

En la Figura 4-7 y la Figura 4-8 se muestra la cuantificación de las emisiones GEI durante el ciclo de vida de vehículos de carga liviana (LDV) FCEV y BEV en 2020 y 2030, respectivamente, incluyendo la fabricación del vehículo y el suministro del CGH₂ para FCEV y electricidad para el BEV.

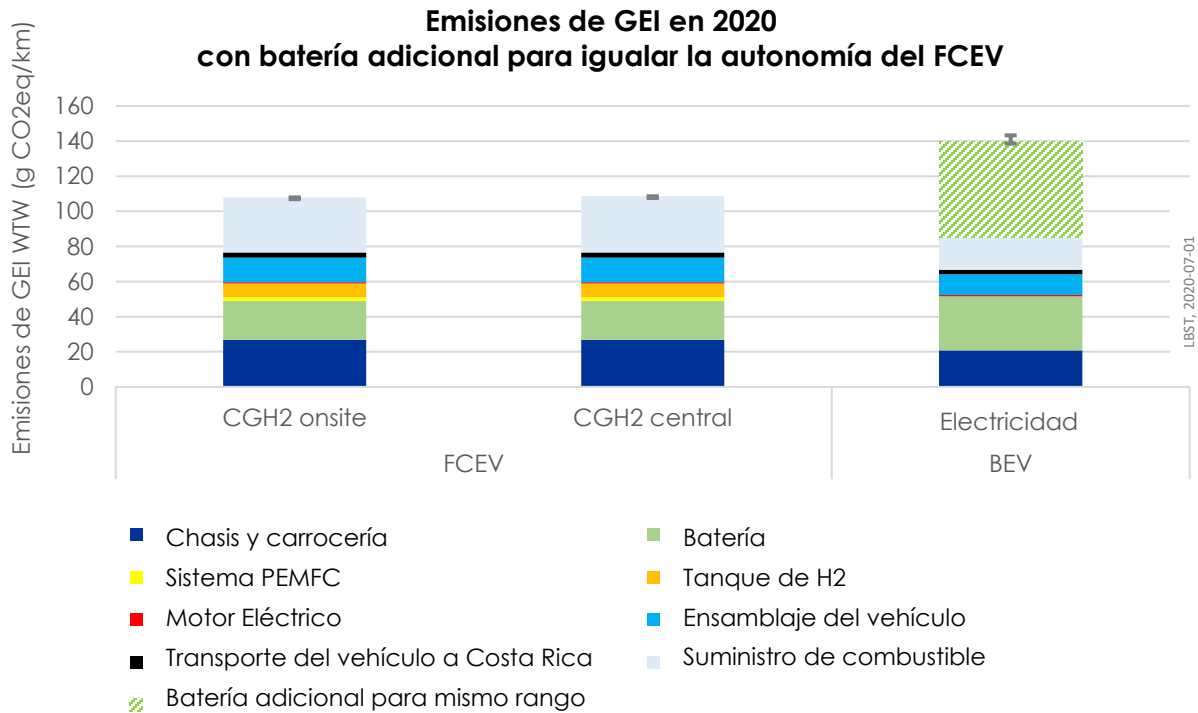
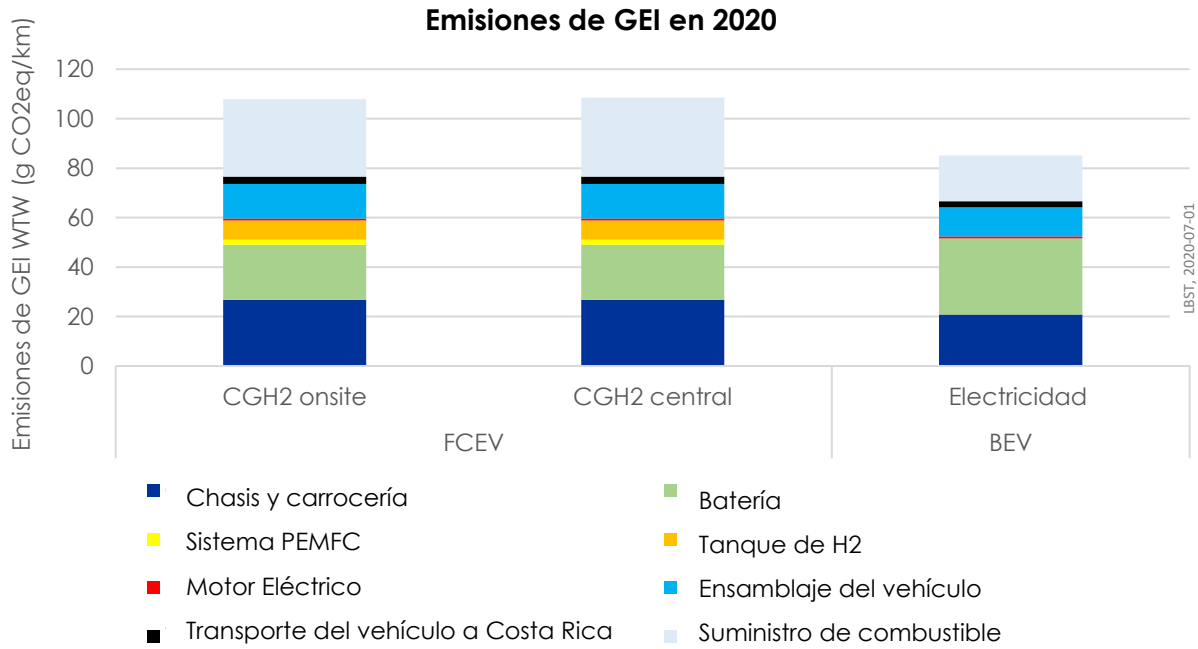


Figura 4-7. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de vehículos de carga ligeros (LDV) FCEV y BEV en 2020

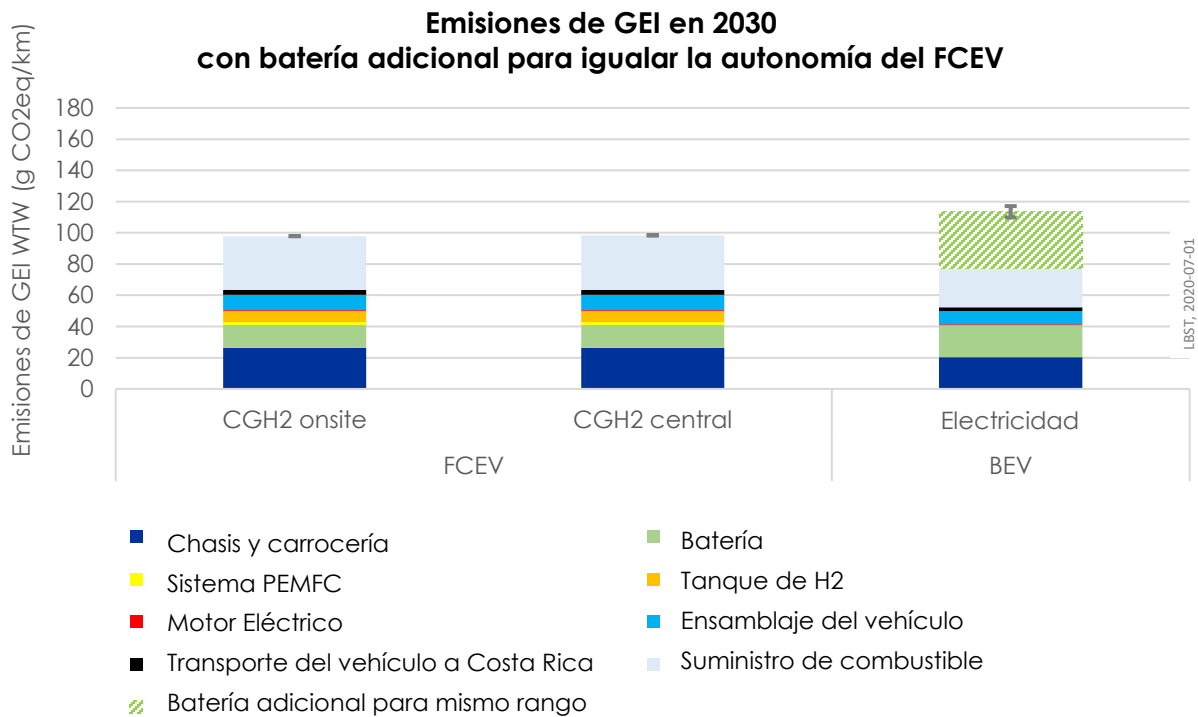
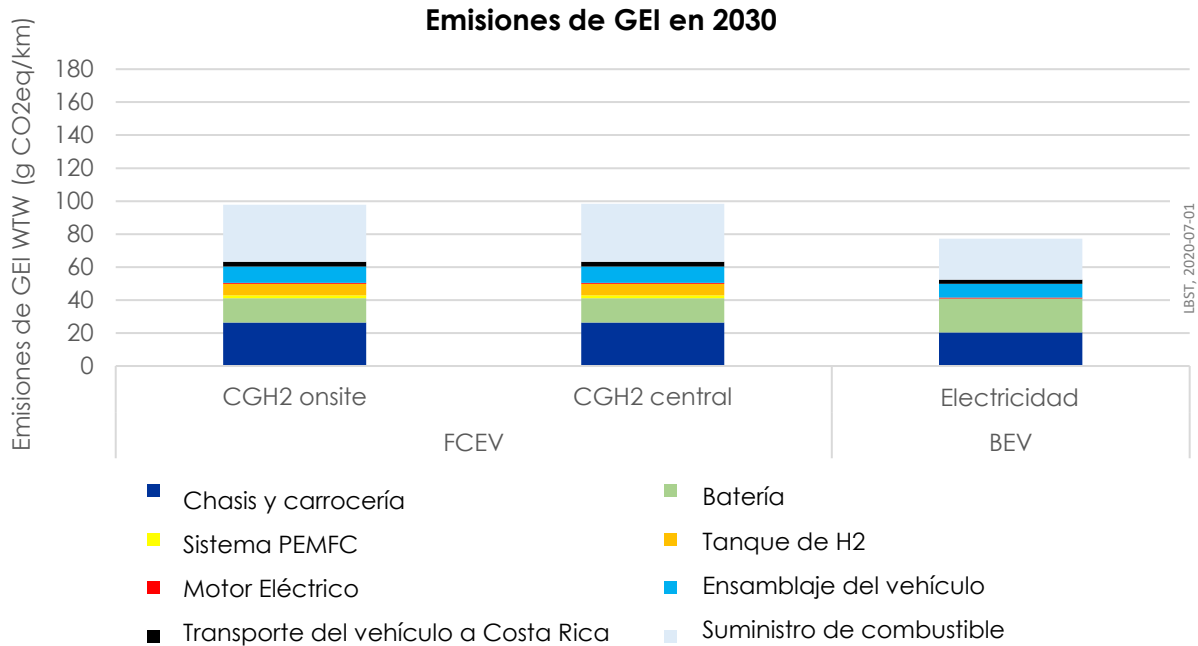


Figura 4-8. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de vehículos de carga ligeros (LDV) FCEV y BEV en 2030

Este tipo de vehículos no son completamente comparables en cuanto al rendimiento porque la autonomía por reabastecimiento de combustible o carga es diferente. Por lo

tanto, en Figura 4-7 se añadió una 'batería adicional' de BEV para alcanzar la misma autonomía que un FCEV. Sin embargo, las baterías adicionales disminuirían significativamente la carga útil de 1.15 t a 0.60 t si no se aumenta el peso máximo permitido. Pero, el aumento del peso bruto máximo implica un mayor uso de materiales, y por ende, mayores emisiones de GEI.

Vehículos de carga pesados (HVD)

En la Figura 4-9 y la Figura 4-10 se muestra la cuantificación de las emisiones GEI durante el ciclo de vida de vehículos de carga pesados (HDV) FCEV y BEV en 2020 y 2030, respectivamente, incluyendo la fabricación del vehículo y el suministro del CGH₂ para FCEV y electricidad para el BEV.

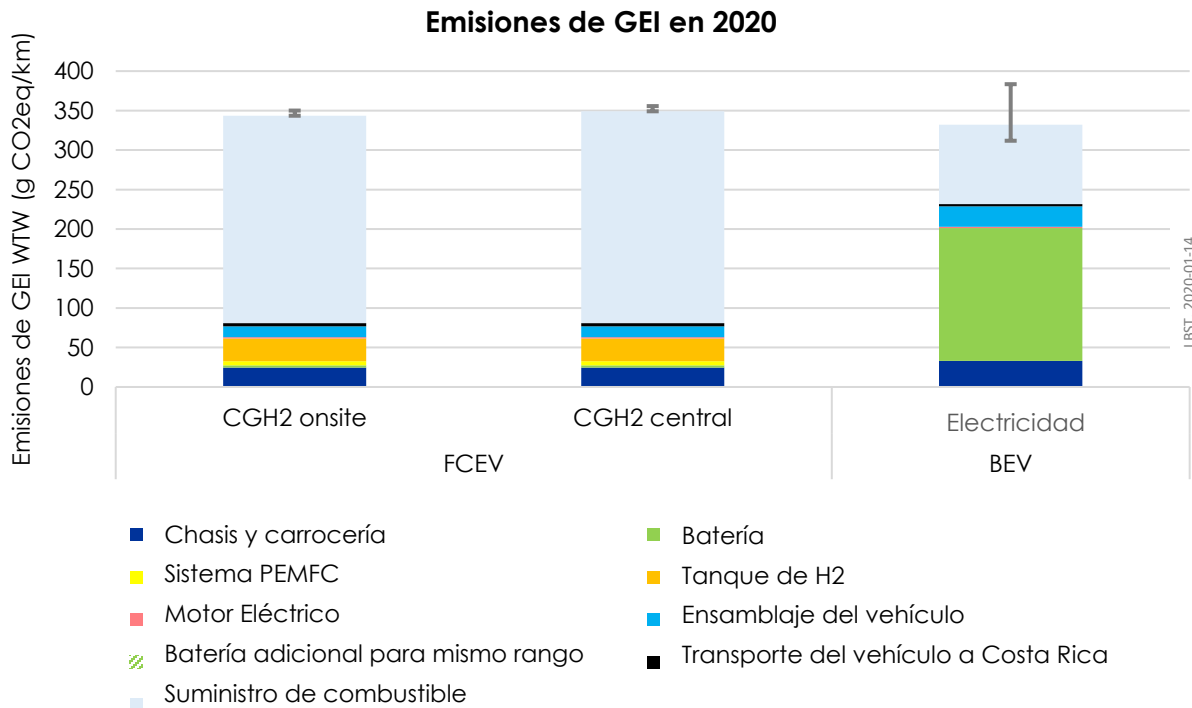


Figura 4-9. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de vehículos de carga pesados (HDV) FCEV y BEV en 2020

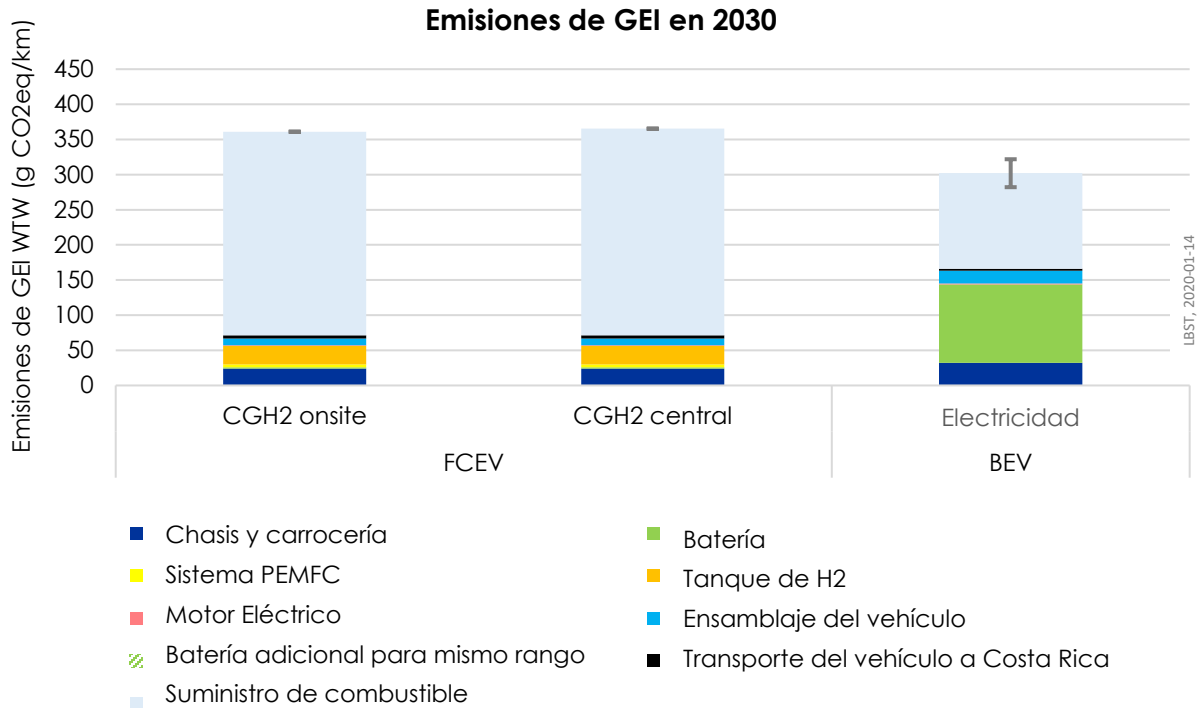


Figura 4-10. Emisiones de GEI en el ciclo de vida de vehículos de carga pesados (HDV) FCEV y BEV en 2030

En este caso, se asume una misma autonomía para ambos tipos de vehículo, lo que implica el uso de una batería más grande en el BEV. De acuerdo con esto, se emiten más GEI en su fabricación. Sin embargo, dichas emisiones se compensan por el bajo consumo de energía, lo que reduce las emisiones del suministro eléctrico.

Resumen de los resultados del vehículo representados en km-pasajero y km-tonelada

En la Figura 4-11 y la Figure 4-12 se muestra la cuantificación de las emisiones GEI durante el ciclo de vida de las categorías de vehículos de pasajeros evaluadas en este estudio para 2020 y 2030, respectivamente, expresadas por km-pasajero. Adicionalmente, en la Figure 4-13 y la Figura 4-17 se muestran las emisiones de las categorías de vehículos de carga (LDV y HDV) expresadas por km-ton para 2020 y 2030, respectivamente.

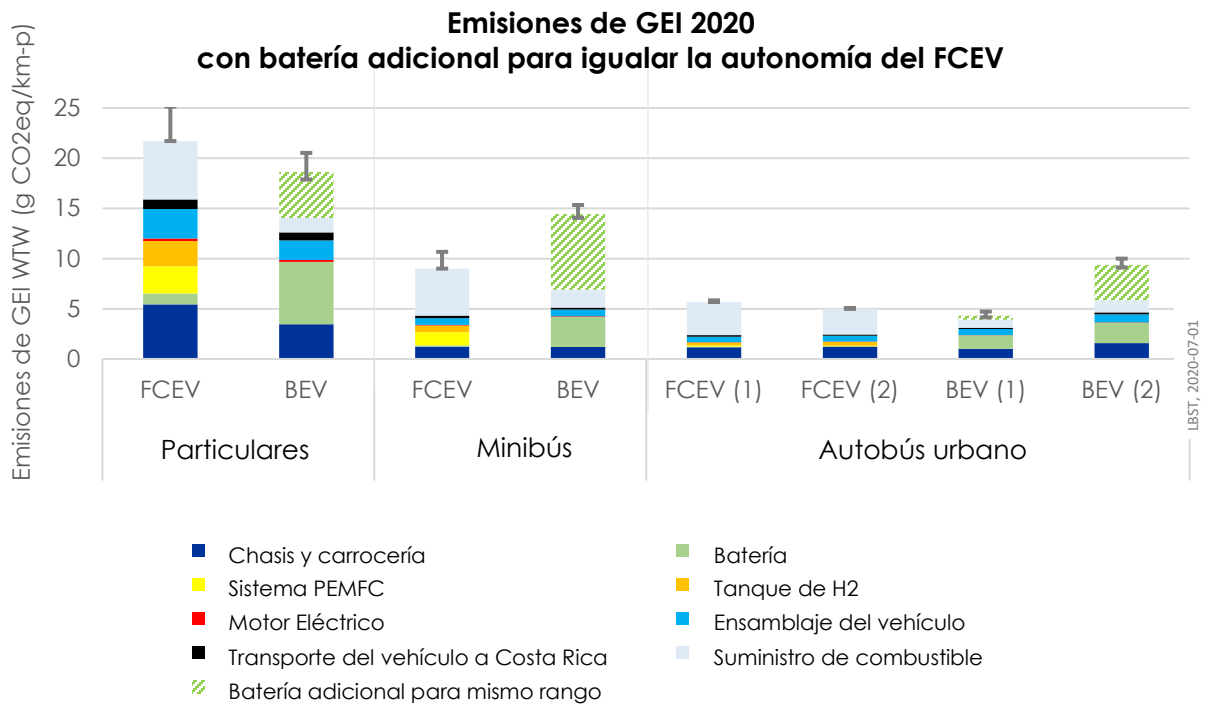
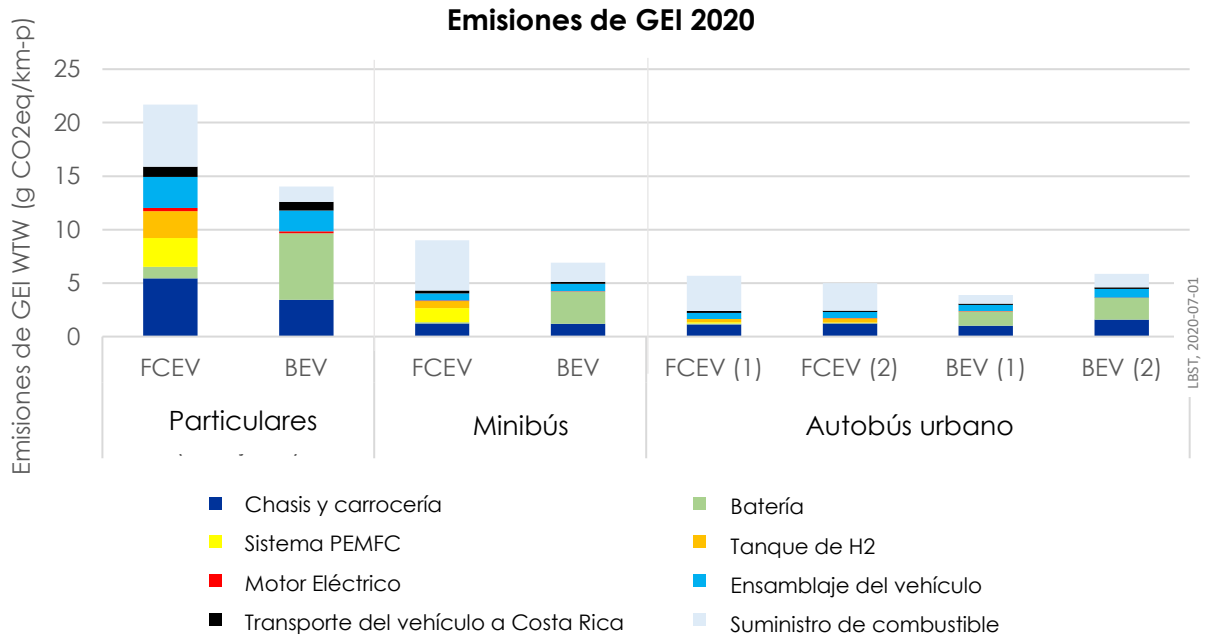


Figura 4-11. Emisiones de GEI vehículos de pasajeros en 2020 en km-pasajero

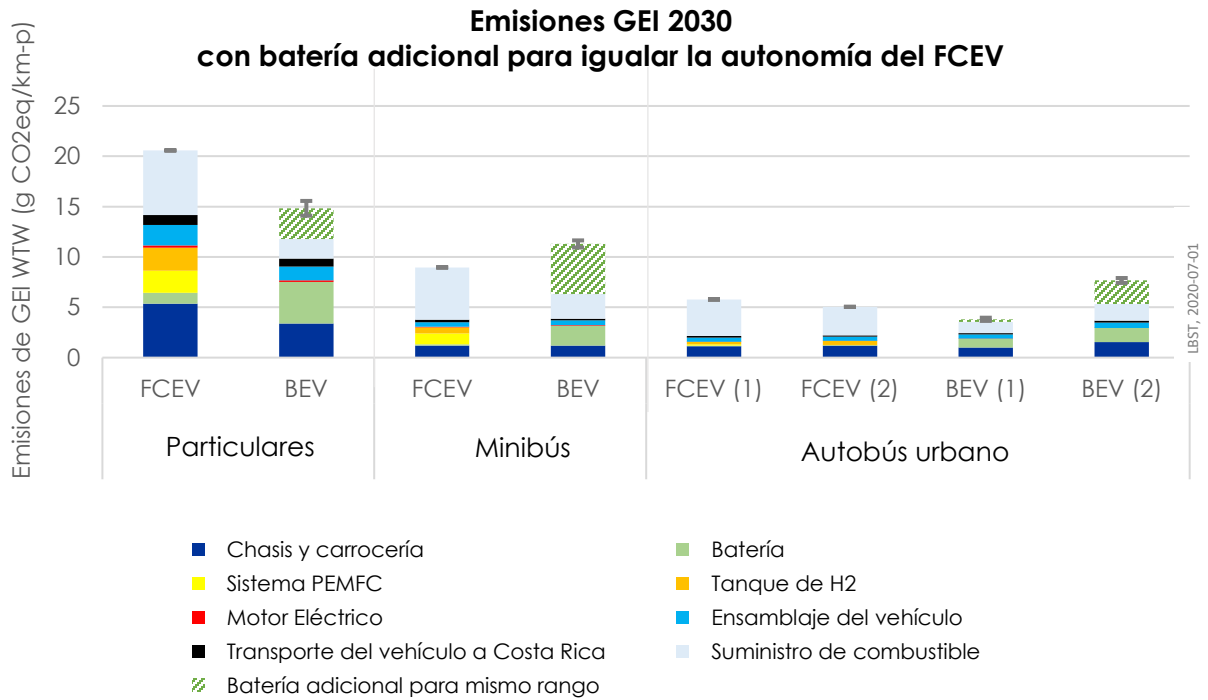
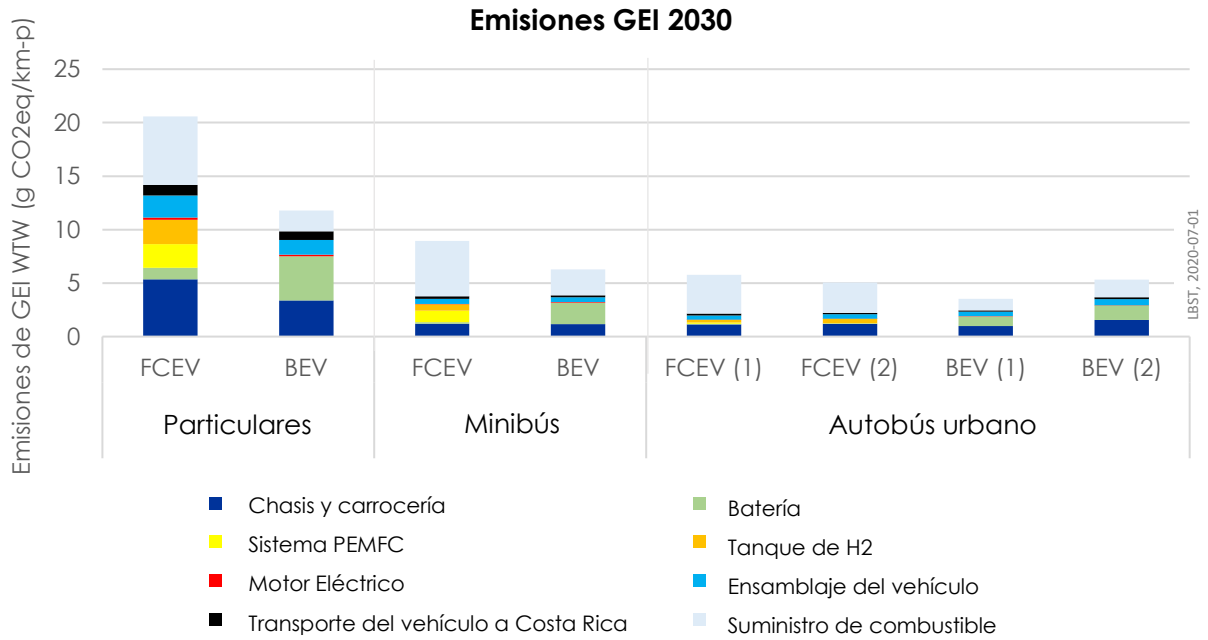


Figure 4-12. Emisiones de GEI vehículos de pasajeros en 2030 en km-pasajero

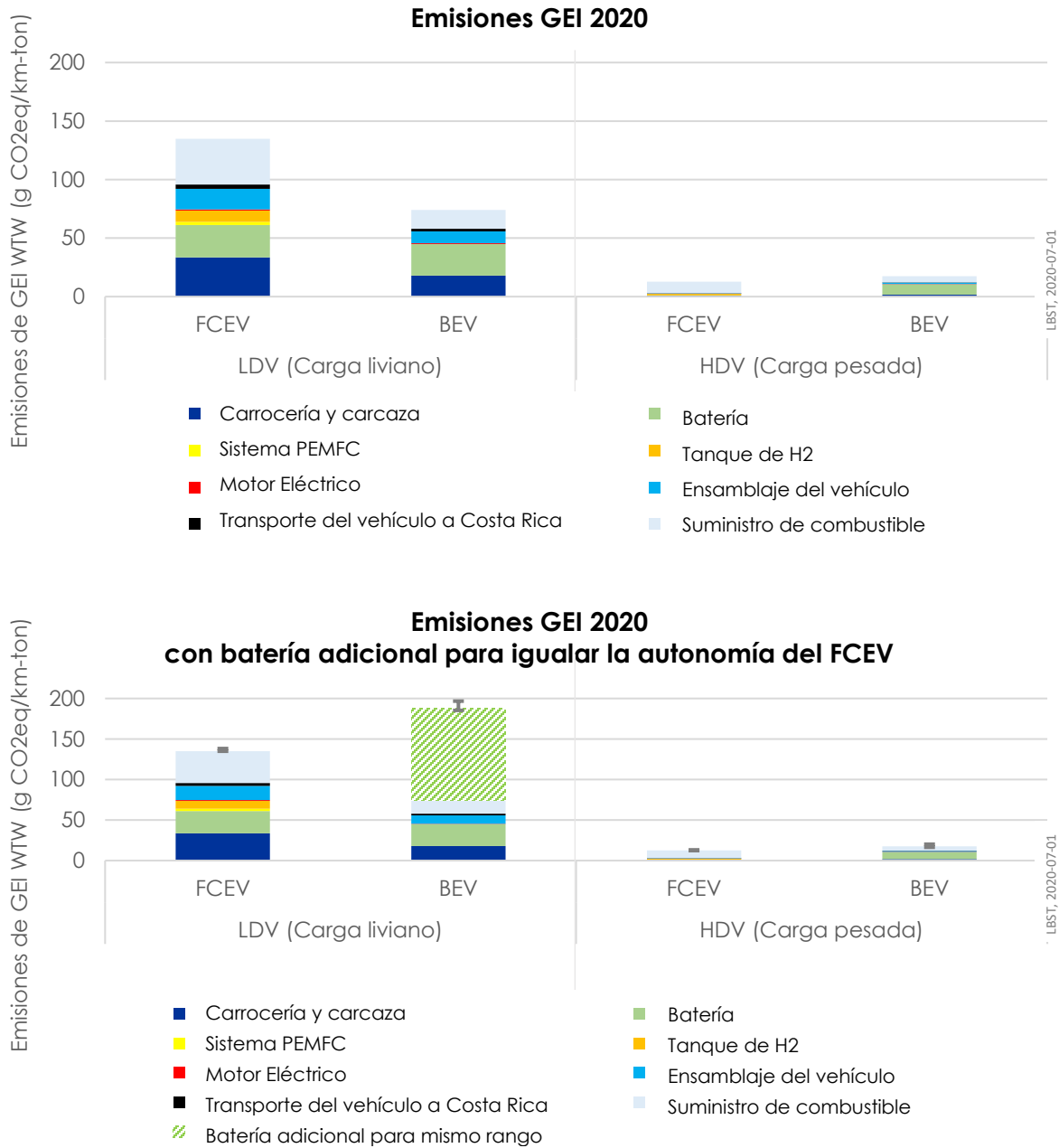


Figure 4-13. Emisiones de GEI vehículos de carga en 2020 en km-ton

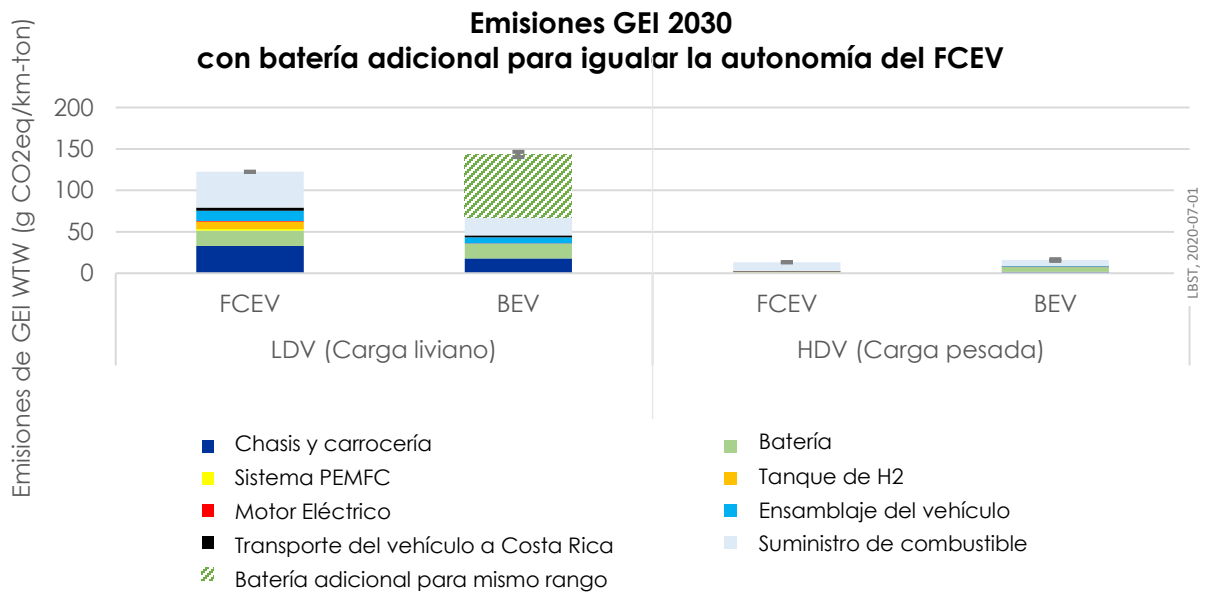
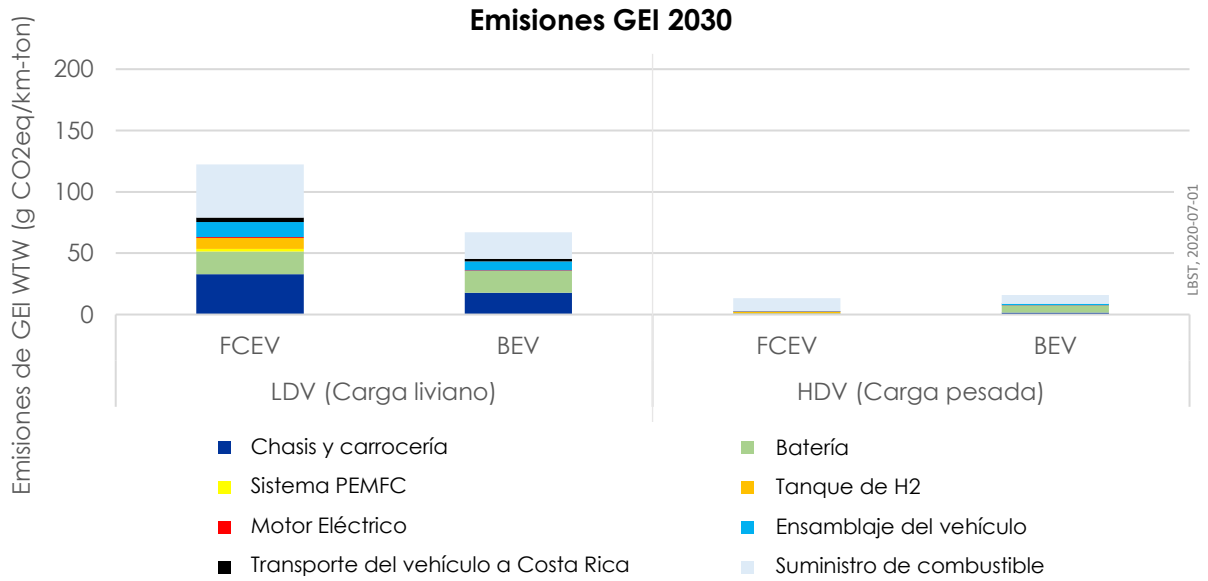


Figure 4-14: Emisiones de GEI vehículos de carga en 2030 en km-ton

El transporte público generalmente muestra menores emisiones de GEI por km-pasajero que los vehículos particulares si los vehículos se usan en su máxima capacidad. A su vez, en el ciclo de vida de un HDV se generan menos emisiones de GEI por km-ton si éstos se utilizan plenamente. La batería adicional para obtener la misma autonomía implica

una menor capacidad de pasajeros y menor carga útil, lo que aumenta las emisiones de GEI por km-pasajero o km-ton¹⁴.

En la mayoría de los casos, las emisiones de GEI por km-pasajero para el BEV son superiores a las del FCEV si se asume que se debe llegar a la misma autonomía para ser comparables. Para LDV y HDV, las emisiones de GEI del FCEV por km-ton son inferiores a las del BEV.

Fin de la vida útil / reciclaje

Se realizó un análisis de sensibilidad con el fin de comprender el efecto del reciclaje sobre la reducción de las emisiones de GEI a lo largo del ciclo de vida del vehículo. Se asumió un porcentaje de reciclado del 85% (tomado del objetivo de la UE en (EC, 2000)) para el acero, el aluminio, el cobre y el 98 % para el platino (tomado de las prácticas europeas de reciclado y su aplicabilidad para el FCEV (Wittstock, et al., 2016)). Hay una base de información robusta sobre estos materiales para desagregar aún más las cadenas de suministro respectivas en el modelado de E3database. Por lo tanto, se podría considerar la extracción y el procesamiento de materiales secundarios. El análisis se muestra en la Figura 4-15:

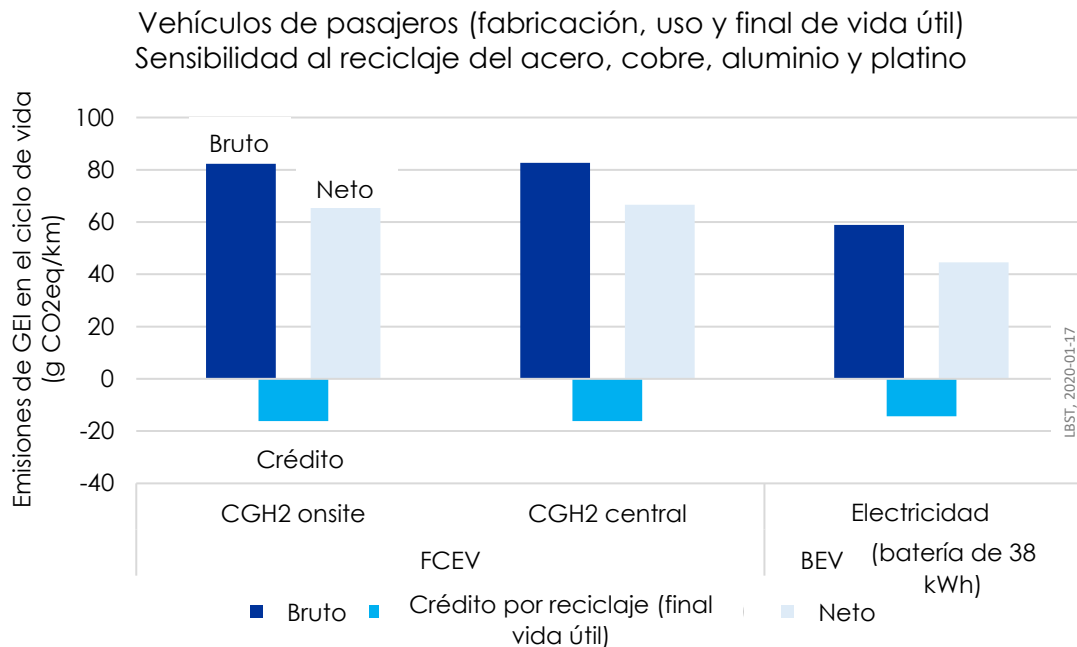


Figura 4-15. Reducción de GEI por reciclaje del acero, Cu, Al, Pt (Fuente: LBST)

¹⁴ La adaptación del glider del BEV conlleva a un aumento en el peso del vehículo, donde el límite de peso lo permita, lo que aumenta el peso vacío del vehículo. Dicho aumento en el peso genera una carga adicional aumentando el consumo de combustible, y las emisiones de GEI en consecuencia. El efecto neto de esta cadena de causa-efecto no pudo evaluarse en el contexto de este estudio.

De la Figura 4-15 se puede concluir que hay un potencial significativo de reducción (aproximadamente del 30%) de emisiones de GEI de la manufactura de BEV y FCEV por medio del reciclaje. Si se incluye el uso de los vehículos, el potencial total de reducción es de cerca del 20%. Este resultado puede ser profundizado si se evalúan conceptos de infraestructura para el suministro de hidrógeno, por ejemplo, la producción descentralizada de hidrógeno en una estación de recarga de H₂ y una aproximación centralizada con la producción regional de hidrógeno.

INFOBOX: Buenas prácticas en la regulación del reciclaje

El desmantelamiento de vehículos está regulado en la UE. No se permite la disposición final de los vehículos y partes de estos en vertederos, y la aplicación de la ley es generalmente muy estricta en este aspecto.

Además, la reglamentación de la UE exige una cuota de reciclado del 85% en peso del vehículo, tal como se estipula en el artículo 7, párrafo 2, de la Directiva de la UE sobre el final de la vida útil del vehículo:

“(b) a más tardar el 1 de enero de 2015, para todos los vehículos al final de su vida útil, la reutilización y la recuperación se incrementarán a un mínimo del 95% en un peso medio por vehículo y año. Dentro del mismo plazo, la reutilización y el reciclado se incrementarán a un mínimo del 85% en peso medio por vehículo y año”.

Referencia: (EC, 2000)

Conclusiones de emisiones de GEI

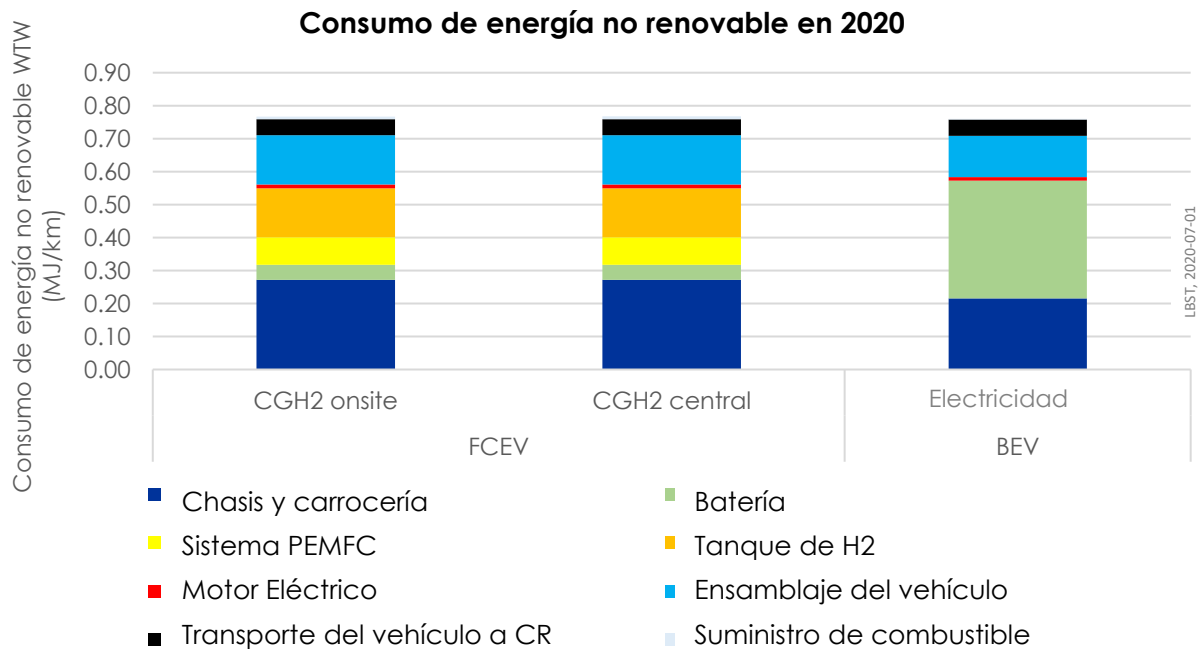
- ➔ Teniendo en cuenta la incertidumbre de los resultados, las emisiones de GEI asociadas con el ciclo de vida de BEV y FCEV se encuentran en el mismo orden de magnitud. En aplicaciones donde la menor capacidad/autonomía de un BEV es aceptable, éstos pueden tener menos emisiones GEI a corto plazo.
- ➔ Los vehículos particulares BEV y FCEV pueden llegar a tener la mitad de las emisiones producidas ‘well-to-wheel’ en comparación con vehículos híbridos a gasolina.
- ➔ Un factor clave en las emisiones de GEI es el tipo de energía utilizada en las etapas del ciclo de vida, por lo que la matriz energética de Costa Rica es un fuerte contribuyente en la reducción de las emisiones GEI de ciclo de vida de los vehículos BEV y FCEV.
- ➔ El componente de energía no renovable en la manufactura de los componentes y el ensamblaje del vehículo es la principal fuente de emisiones GEI en todas las categorías de vehículos. Avanzar hacia la neutralidad del carbono (Acuerdo de París) igualará en gran medida las diferencias entre BEV y FCEV.

➔ Mediante el reciclaje, las emisiones de GEI pueden reducirse sustancialmente.

Consumo energético acumulado

Vehículos particulares

En la Figura 4-16 y la Figura 4-17 se muestra el uso de energía no renovable en el ciclo de vida de vehículos particulares FCEV y BEV para 2020 y 2030, respectivamente, incluyendo la fabricación del vehículo y el suministro del CGH₂ para FCEV y electricidad para el BEV.



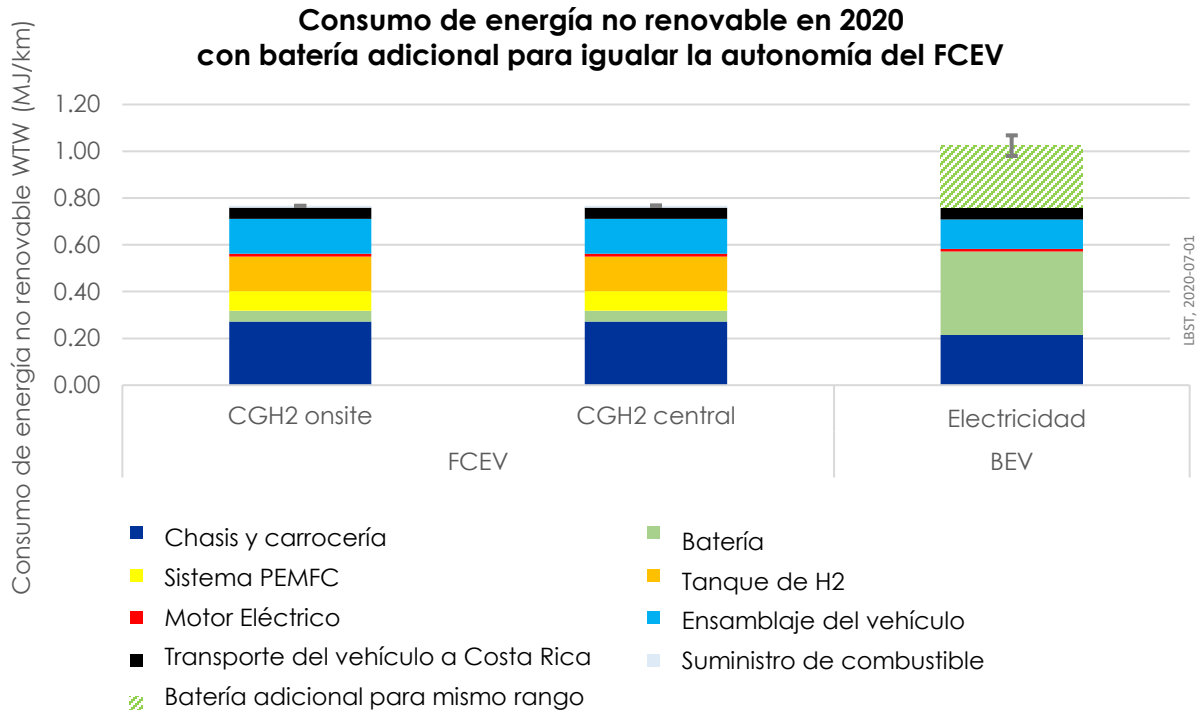
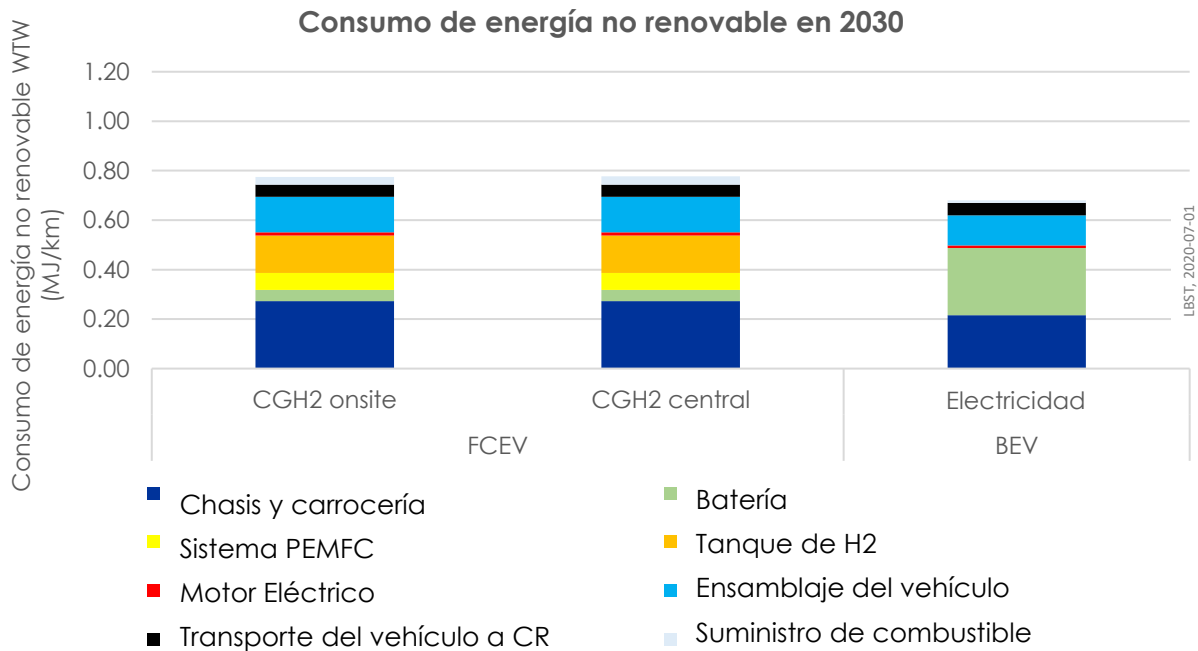


Figura 4-16. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de vehículos particulares FCEV y BEV en 2020



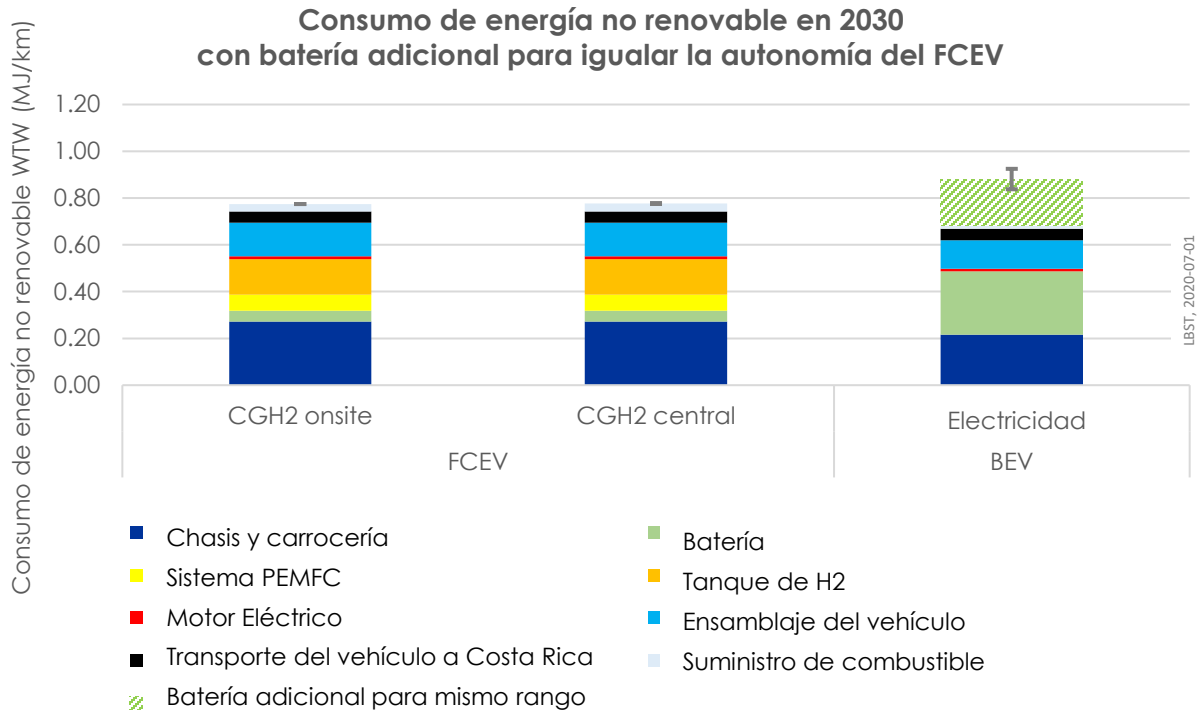


Figura 4-17. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de vehículos particulares FCEV y BEV en 2030

Cabe resaltar que el uso de energía no renovable para BEV es menor que el de FCEV si no se tiene en cuenta la batería adicional que se requeriría para obtener la misma autonomía en comparación con el FCEV. Sin embargo, con esta batería adicional artificial, el uso de energía no renovable para BEV sería mayor que el del FCEV.

Minibús

En Figura 4-18 y Figura 4-19 se muestra el uso de energía no renovable en el ciclo de vida de vehículos tipo minibús FCEV y BEV para 2020 y 2030, respectivamente, incluyendo la fabricación del vehículo y el suministro del CGH₂ para FCEV y electricidad para el BEV.

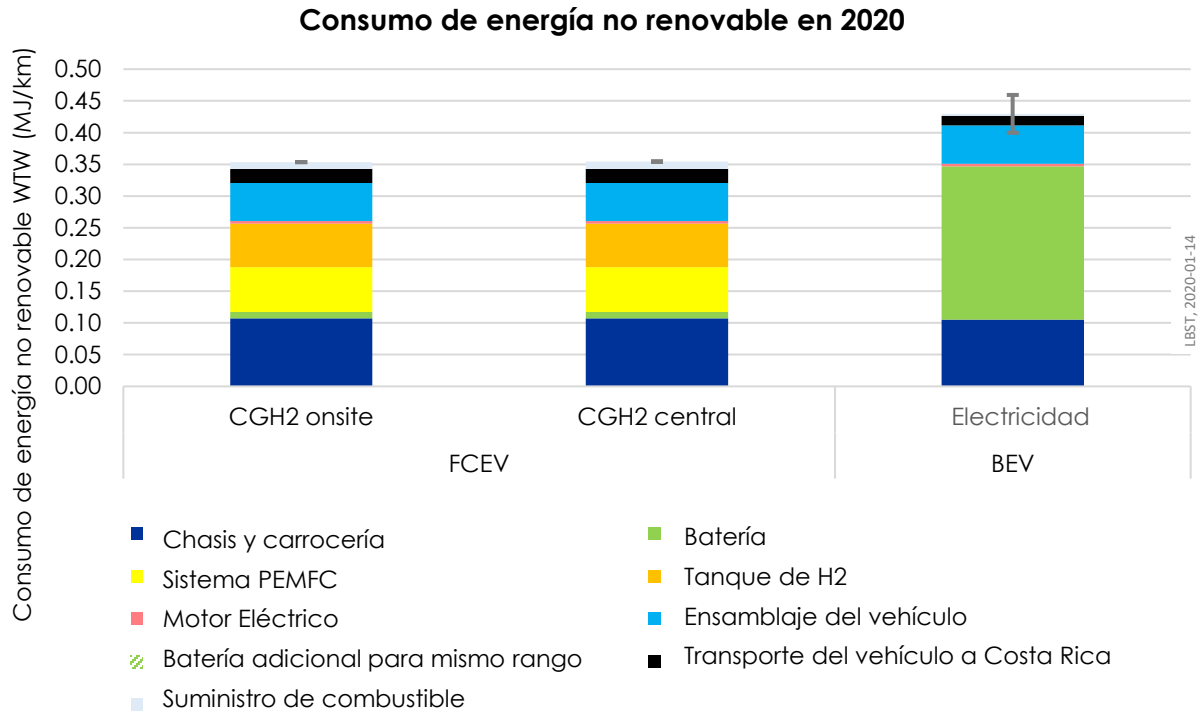


Figura 4-18. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de minibuses FCEV y BEV en 2020

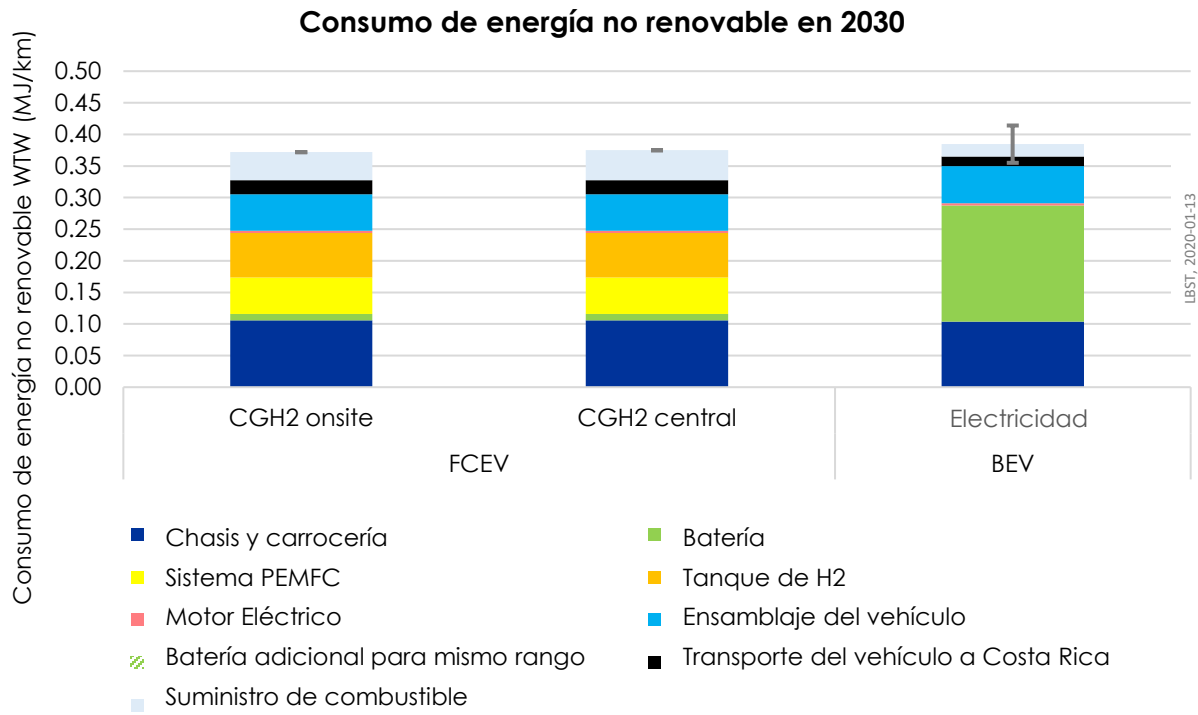


Figura 4-19. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de minibuses FCEV y BEV en 2030

En el caso de los minibuses, el uso de energía no renovable en el ciclo de vida de un BEV es mayor que el de un FCEV. También, al igual que en el caso de las emisiones de GEI, la batería adicional para una misma autonomía por reabastecimiento no conduce a un uso adicional de energía no renovable debido al alto kilometraje por año. Esto es ya que una batería más grande conlleva a un número menor de ciclos de carga/descarga por año, y como resultado, a una mayor vida útil.

Sin embargo, con una batería adicional, la capacidad de pasajeros disminuye significativamente de 7 a 2 personas si la masa bruta máxima permitida del vehículo no cambia, y aumentar el peso máximo permitido del vehículo conduciría al uso de componentes más pesados que conllevarían a un mayor uso de energía no renovable por la fabricación de vehículos. Por lo tanto, el uso de una batería adicional es sólo una opción teórica para minibuses.

Autobús urbano

En la Figura 4-20 y la Figura 4-21 se muestra el uso de energía no renovable en el ciclo de vida de un autobús urbano FCEV y BEV para 2020 y 2030, respectivamente, incluyendo la fabricación del vehículo y el suministro del CGH₂ para FCEV y electricidad para el BEV. En el caso de los autobuses urbanos se presentan dos modelos para cada tipo de transmisión debido a la diferencia en sus configuraciones.

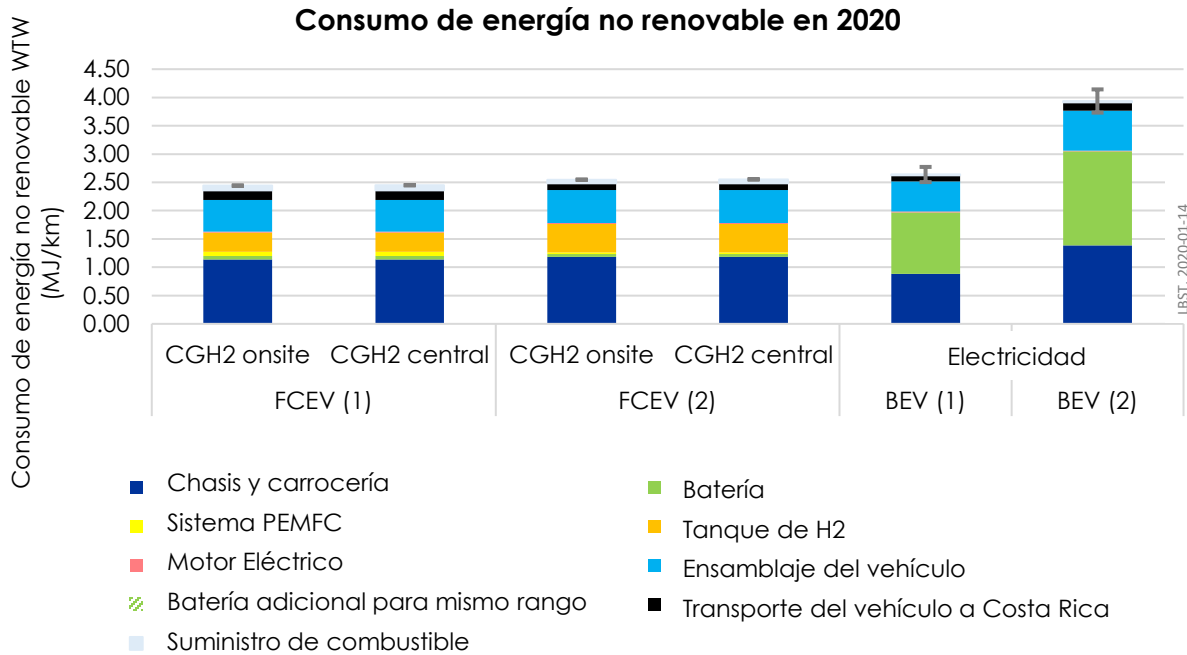


Figura 4-20. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un autobús urbano FCEV y BEV en 2020

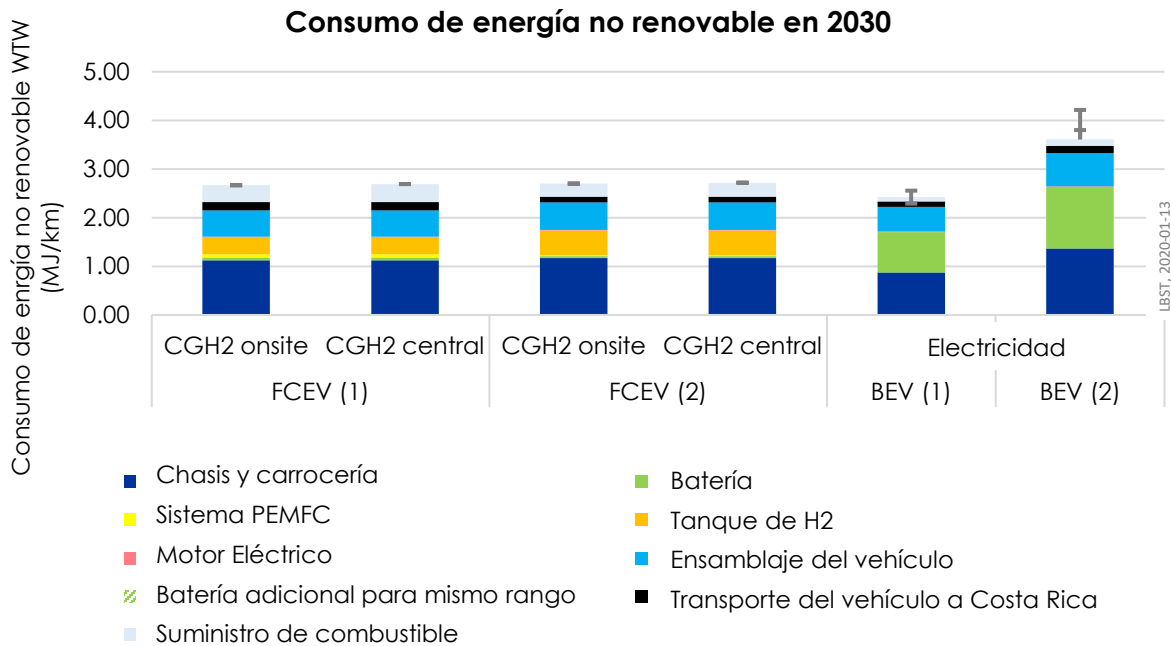


Figura 4-21. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un autobús urbano FCEV y BEV en 2030

Al igual que en el caso de los minibuses, la batería adicional para la misma autonomía por reabastecimiento no conduce a un uso adicional de energía no renovable debido al alto kilometraje por año. Una batería más grande conlleva a un número menor de ciclos de carga/descarga por año, y como resultado, a una mayor vida útil. No obstante, la capacidad de pasajeros disminuye significativamente si el peso máximo permitido del vehículo no cambia.

Vehículos de carga ligeros (LDV)

En la Figura 4-22 y la Figura 4-23 se muestra el uso de energía no renovable en el ciclo de vida de vehículos de carga liviana (LDV) FCEV y BEV para 2020 y 2030, respectivamente, incluyendo la fabricación del vehículo y el suministro del CGH₂ para FCEV y electricidad para el BEV.

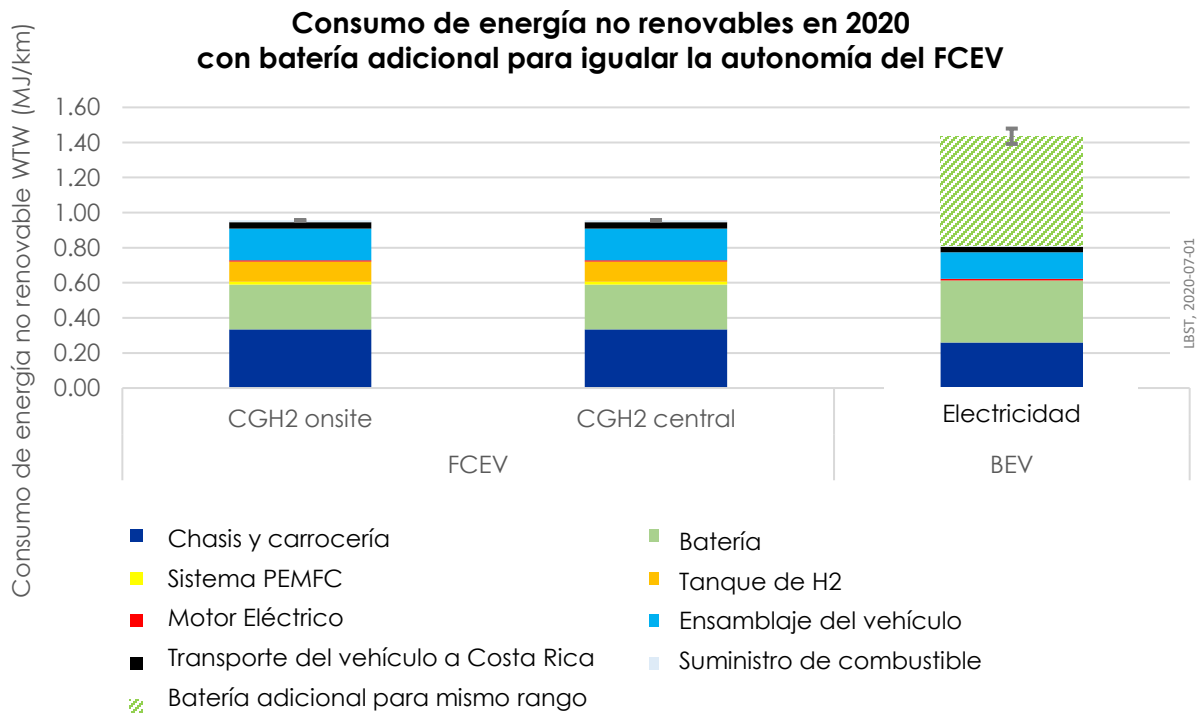
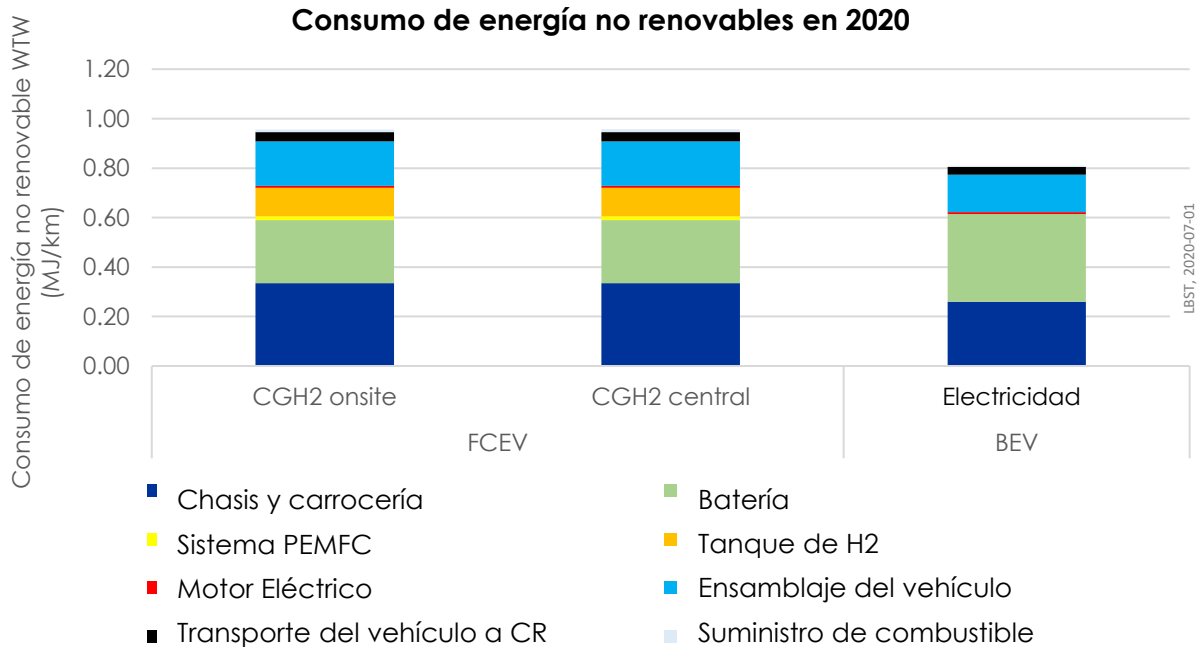


Figura 4-22. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un vehículo de carga ligero (LDV) FCEV y BEV en 2020

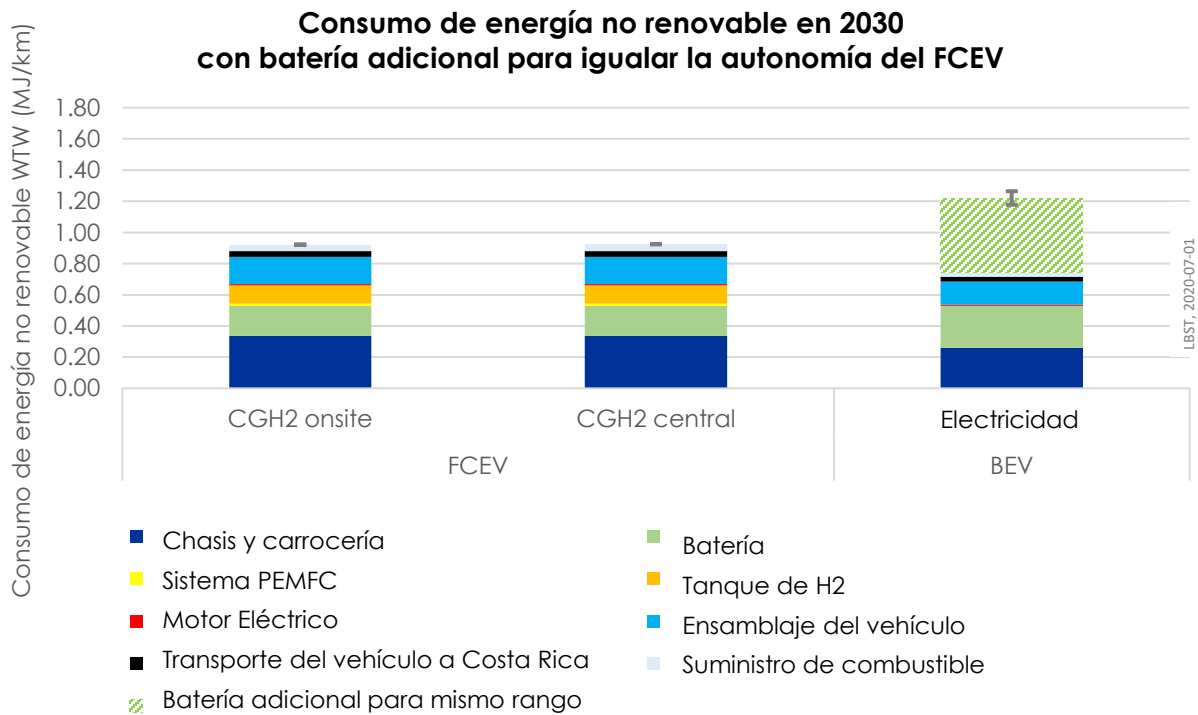
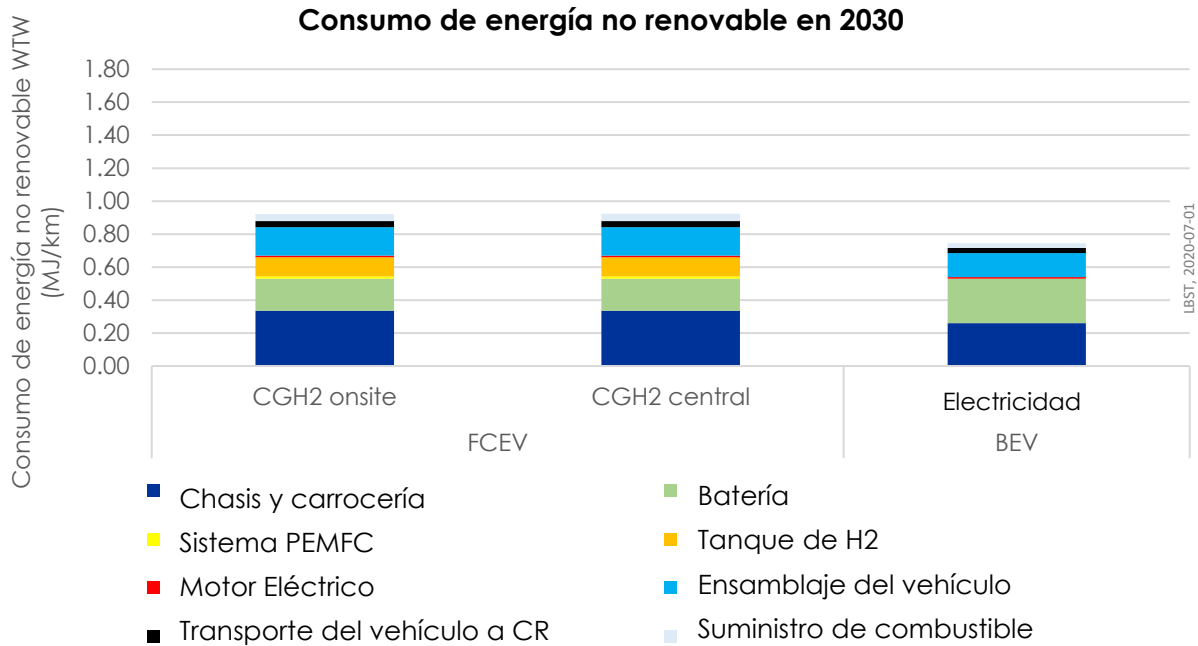


Figura 4-23. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un vehículo de carga ligero (LDV) FCEV y BEV en 2030

Cabe resaltar que los vehículos no son completamente comparables entre sí porque la autonomía por reabastecimiento de combustible o carga es diferente. Por lo tanto, en la Figura 4-22 se añadió una categoría denominada "batería adicional". Sin embargo, las baterías adicionales disminuirían significativamente la carga útil de 1.15 t a 0.60 t si no se aumenta el peso bruto máximo permitido del vehículo. El aumento del peso máximo requeriría material adicional para la construcción del vehículo, lo que conduciría a un uso adicional de energía no renovable en su fabricación.

Vehículos de carga pesados (HDV)

En la Figura 4-24 y la Figura 4-25 se muestra el uso de energía no renovable en el ciclo de vida de vehículos de carga pesados (HDV) FCEV y BEV para 2020 y 2030, respectivamente, incluyendo la fabricación del vehículo y el suministro del CGH₂ para FCEV y electricidad para el BEV.

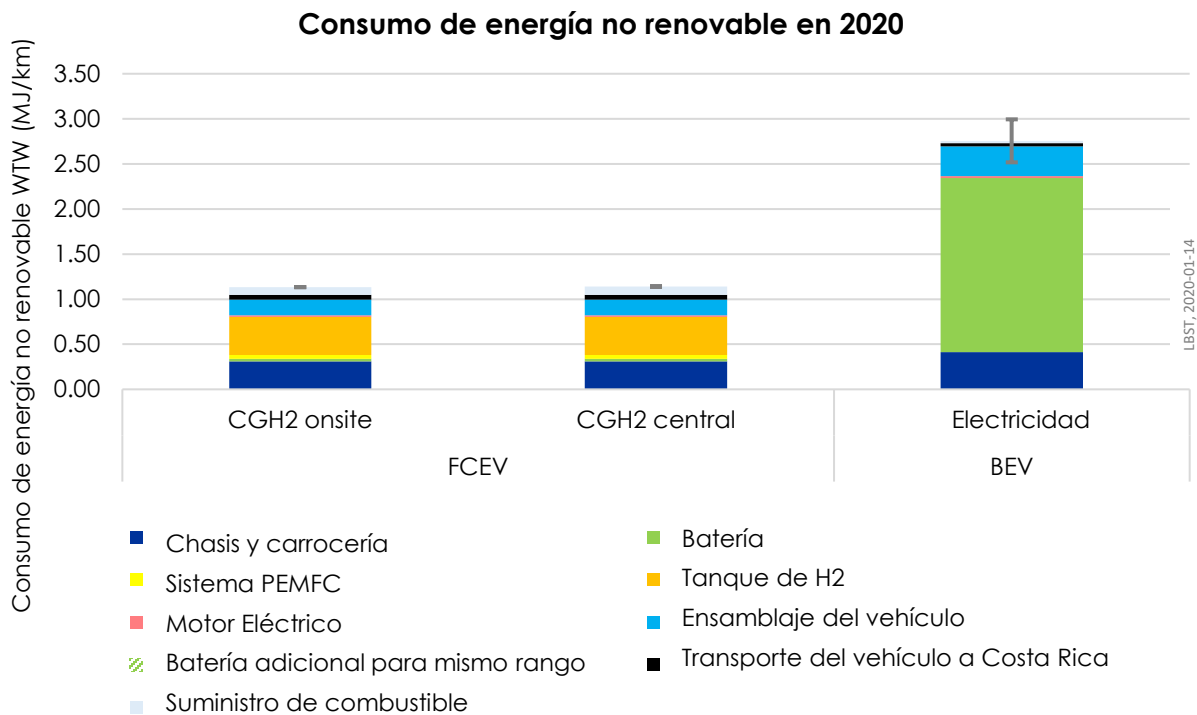


Figura 4-24. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un vehículo de carga pesada (HDV) FCEV y BEV en 2020

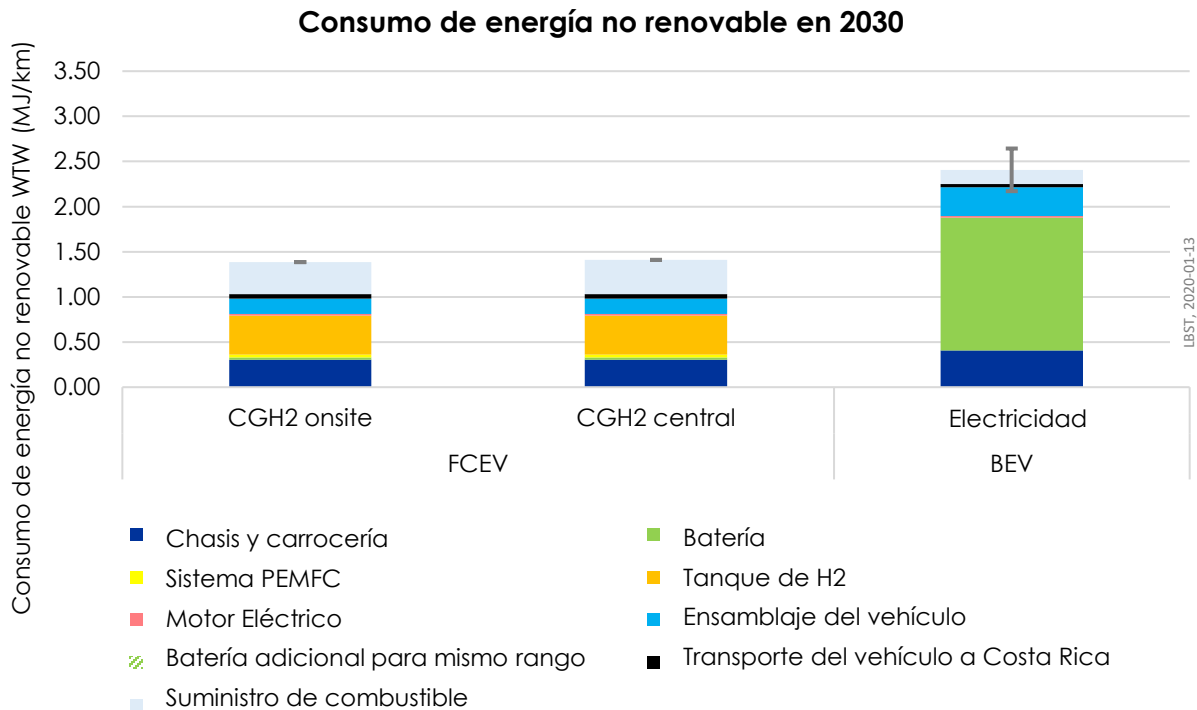


Figura 4-25. Consumo de energía no renovable en el ciclo de vida de un vehículo de carga pesada (HDV) FCEV y BEV en 2030

A diferencia de las emisiones de GEI, el uso de energía no renovable en el ciclo de vida de un BEV es significativamente mayor. Esto se debe a que a pesar de que la matriz energética de Costa Rica tiene un alto contenido de fuentes de energía renovables, se presentan algunas emisiones de GEI de las centrales hidroeléctricas debido a la descomposición de la biomasa inundada.

La capacidad asumida de almacenamiento de la batería del modelo HDV a la misma autonomía que el FCEV. Como resultado, se instala una batería grande que se traduce en un alto uso de energía para su fabricación.

Resumen de resultados presentados en km-pasajero y km-tonelada

En la Figure 4-26 y la Figure 4-27 muestran el uso de energía primaria no renovable para las categorías de vehículos de pasajeros evaluadas en este estudio para 2020 y 2030, respectivamente, expresado por km-pasajero. La Figure 4-28 y la Figure 4-29 muestran el uso de energía primaria para las categorías de vehículos de carga expresadas por km-tonelada métrica para 2020 y 2030, respectivamente.

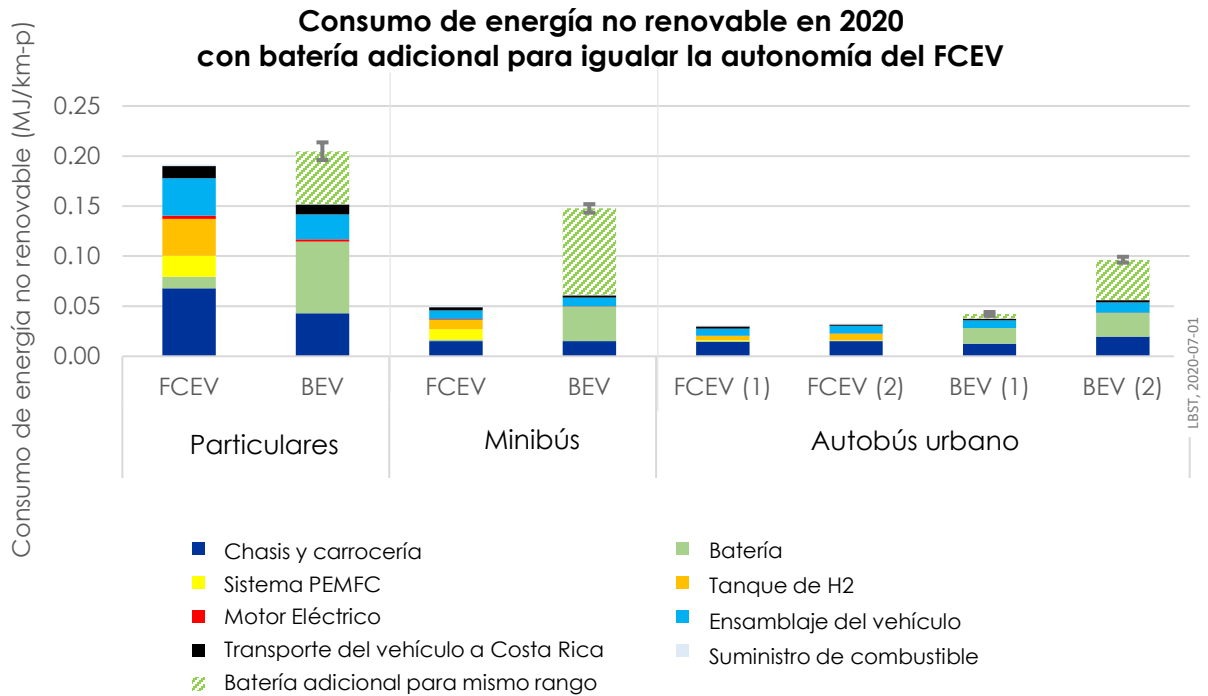
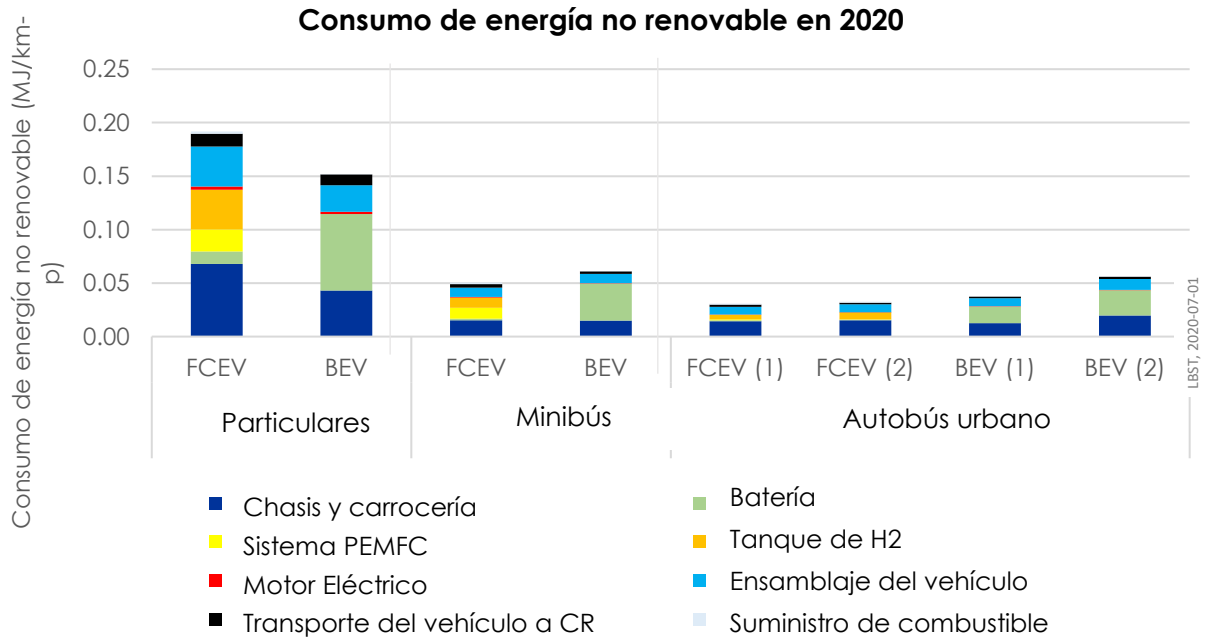


Figure 4-26: Consumo de energía no renovable vehículos de pasajeros en 2020 en km-pasajero

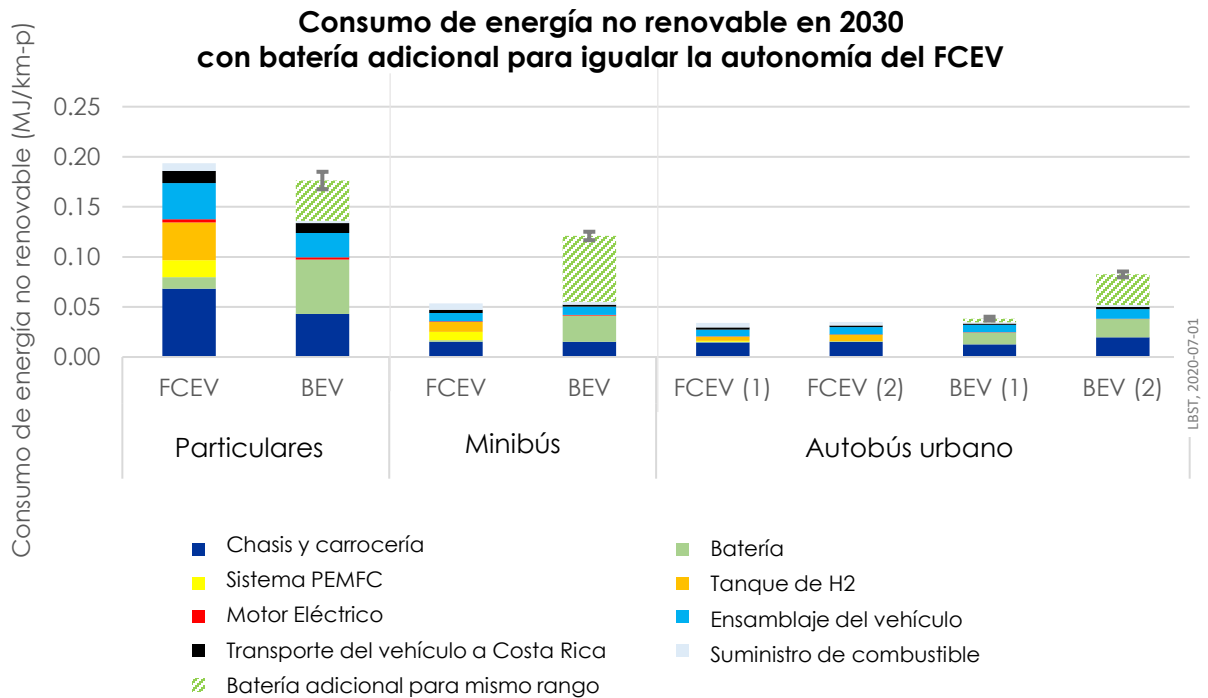
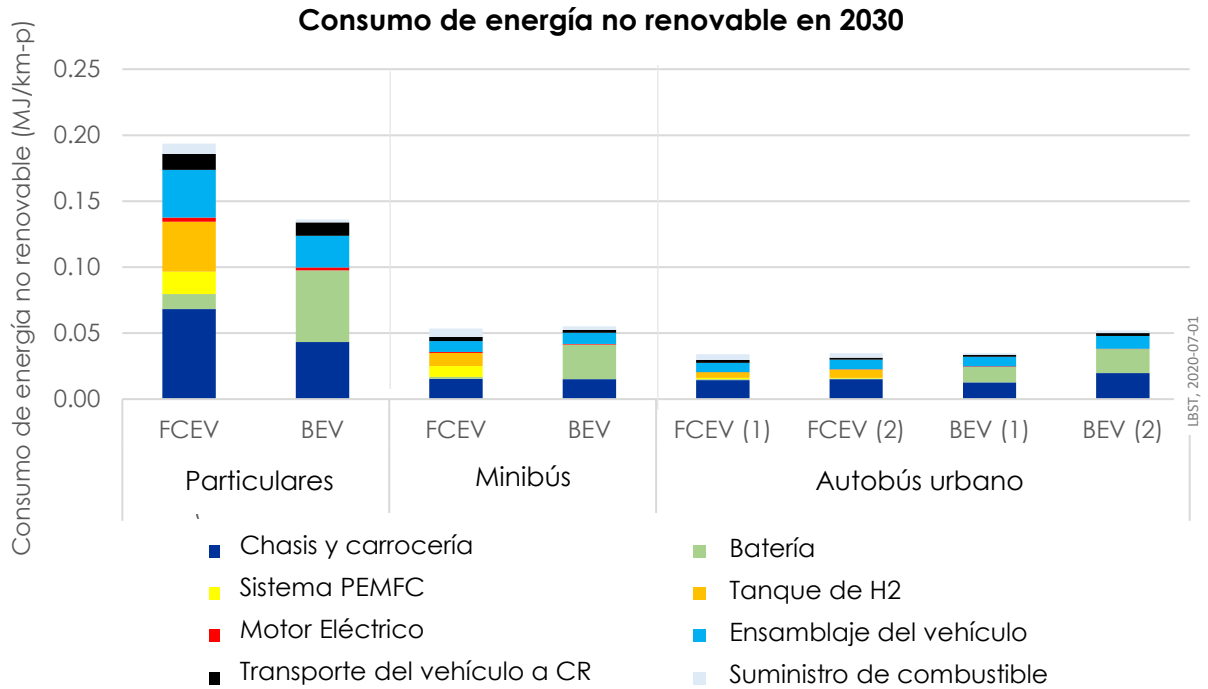


Figure 4-27. Consumo de energía no renovable vehículos de pasajeros en 2030 en km-pasajero

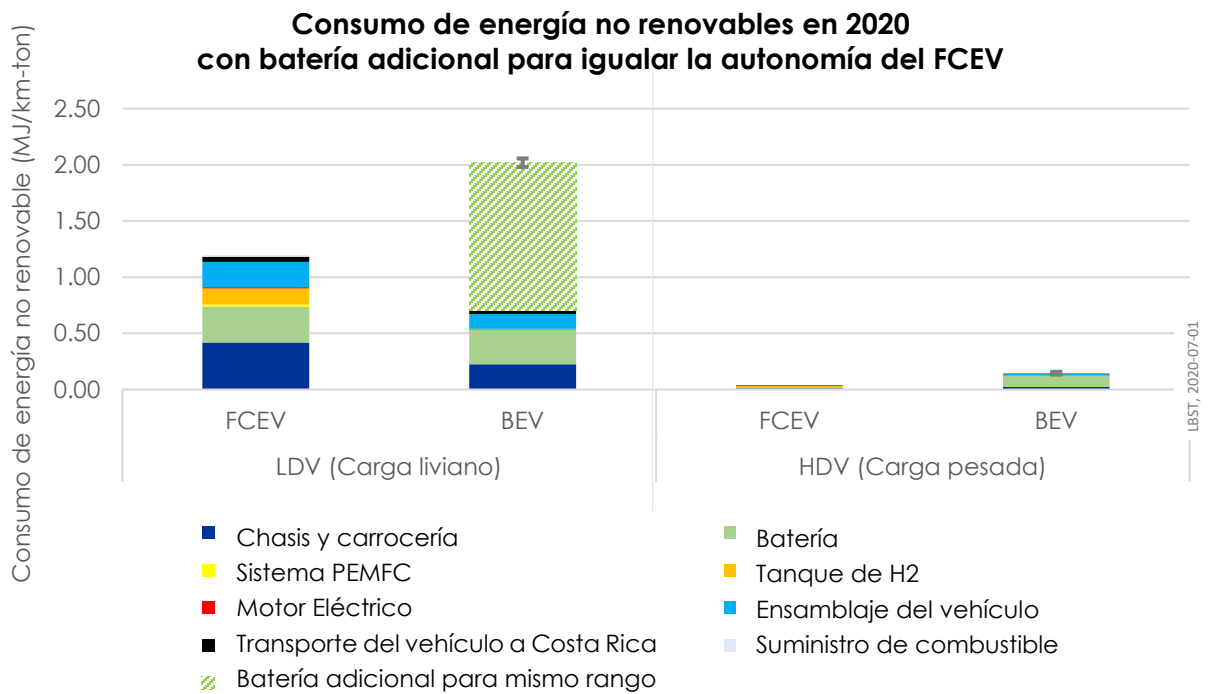
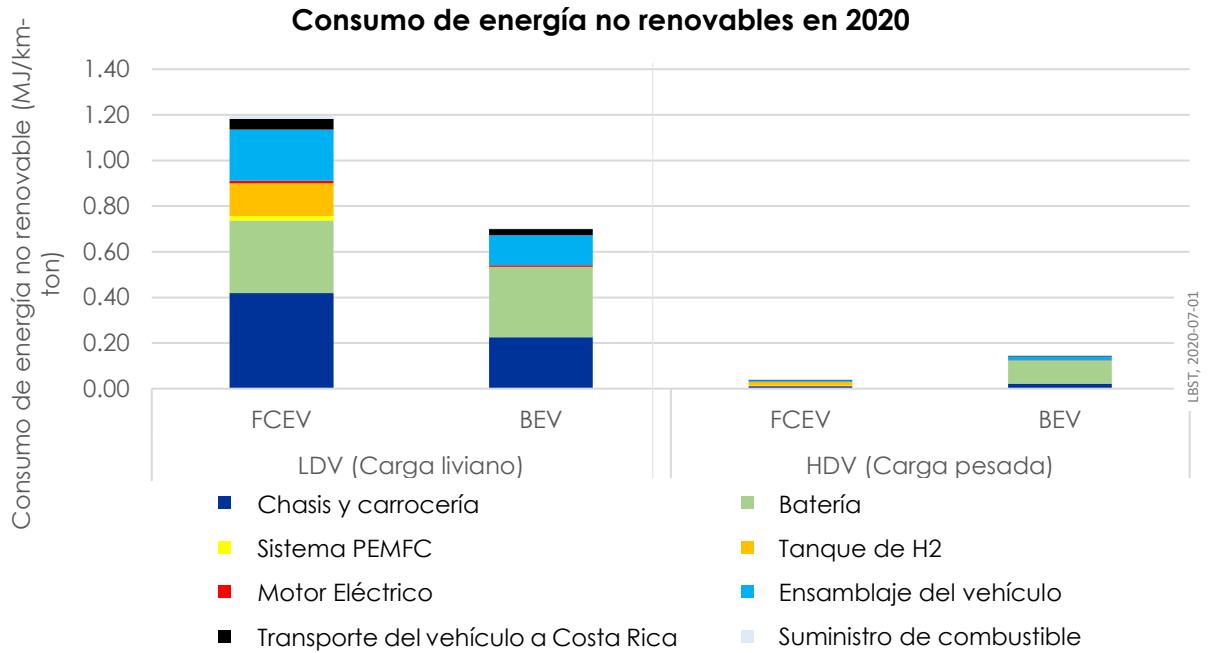


Figure 4-28. Consumo de energía no renovable vehículos de carga en 2020 en km-ton

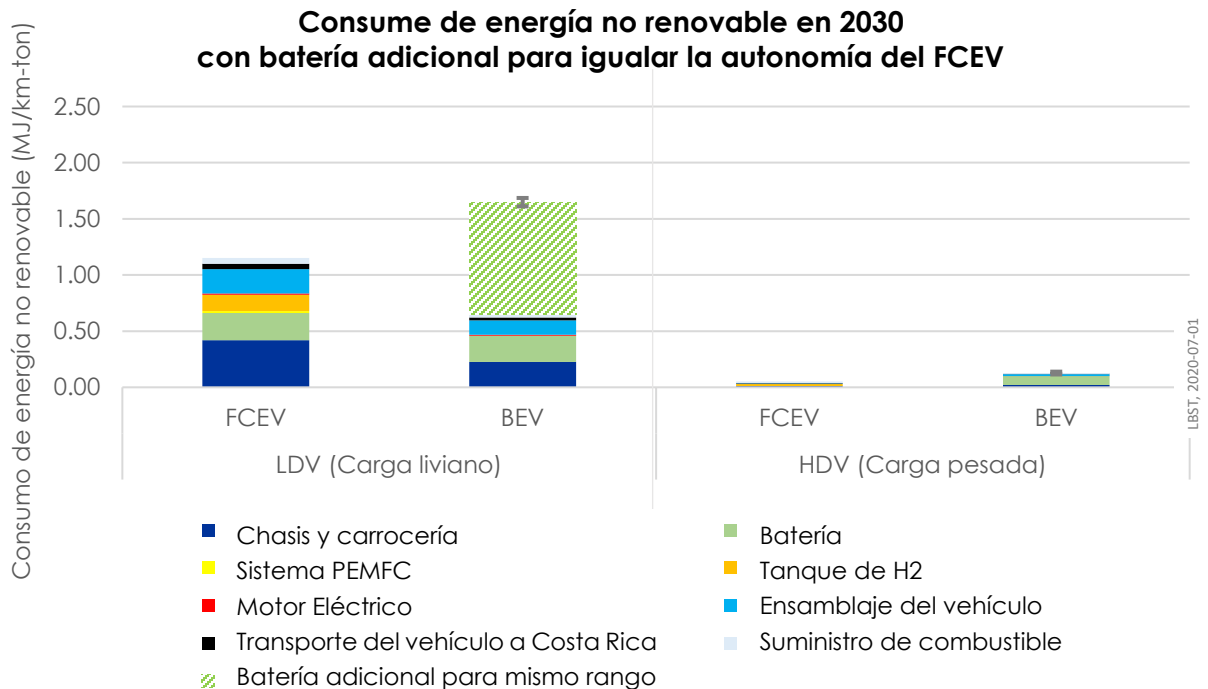
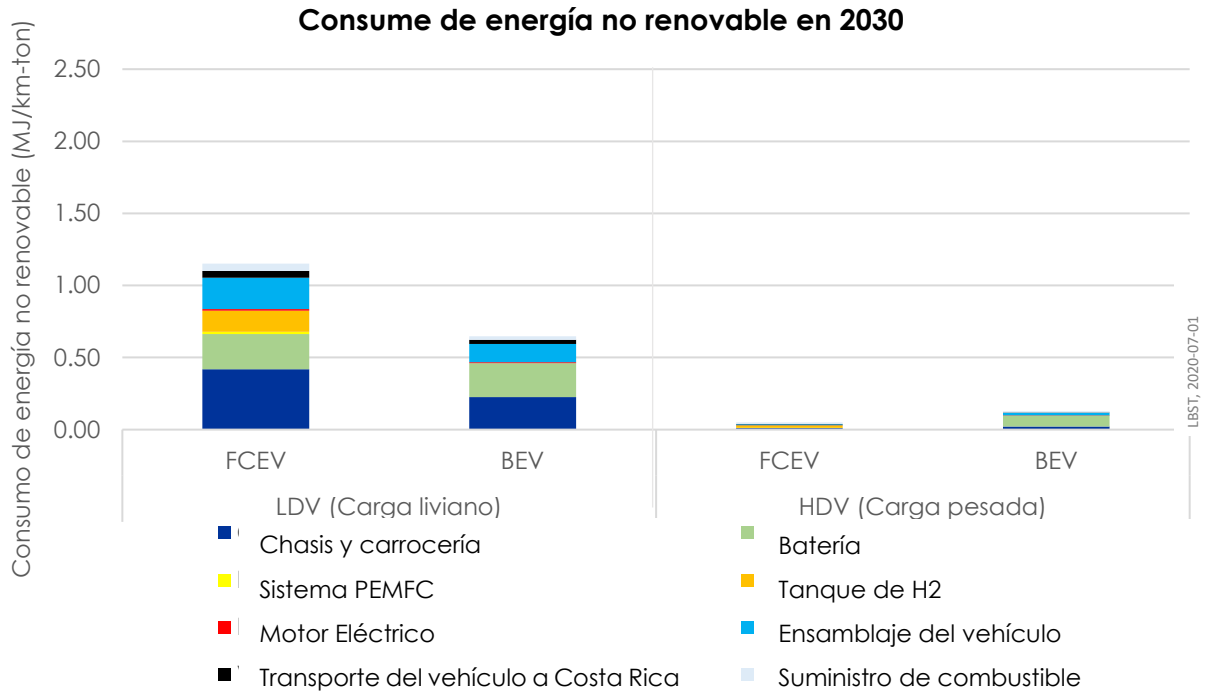


Figure 4-29. Consumo de energía no renovable vehículos de carga en 2030 en km-ton

El transporte público generalmente representa un menor uso de energía primaria no renovable por km-pasajero que los vehículos particulares si los vehículos son utilizados en su totalidad. También, los HDV muestran un menor consumo de energía primaria no

renovable en comparación con los LDV por km-ton si los vehículos se utilizan en su máxima capacidad. La batería adicional para la misma autonomía por reabastecimiento de combustible conlleva a una menor capacidad de pasajeros y menor carga útil, lo que conduce a un mayor uso de energía primaria no renovable por km-pasajero o km-ton.

Si se busca lograr la misma autonomía por reabastecimiento/carga, el uso de energía primaria no renovable por km-pasajero en el caso de los BEV es mayor que el de los FCEV. Para LDV, el uso de energía primaria no renovable para FCEV es mayor que el del BEV si no se instala ninguna batería adicional para obtener la misma autonomía. En el caso contrario, el FCEV requiere menos energía no renovable que el BEV. Para HDV, el uso de energía no renovable del FCEV por km-ton es menor que el del BEV.

Conclusiones sobre el uso de energía

- ➔ La demanda de energía no renovable disminuye con el aumento de la participación de las energías renovables en la matriz energética
- ➔ Con el aumento de las cuotas de energías renovables, la eficiencia se traduce predominantemente en
 - un indicador económico (consumo de energía),
 - un indicador de la intensidad del uso de recursos materiales (economía circular), y
 - la aceptabilidad de las centrales de energía renovables por parte de la población vecina
- ➔ El calor residual proveniente de la electrólisis del agua podría ser valorizado, de manera que la eficiencia energética del proceso de producción de hidrógeno sea optimizada

Aspectos sobre el agua, la seguridad y la toxicidad

Demanda de agua

A partir de la revisión de la literatura para diversas tecnologías y ubicaciones de vehículos eléctricos se puede concluir que la principal etapa crítica del ciclo de vida para el consumo de agua tanto para BEV como para FCEV es la producción del energético, es decir, para la generación de electricidad y la producción de hidrógeno (Karaaslan, et al., 2018) (Onat, et al., 2014).

En la producción de electricidad, los principales consumidores de agua son sistemas de refrigeración (Macknick, et al., 2012). Además, para producir 1000 Nm³ de hidrógeno a través de la electrólisis de agua, se necesitan unos 820 kg de agua (Chen, et al., 2019). Por lo tanto, la huella hídrica depende en gran medida del mix energético y, por lo tanto, puede reducirse significativamente por las altas cuotas de energía eólica y energía solar fotovoltaica (Onat, et al., 2018) (Onat, et al., 2014), o el uso de torres de refrigeración en seco con plantas de energía térmica (solar).

Adicionalmente, la demanda específica de agua para la producción de energía en Costa Rica es baja puesto que sólo hay unas pocas centrales térmicas que podrían requerir agua de refrigeración (ver Tabla 1-3). El aumento de la evaporación del agua de las presas hidroeléctricas en Costa Rica es un factor mitigable debido al clima húmedo y a la capacidad de las presas para el suministro de agua.

Una contribución significativa adicional al consumo de agua durante el ciclo de vida de un BEV es la extracción de litio. La extracción de litio de salmueras requiere, por lo general, una cantidad significativamente mayor de agua que la extracción por el mineral (ver capítulo 2.2). Por otro lado, para los FCEV sólo la extracción de platino tiene un impacto potencial en el consumo de agua, ya que contribuye a la acidificación de las aguas subterráneas. La cantidad de ácido sulfúrico producido depende del sitio de extracción (las tecnologías utilizadas en Sudáfrica previenen gran parte de la acidificación, mientras que el procesamiento de platino en Rusia tiene un menor avance tecnológico). Además, el platino se extrae juntamente con el níquel. El consumo específico de agua de platino, por lo tanto, también depende del método de cuantificación – por valor de mercado, por peso, por volumen, etc. – que representa un tema en las discusiones científicas de LCA.

En la Figura 4-30 y la Figura 4-31 se muestra el consumo acumulado de agua durante el ciclo de vida de las categorías de vehículos evaluadas en este estudio. El requerimiento mínimo teórico de agua en el proceso de electrólisis es cerca de 9 litros de agua por kg de hidrógeno.

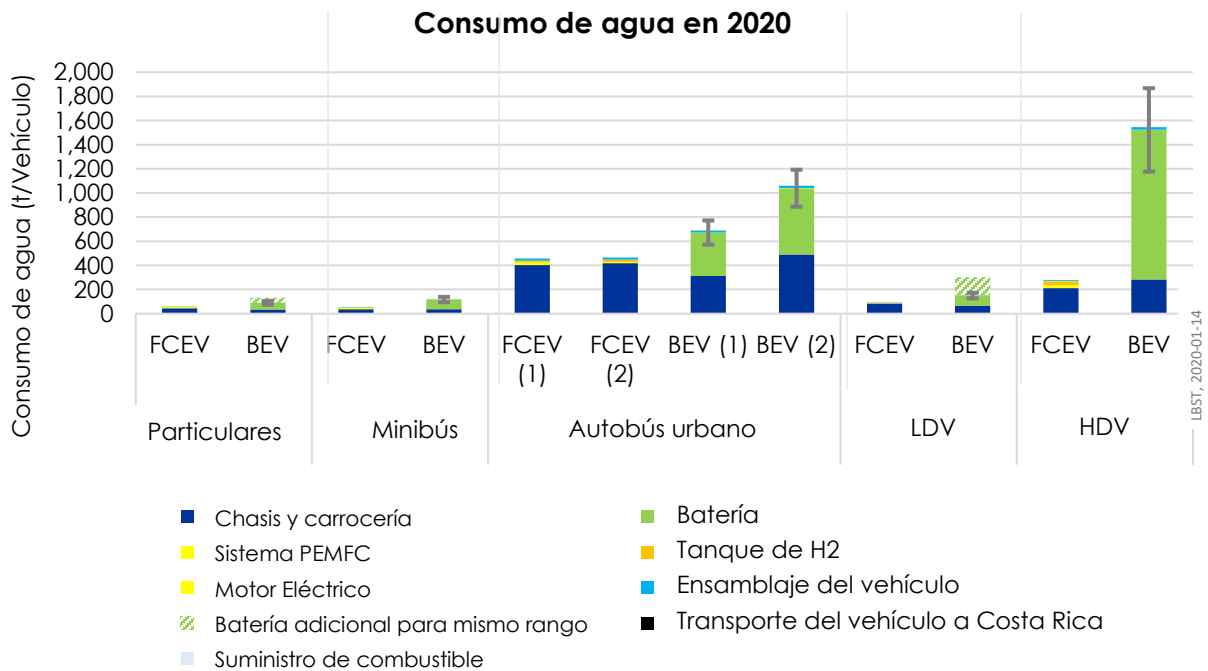


Figura 4-30. Consumo de agua en el ciclo de vida de los vehículos en 2020

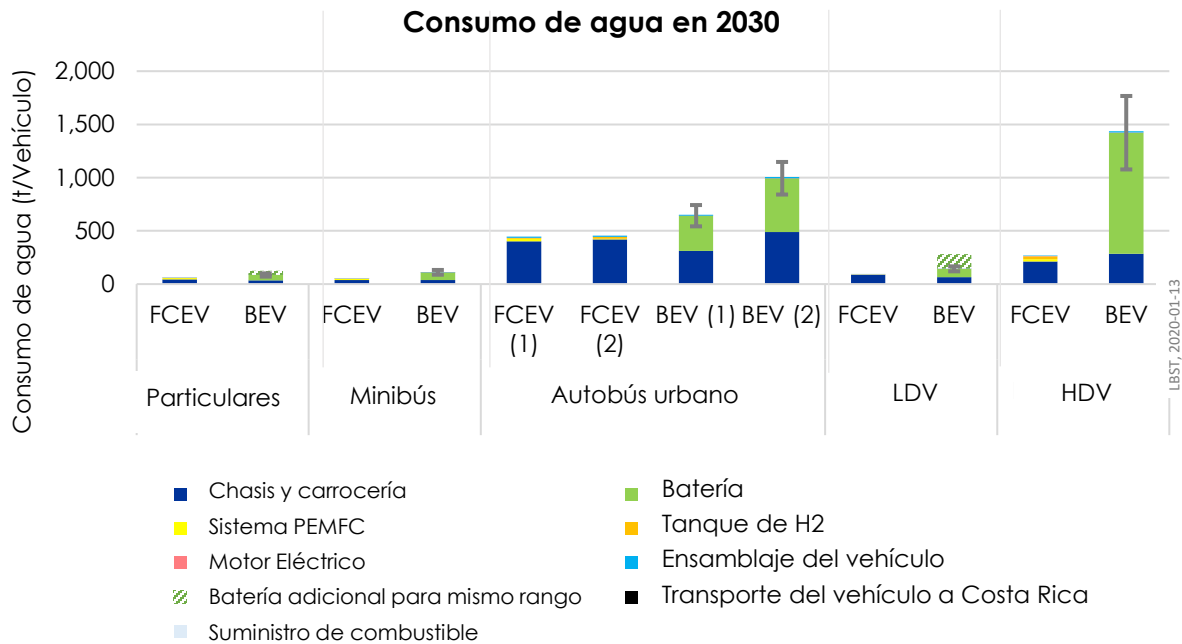


Figura 4-31. Consumo de agua en el ciclo de vida de los vehículos en 2030

Aspectos de seguridad

El principal riesgo de seguridad de un **BEV** es una fuga térmica de la batería de ion de litio, que denota un proceso de calentamiento en cadena de la batería debido a reacciones exotérmicas del electrolito provocadas por un sobrecalentamiento inicial. Tal proceso puede causar daños en la batería por fuego o explosión y se inicia principalmente por un corto interno causado por un daño de la capa separadora como consecuencia de impactos mecánicos, sobrecalentamiento externo o sobrecalentamiento interno debido a la alta resistencia interna en caso de un corto externo. El *runaway* térmico de una batería de ion de litio representa un alto riesgo de seguridad debido a la combinación de materiales con altas densidades de energía y electrolitos altamente inflamables dentro de la celda de la batería (Weyhe, 2013). Este evento es generado principalmente por choques y por el transporte, almacenamiento y desmontaje de la batería. Siendo así, las regulaciones de seguridad específicas para baterías son necesarias para el correcto funcionamiento, transporte y tratamiento al final de su vida útil de las baterías BEV.

Junto a varios reglamentos nacionales e internacionales ya existentes para la seguridad de las baterías Ion-Litio, se instauró recientemente el United Nations Economic Commission for Europe Global Technical Regulation (GTR) Number 20 (GTR for the electric vehicle safety (EVS)) con el objetivo de definir ciertas normas de orden global sobre seguridad para los vehículos eléctricos, publicadas en 2018. Lo anterior se dio como resultado de investigación científica y de debates técnicos entre representantes de la industria, las autoridades regulatorias y los gobiernos de Canadá, China, la UE, el

Japón, Corea del Sur y los Estados Unidos, y servirá como una base para la implementación de legislaciones nacionales. Las principales áreas tratadas son la protección contra descargas eléctricas de todo el vehículo eléctrico durante la operación y post-accidente y requisitos especiales de rendimiento y seguridad para baterías de Ion-Litio, como temperatura alta y baja, sobrecarga, sobrecorriente, sobre descarga, cortocircuito externo, vibración, choque mecánico, incendio y gestión de los gases emitidos (GRT-20, 2018).

Por otro lado, el tratamiento al final de la vida útil de los **FCEV** no es relevante en términos de seguridad, ya que no existe riesgo de incendio o explosión tan pronto como el hidrógeno se haya eliminado del sistema de almacenamiento de hidrógeno. Por lo tanto, la mayoría de las regulaciones de seguridad para FCEV se refieren sólo a la etapa de vida útil de la operación.

Los requisitos de seguridad globales para el FCEV se definen principalmente por el United Nations Economic Commission for Europe Global Technical Regulation (GTR) Number 13 (GTR on Hydrogen and Fuel Cell Vehicles), que se tomó como base para las reglamentaciones nacionales en Canadá, la Unión Europea, Japón, Corea del Sur y los Estados Unidos. Por lo tanto, el GTR proporciona un marco para la armonización internacional de los lineamientos de seguridad de FCEV, en relación con los requisitos a nivel de componentes y subsistemas, así como los requisitos a nivel de vehículo y las especificaciones eléctricas y mecánicas (Buttner, et al., 2017)

Las principales áreas de GTR 13 son (GRT-13, 2013):

- ➔ Requerimientos de rendimiento para sistemas de almacenamiento de hidrógeno, cierres de alta presión, dispositivos de alivio de presión y líneas de combustible
- ➔ Aislamiento eléctrico, seguridad y protección contra descargas eléctricas (en uso) a nivel de subsistema
- ➔ Rendimiento y otros requisitos para la integración del subsistema en el vehículo
- ➔ Límites de liberación de hidrógeno post-choque basados en pruebas de accidentes
- ➔ Criterios de seguridad eléctrica post-choque basados en pruebas de accidentes

Aspectos de toxicidad

La extracción, producción, montaje y reciclaje de materiales y componentes a menudo implican sustancias peligrosas. Estos son, sin embargo, sujetos a la composición del material y el procesamiento a lo largo del ciclo de vida BEV y FCEV. Por lo general, los riesgos por los procesos implicados a menudo se pueden reducir a través de investigación y desarrollo a raíz de presiones bajas (aceptación) y altas (regulación). El uso de las mejores tecnologías disponibles (BAT) puede ayudar a mitigar los riesgos de los procesos "inevitables" a un nivel mínimo.

Según la experiencia existente en el tema, el perfil de riesgo, seguridad y toxicidad asociado con BEV y FCEV puede ser diferente al de los vehículos convencionales, pero no por ello es mejor o peor en comparación.

Conclusiones sobre el agua, la seguridad, la toxicidad

➔ Agua

- Actualmente, la refrigeración en centrales térmicas para el suministro de energía implica un uso intensivo de agua. No obstante, esto no implica un impacto negativo en Costa Rica, ya que hay pocas plantas de energía térmica en el país.
- Otro factor son las operaciones mineras actuales, más específicamente, el consumo de agua para el suministro de metales del grupo de litio y platino
- En comparación con los dos factores anteriores, la demanda de agua para la producción de H₂ no es significativa con ~9 litros de agua por kg de hidrógeno (consumo mínimo de un electrolizador)
- La extracción de agua de un solo punto requiere, sin embargo, una evaluación de impacto ambiental específica del proyecto y del sitio

➔ Riesgos / seguridad / toxicidad

- El panorama tecnológico para la producción industrial y el reciclaje de BEV y FCEV sigue en movimiento. Al presente, hay una insuficiencia de datos confiables sobre los procesos de producción de baterías y celdas de combustible
- Actualmente se están desarrollando buenas prácticas para el tratamiento al final de la vida útil de la BEV, por ejemplo, en China y la Unión Europea
- La experiencia hasta ahora da confianza de que el perfil de riesgo, seguridad y toxicidad asociado con BEV y FCEV puede ser diferente al de los vehículos convencionales, pero no por sé mejor o peor

4.2. Barreras y recomendaciones con base a los resultados del LCA

Posibles barreras identificadas asociadas a obtener un desempeño ambiental óptimo de los vehículos eléctricos en un LCA

Considerando las prácticas internacionales revisadas en el marco del estudio, los caminos disponibles para cada una de las tres etapas macro descritas en la vida útil (manufactura, operación, disposición), y las especificidades asociadas a un potencial despliegue de ambas tecnologías en Costa Rica, nos permitimos a continuación identificar una serie de posibles barreras nacionales a abordar para mejorar el desempeño de los vehículos eléctricos frente a un LCA.

Algunas suposiciones consideradas para la identificación de posibles barreras son:

- a) Costa Rica actualmente no cuenta con una industria de ensamble ni manufactura de vehículos livianos robusta a nivel nacional, situación que se

considera no cambiará en el mediano o largo plazo. Por ende, se asume que la manufactura y ensamble final de vehículos eléctricos livianos (tanto BEV como FCEV) será fuera del país

- b) En el país, como es práctica en otros países de América Latina, se ensamblan (carrozan) vehículos pesados tipo autobús o camión sobre trenes motrices y chasis importados, por lo cual para estas categorías de vehículos si puede existir un futuro ensamble de carrocerías sobre bases motrices de BEV y FCEV
- c) Dado que el país tampoco cuenta con reservas probadas de litio (ya sea en salinas o en roca), se descarta también la posibilidad de contar con una industria de fabricación de baterías nacional, que, como revela la evaluación de impactos del LCA, es la etapa en la manufactura de vehículos eléctricos con el mayor impacto ambiental

Las barreras se presentan en la tabla a continuación. Se agrega además un indicador de riesgo asociado a la probabilidad percibida de ocurrencia de la barrera (alto, medio, bajo) y un indicador de relevancia (alto, medio, bajo) considerando el impacto que tendría sobre el desempeño ambiental obre vida útil de los vehículos eléctricos.

Tabla 4-1. Identificación de Barreras en el LCA, sus Riesgos y Relevancia

Tipo de Barrera	Barrera	Riesgo	Relevancia
Barreras en la manufactura de los vehículos	M.1. Importación de BEV y FCEV de países o fabricantes cuya huella de carbono (tonCO _{2eq} /vehículo) asociada a la manufactura sea más alta que el promedio del sector	Medio	Media
	M.2. Importación de BEV y FCEV de países que requieran una logística compleja para su arribo a puerto en Costa Rica	Bajo	Baja
Barreras en la operación de los vehículos	O.1. Se genera electricidad para carga o electrólisis con una matriz altamente dependiente de fuentes fósiles, dado el incremento en la demanda	Bajo	Alta
	O.2. Los vehículos eléctricos importados tienen una intensidad de uso muy baja, por lo cual su análisis de ciclo de vida no resulta tan favorable	Medio	Alta
	O.3. Los propietarios de vehículos no incurren en prácticas de mantenimiento adecuadas, resultando en vidas útiles más cortas para los vehículos y, por ende, más ciclos de reemplazo	Medio	Bajo
Barreras en la disposición final de los vehículos	D.1. No se pone en marcha un programa de responsabilidad extendida del productor en Costa Rica para los vehículos eléctricos	Medio	Alta
	D.2. No se genera en Costa Rica una legislación específica para la cadena de reciclaje y disposición final de baterías de EV (ion litio principalmente) o de las celdas de combustible	Alto	Alta
	D.3. Los vehículos eléctricos involucrados en siniestros viales que resulten en pérdida total son redirigidos a relleno sanitario en vez de pasar por un desarmado riguroso	Medio	Alta
	D.4. Se genera un mercado negro de baterías y metales raros en Costa Rica, evitando así que los canales regulares de disposición sean los dominantes	Medio	Alta
	D.5. No se genera en Costa Rica un mercado y una serie de incentivos para el uso de baterías de segunda y tercera vida en aplicaciones estacionarias	Alto	Alta

Recomendaciones finales para mejorar el desempeño ambiental de los BEV y FCEV en Costa Rica

Con base en las posibles barreras con impactos ambientales negativos y riesgos cualitativos asociados a cada una de ellas, en esta sección se proponen acciones específicas para maximizar los beneficios ambientales asociados a la incorporación de vehículos eléctricos en la flota de Costa Rica.

Vale la pena recalcar que estas acciones no constituyen una hoja de ruta, sino son propuestas enfocadas a mejorar el desempeño ambiental de una futura flota de BEV y FCEV en Costa Rica.

Acciones recomendadas para superar las barreras en la manufactura de BEV y FCVE

Frente a la barrera M.1, sugerimos:

- ➔ Crear un programa de reporte, medición y verificación de emisiones contenidas en el producto (vehículos) para tomar decisiones más informadas
- ➔ Si los vehículos se producen en Costa Rica, se recomienda establecer como obligatorio el uso de energía renovable en la producción de hidrógeno y en la producción de BEV.
- ➔ Costa Rica cuenta con condiciones favorables para la manufactura de bajo carbono de vehículos eléctricos para la región, dada su matriz basada en gran proporción en fuentes renovables y posición geográfica estratégica para la exportación de vehículos hacia todo el continente americano. Si bien no es una industria que exista en la actualidad, el ensamble de vehículos (con énfasis en BEV y FCEV) en Costa Rica puede ser de interés para algunos OEM que deseen manufacturar sus productos con la menor huella de carbono posible, generando además una fuente importante de ingresos y empleo para el país. Por ende, sería recomendable generar acercamientos con OEM's para evaluar el interés y las oportunidades que podrían existir alrededor de este punto

Frente a la barrera M.2, se podría pensar en esquemas tales como:

- ➔ Incentivar algún esquema de "contenido local" en Costa Rica.
- ➔ Los programas, instrumentos o medidas para la introducción de vehículos eléctricos en Costa Rica, deberían incluir medidas para facilitar el despliegue de dichos vehículos de forma amigable con el medio ambiente. Por ejemplo, se recomienda motivar a los productores de vehículos a alcanzar la neutralidad de emisiones para el año 2050 (ver como ejemplo las metas de reducción de emisiones de Toyota).

Acciones recomendadas para superar las barreras en la operación de los BEV y FCVE

El uso de electricidad renovable para el transporte en Costa Rica es uno de los determinantes más importantes en el balance de GEI en los vehículos evaluados en este estudio. Hoy en día, la matriz energética en Costa Rica tiene casi el 100% de energía renovable, lo que lo convierte en un ejemplo global en los sistemas energéticos nacionales. Sin embargo, (ICE, 2019) pronosticó un aumento de hasta seis veces en el

uso de hidrofluoroolefinas (HFO) en 2030, y este tipo de combustible genera una cantidad considerable de emisiones (GEI, contaminantes, ruido). El aumento del uso de HFO reduciría la cuota de energía renovable en el mix eléctrico costarricense en dos puntos porcentuales. Además, la energía hidroeléctrica a gran escala puede tener impactos significativos en la huella de carbono de la matriz energética (por ejemplo, a través de la biodegradación de la vegetación) y en la demanda de agua (por ejemplo, a través de una mayor evaporación).

Frente a la barrera O.1, sugerimos:

- ➔ Con base en proyecciones de penetración e BEV y FCEV en el país bajo escenarios futuros, y la demanda eléctrica esperada (proyecciones del grupo ICE), realizar una adecuada planeación del sistema energético nacional que refleje el incremento en demanda eléctrica para transporte
- ➔ Estudiar y evaluar la factibilidad de la creación de tarifas de electricidad diferenciadas para carga de BEV, que incentiven la recarga en horas de baja demanda sobre el sistema. Esto podría evitar la instalación o despacho de centrales generadoras para manejo de potencia pico
- ➔ Implementar un sistema de seguimiento, notificación y verificación sobre el uso de energías renovables, por ejemplo, haciendo uso de un sistema de garantía de origen (GO) de la electricidad y el hidrógeno procedente de fuentes renovables
- ➔ Comprobar alternativas al aumento en las contribuciones de las centrales eléctricas de combustible pesado previstas en los escenarios del (ICE, 2019), por ejemplo, a través de opciones como baterías estacionarias y almacenamiento de energía por H₂.
- ➔ Considerar si las centrales hidroeléctricas más antiguas existentes podrían ser rehabilitadas con unidades de generación mejoradas, logrando así mayores rendimientos de electricidad
- ➔ Investigar qué beneficios puede traer la expansión del suministro de electricidad renovable con energía fotovoltaica, ya que la energía solar podría ser un ajuste complementario al perfil de generación estacional de energía hidroeléctrica.
- ➔ Considerar la posibilidad de implementar almacenamiento de energía (baterías, power-to-H₂) en el sistema energético para explotar los beneficios de equilibrar la fuente de alimentación renovable fluctuante y estabilizar la red para la carga rápida de BEV

Frente a la barrera O.2, sugerimos:

- ➔ Incentivar inicialmente el uso de BEV y FCEV en flotas de uso intensivo (taxis, buses urbanos e interurbanos, carga) para obtener un impacto ambiental menor asociado a la mayor intensidad de uso en la vida útil
- ➔ Si existen programas de restricción a la movilidad locales o regionales, eximir a los FCEV y BEV de los mismos para incentivar su compra y uso por parte de privados
- ➔ Incentivar los esquemas de vehículo compartido y movilidad como servicio para incrementar la intensidad de uso

Frente a la barrera O.3, sugerimos:

- ➔ Incentivar a los importadores de vehículos eléctricos a ofrecer capacitaciones y programas de mantenimiento gratuitos por una temporalidad finita, con el fin de garantizar el buen estado de la flota y maximizar su vida útil

Acciones recomendadas para superar las barreras en la disposición final de BEV y FCVE

Frente a la barrera D.1, recomendamos:

- ➔ Considerar la incorporación de metas y métricas de economía circular asociados a la introducción de BEV y FCEV, que incorpore el concepto de Responsabilidad Extendida del Productor, compatible con lo estipulado en la Ley 8839 Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos.
- ➔ La regulación sobre el final de la vida útil de los BEV y FCEV debe desarrollarse en la fase de planificación o a su debido tiempo después del inicio de los programas de despliegue de vehículos eléctricos en Costa Rica. Se recomienda tomar como base las buenas prácticas regulatorias de los países como China y la UE.

Frente a las barreras D.2, D.3 y D.4, recomendamos:

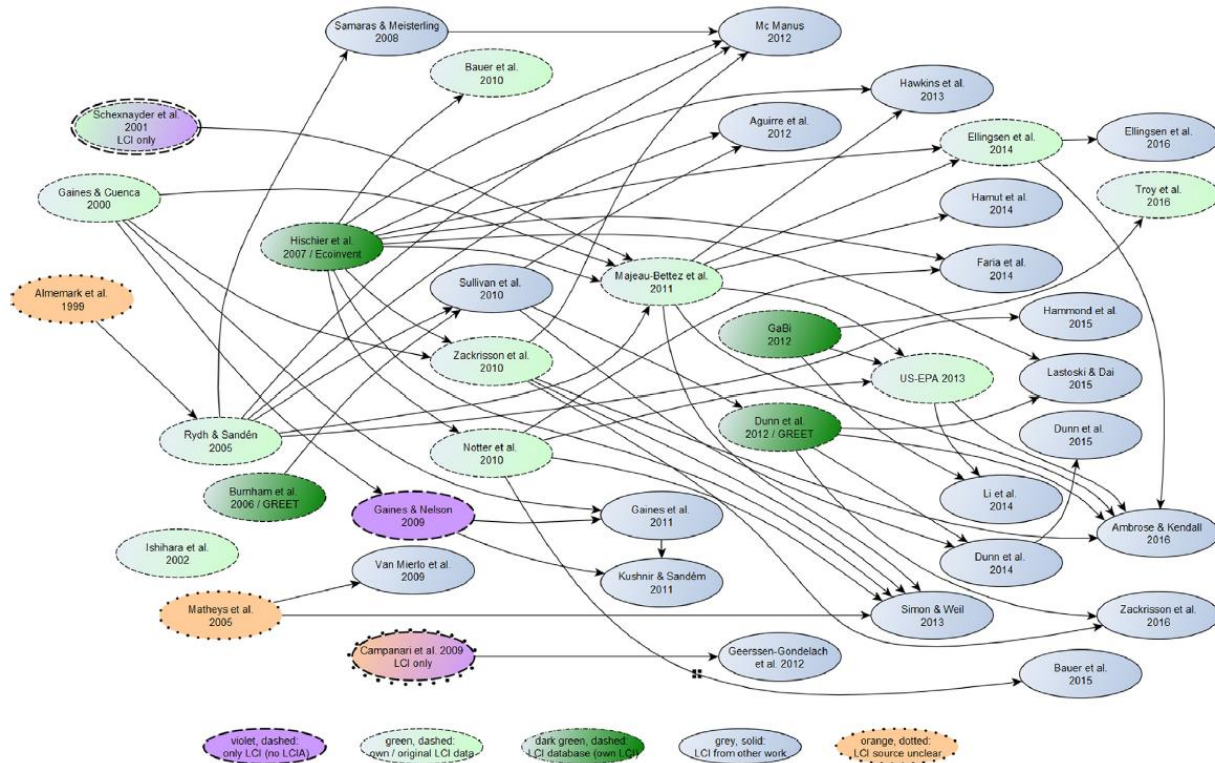
- ➔ La Ley 8839 ya provee un marco legal para la aplicación de buenas prácticas, por lo cual la recomendación es reforzar la veeduría del cumplimiento de la ley por parte de productores e importadores que evite que las piezas más sensibles a contaminación ambiental de los vehículos eléctricos se mezclen con los residuos ordinarios

Frente a la barrera D.5, recomendamos:

- ➔ Con la esperada penetración de sistemas de almacenamiento de electricidad de gran escala para prestar servicios de balance de red, es recomendable realizar estudios y generar incentivos a los desarrolladores de proyectos de almacenamiento para que utilicen baterías remanufacturadas en lugar de baterías nuevas
- ➔ Reducir las tasas de exportación de baterías recuperadas hacia países de remanufacturado de las mismas

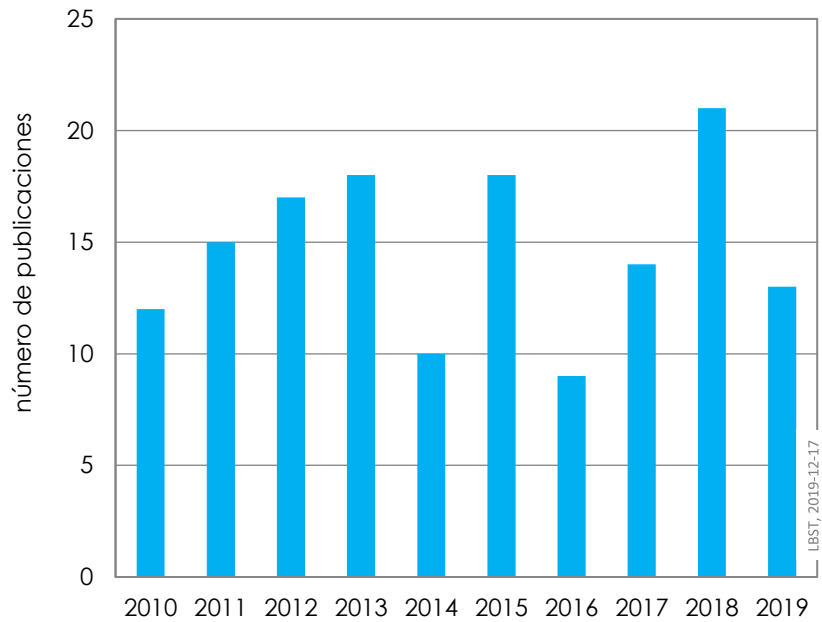
Anexo 1. Detalle sobre revisión bibliográfica

El análisis comenzó con una revisión exhaustiva de la literatura. El reporte (Peters, et al., 2017) describió las interrelaciones entre diferentes estudios de LCA y el uso de datos de inventario de ciclo de vida (LCI) para producir baterías. La siguiente figura tomada de este reporte muestra un ejemplo de la complejidad de las conexiones dentro de la literatura existente.



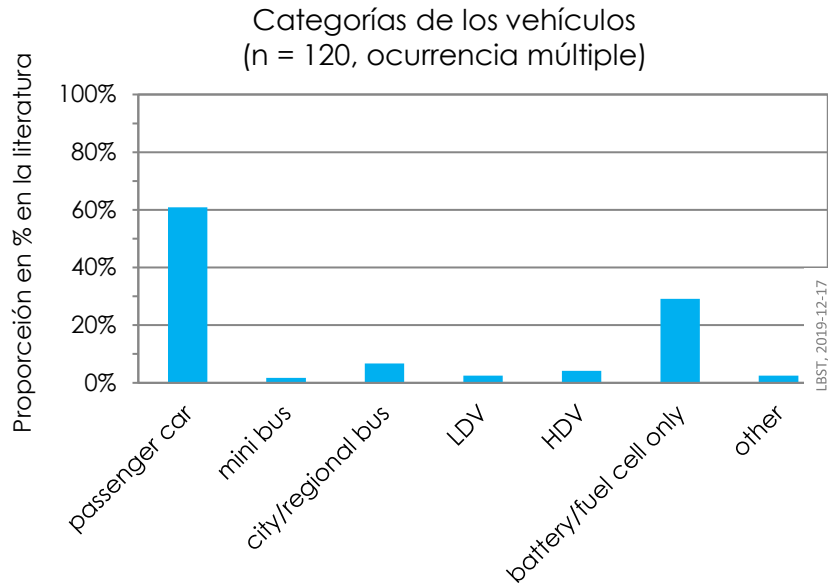
Cadena de información de los datos del inventario del ciclo de vida (LCI) de baterías (imagen: (Peters, et al., 2017))

Los datos sobre la generación de energía, la minería y la producción de materiales básicos se obtienen comúnmente de fuentes establecidas de LCA. Sin embargo, la estructura fuertemente interconectada de los datos representa un alto riesgo de aplicar valores desactualizados si éstos se transmiten dentro de la literatura sin ningún control de idoneidad, en particular para los procesos ascendentes y los impactos ambientales, como el riesgo de difundir información falsa por interpretación errónea de estudios anteriores.

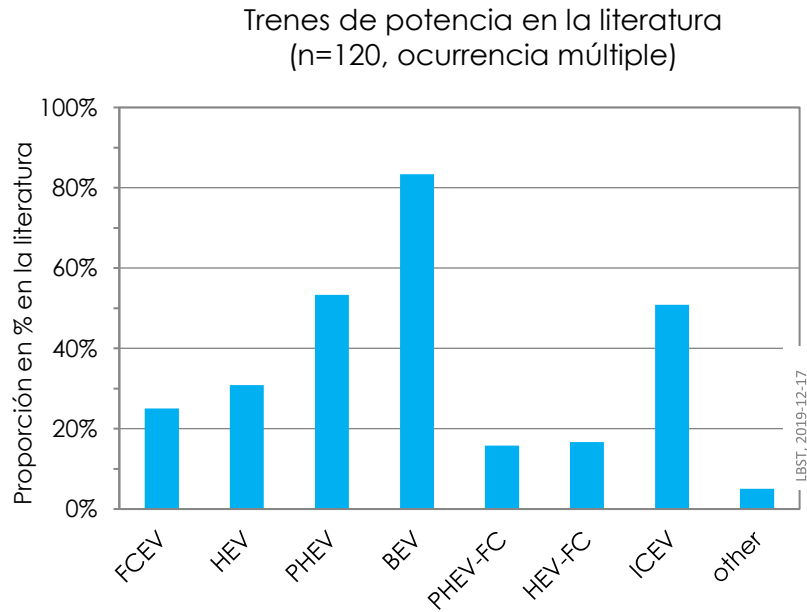


Distribución de los años de publicación de la literatura revisada

A su vez, se evidenció que los alcances y los enfoques varían mucho entre los estudios según la clasificación por sistema de propulsión, categoría de tamaño del vehículo, área de impacto ambiental y etapas del ciclo de vida, lo que hace que los resultados de dichos estudios sean difícilmente comparables entre sí. Igualmente, cabe resaltar que los estudios en su mayoría están centrados en las emisiones de gases de efecto invernadero durante todo el ciclo de vida de vehículos particulares a batería de ion litio (principalmente cátodo NMC), probablemente debido al mayor interés público. Mientras que no es tan común la información sobre FCEV, otro tipo de baterías y otras categorías de tamaño de vehículos como autobuses o camiones. Sin embargo, la mayoría de los estudios comparan sus resultados con los resultados del ICEV de tamaño similar.



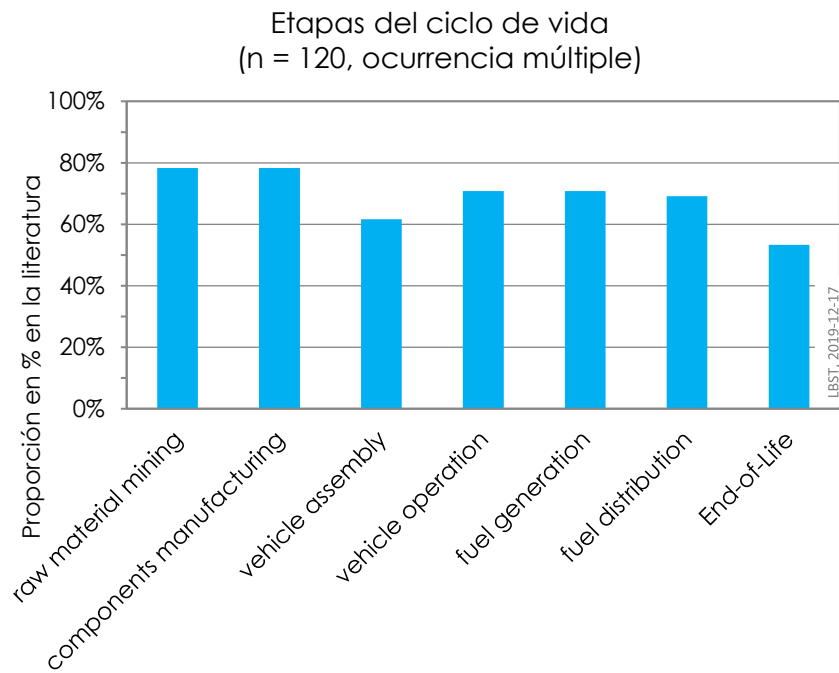
Participación de diferentes categorías de vehículos en la literatura revisada



Participación de diferentes trenes de potencia en la literatura revisada

Aproximadamente la mitad de los artículos examinados incluyen, principalmente, además de las emisiones de gases de efecto invernadero, el consumo de energía del ciclo de vida y/u otras áreas de impacto ambiental, como la mayoría de las veces el

potencial de formación de oxidantes fotoquímicos, el potencial de eutrofización, el potencial de acidificación, el potencial de agotamiento de recursos abióticos, el potencial de toxicidad humana, el potencial de ecotoxicidad, el potencial de iones de capa de ozono y las emisiones de material particulado. Sin embargo, se ha encontrado poca información sobre los consumos de agua del ciclo de vida.



Participación de las diferentes etapas del ciclo de vida en la literatura revisada

Bibliografía

AMS, 2019. DHL tankt Wasserstoff. [Online] Available at: <https://www.auto-motor-und-sport.de/tech-zukunft/streetscooter-h2-panel-van-brennstoffzelle/>

AR-NT-SUCOM, 2016. "Supervisión de la comercialización del suministro eléctrico en baja y media tensión". In: s.l.:s.n.

BGS, 2016. British Geological Survey (BGS): Mineral Profile Lithium. In: s.l.:s.n.

Buttner, W. et al., 2017. Hydrogen monitoring requirements in the global technical regulation on hydrogen and fuel cell vehicles. In: *International Journal of Hydrogen Energy* 42. s.l.:s.n., pp. 7664-7671.

Chen, Y., Hu, X. & Liu, J., 2019. Life cycle assessment of fuel cell vehicles considering the detailed vehicle components: comparison and scenario analysis in China based on different hydrogen production schemes. In: s.l.:Energies, p. <https://doi.org/10.3390/en12153031>.

Colin, e. et al., 2019. Spodumene: The Lithium Market. In: *Ressources and Processes*. s.l.:<https://doi.org/10.3390/min9060334>.

Dai, Q., Kelly, J. C., Dunn, J. & Benavides, P. T., 10/2018. Update of Bill-of-materials and Cathode Materials Production for Lithium-ion Batteries in the GREETModel. In: s.l.:s.n.

Dai, Q., Kelly, J. C. & Elgowainy, A., 9/2018. Cobalt Life Cycle Analysis Updated for the GREET Modell. In: s.l.:s.n.

DLR, LBS & ISE, 2015. Studie über die Planung einer Demonstrationsanlage zur Wasserstoff-Kraftstoffgewinnung durch Elektrolyse mit Zwischenspeicherung in Salzkavernen unter Druck; gefördert durch Bundesministerium für Umwelt. In: http://www.lbst.de/ressources/docs2015/BMBF_0325501_PlanDelyKaD-Studie.pdf, ed. *Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt*. s.l.:Naturschutz und Reaktorsicherheit.

Dunn, J. B. & Gaines, L., 2013. Research Energy and Environmental Impacts of Lithium Production for Automotive Batteries. In: C. f. Transportation, ed. s.l.:Argonne National Laboratory (ANL) American Chemical Society New Orleans.

Dunn, J. B. et al., 2012. Material and Energy Flows in the Materials Production, Assembly, and End of Life Stages of the Automotive Lithium Ion Battery Life Cycle. In: s.l.:<https://greet.es.anl.gov/publication-lib-lca>.

EC, 2000. DIRECTIVE 2000/53/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 18 September 2000 on end-of life vehicles; in: Official Journal of the European Communities. In: *European Commission*. s.l.:s.n.

Ecoinvent, et al., 2007. Life Cycle Inventories of Chemicals. In: *Ecoinvent Data v2.0*. Düberdorf: econinvent report No. 8.

Ecomento, 2019. *H2 Panel Van. Deutsche Post stellt StreetScooter mit Wasserstoff-Antrieb vor.* [Online]

Available at: <https://ecomento.de/2019/05/24/streetscooter-h2-panel-van-deutsche-post-stellt-wasserstoff-elektrotransporter-vor/>

EIA, 2019. Annual Energy Outlook 2019 with projections to 2050. In: *US Energy Information Agency*. s.l.:s.n.

Electrive, 2019. *DHL Express & StreetScooter present fuel cell van.* [Online] Available at: <https://www.electrive.com/2019/05/24/dhl-express-street-scooter-h2-van-with-500km-range/>

Elgowainy, A. & Reddi, K., 2015. Hydrogen Fueling Station Pre-Cooling Analysis; . In: *Argonne National Laboratory (ANL): 2015 DOE Hydrogen and Fuel Cells Program Annual Merit Review*. s.l.:s.n.

Elgowainy, A., Reddi, K. & Wang, M., 2013. Life-Cycle Analysis of Hydrogen On-Board Storage Options; The 2013 DOE Fuel Cell Technologies Program Annual Merit Review and Peer Evaluation Meeting. In: Arlington: s.n.

Ellingsen, L. et al., 2013. Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack. *Journal of Industrial Ecology*.

Emilsson, E. & Dahllöf, L., 2019. Lithium-Ion Vehicle Battery Production: Status 2019 on Energy Use, CO2 Emissions. Use of Metals, Products Environmental Footprint, and Recycling. In: s.l.:s.n.

EU, 2018. DIRECTIVE (EU) 2018/2001 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources (recast). In: s.l.:s.n.

Evangelisti, S., Tagliaferri, C., Brett, D. J. L. & P., I., 2017. Life cycle assessment of a polymer electrolyte membrane fuel cell system for passenger vehicles. In: *Journal of Cleaner Production*. s.l.:s.n., pp. 4339-4355.

Flexer, V., Baspineiro, C. F. & Galli, C. I., 2018. Lithium recovery from brines: A vital raw material for green energies with a potential environmental impact in its mining and processing. In: *Science of the Total Environment*. s.l.:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.223> , p. p 1188–1204.

GEMIS, 2016. Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme version 4.9.3.0. In: s.l.:<http://www.iinas.org/gemis-download-de.html>.

GREET, 2019. Greenhouse Gases, Regulated Emissions, and Energy Use in Transportation (GREET) model. In: *Argonne National Laboratory*. s.l.:Transportation Technology R & D Center.

GRT-13, 2013. Global Registry – Addendum 13: Global technical regulation No. 13 – Global technical regulation on hydrogen and fuel cell vehicles. In:

ECE/TRANS/180/Add.13.

s.l.:<http://www.unece.org/fileadmin/DAM/trans/main/wp29/wp29wgs/wp29gen/wp29registry/ECE-TRANS-180a13e.doc> .

GRT-20, 2018. Global Registry – Addendum 20: Global technical regulation No. 20 – Global technical regulation on electric vehicle safety. In: *ECE/TRANS/180/Add.20*. s.l.:<https://www.unece.org/fileadmin/DAM/trans/main/wp29/wp29wgs/wp29gen/wp29registry/ECE-TRANS-180a20e.docx>.

Hao, H. et al., 2019. Securing Platinum-Group Metals for Transport Low-Carbon Transition. In: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.08.012>, ed. *One Earth*. s.l.:Elsevier Inc., pp. 117-125.

Heubl, B., 2019. Lithium firms depleting vital water supplies in Chile. In: *Engineering & Technology*. s.l.:s.n.

ICE, 2019. Instituto Costarricense de Electricidad Dirección Corporativa de Electricidad, Plan de expansión de la generación eléctrica 2014-2034. In: s.l.:s.n.

IEA, 2017. Electricity information 2017. In: s.l.:IEA Statistics.

IPCC, 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.

IPCC, 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Cambridge, United Kingdom and New York: <http://ipcc.ch/report/ar5/>.

IRP, 2019. Republic of South Africa, Energy Department. In: *Integrated Resource Plan*. s.l.:s.n., p. 42.

ISE, 2019. Treibhaus-Emissionen für Batterie- und Brennstoffzellenfahrzeuge mit Reichweiten über 300 km. In: *Studie im Auftrag der H2 Mobility*. s.l.:s.n.

Itten, R., Frischknecht, R. & Stucki, M., 2014. Life Cycle Inventories of Electricity Mixes and Grid - Version 1.3. In: Uster: on behalf of the Paul Scherrer Institut.

Kampitsch, M., 2012. BMW – Cryocompressed hydrogen refueling; WHEC 2012. In: Toronto, Canada: http://www.whec2012.com/wp-content/uploads/2012/06/120604_Toronto_Kampitsch_V41.pdf.

Karaaslan, E., Zhao, Y. & Tatari, O., 2018. Comparative life cycle assessment of sport utility vehicles with different fuel options. In: *International Journal on Life Cycle Assessment* 23. s.l.:<https://doi.org/10.1007/s11367-017-1315-x>, p. 333–347.

Lastauto Omnibus, 2019. Elektrisierende Test-Premiere: Mercedes-Benz eCitaro; EuoroTransportMedia Verlags- und Veranstaltungs-GmbH. In: s.l.:ISSN 0023-866X , pp. 54-60.

LBST & Hinicio, 2019. Future fuel for road freight: Techno-economic & environmental performance comparison of GHG-neutral fuels & powertrains for heavy duty trucks. In: *An expertise for Fondation Tuck*. s.l.:s.n.

Macknick, J., Newmark, R., Heath, G. & Hallett, K. C., 2012. Operational water consumption and withdrawal factors for electricity generating technologies: A review of existing literature. In: *Environmental Research Letters*. s.l.:<https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045802>.

Mahmud, M. A. P., Huda, N., Farjana, S. H. & Lang, C., 2019. Comparative Life Cycle Environmental Impact Analysis of Lithium-Ion (Lilo) and Nickel-Metalhydride (NiMH) Batteries. In: *Batteries 2019*. s.l.:[doi:10.3390/batteries5010022](https://doi.org/10.3390/batteries5010022).

NDRC & CNREC, 2019. China Renewable Energy Outlook 2019 Executive Summary. In: *Energy Research Institute of Academy of Macroeconomic Research/NDRC, China National Renewable Energy Centre (CNREC)*. s.l.:https://www.ea-energianalyse.dk/reports/1473_creo2019.pdf.

NOW, 2019. Einführung von Wasserstoffbussen im ÖPNV - Fahrzeuge. In: *Infrastruktur und betriebliche Aspekte*. s.l.:s.n.

Onat, N. C., Kucukvar, M. & Tatari, O., 2014. Towards life cycle sustainability assessment of alternative passenger vehicles. In: *Sustainability*. s.l.:<https://doi.org/10.3390/su6129305>, pp. 9305-9342.

Onat, N. C., Kucukvar, M. & Tatari, O., 2018. Well-to-wheel water footprints of conventional versus electric vehicles in the United States: A state-based comparative analysis. In: *Journal of Cleaner Production*. s.l.:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.010>, pp. 788-802.

Peiro, L. T., Mendez, G. V. & Ayres, R. U., 2013. Lithium: Sources, Production, Uses, and Recovery Outlook,. In: s.l.:DOI: 10.1007/s11837-013-0666-4, pp. p 986-996.

PELP, 2019. Periodo 2018 – 2022 - Informe de Actualización de Antecedentes 2019; Gobierno de Chile, Ministerio de Energía. In: *PLANIFICACIÓN ENERGÉTICA DE LARGO PLAZO*. s.l.:http://www.energia.gob.cl/sites/default/files/documentos/20191209_actualizacion_pelp_-_iaa_2019.pdf.

Peters, J. F. et al., 2017. The enviromental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters – A review. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 67. s.l.:s.n., p. 491–506.

PlugPower, 2019. *StreetScooter at Full Speed – Here's a Recap In Case You Missed It!*. [Online] Available at: <https://www.plugpower.com/2019/06/plug-power-streetscooter-at-full-speed-heres-a-recap-in-case-you-missed-it/>

Pütz, 2018. Ökologischer und ökonomischer Vergleich der SWG-Busflotte in Abhängigkeit ihrer Zusammensetzung auf den Zeithorizonten „heute“ und „mittelfristig“. In: *Erstellt im Auftrag von Stadtwerke Gießen AG (SWG)*. s.l.:Bericht Nr. BELICON.

Reuters, 2018. Japan backs role of nuclear power in 2030 energy plan. In: s.l.:s.n.

Scripad, 2017. *Performance Metrics Required of Next Generation Batteries to Make a Practical Electric Semi Truck*. [Online] Available at: [DOI: 10.1021/acseenergylett.7b00432](https://doi.org/10.1021/acseenergylett.7b00432)

Simons, A. & Bauer, C., 2015. A life-cycle perspective on automotive fuel cells. In: *Applied Energy* 157. s.l.:<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.02.049>, pp. 884-896.

Sterba, J., Krzemień, A., Fernández, P. R. & García-Miranda, C. E., 2019. Lithium mining: Accelerating the transition to sustainable energy. In: *Resources Policy*. s.l.:<https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.05.002>.

StreetScooter, 2018. *Work XL*. [Online] Available at: <https://www.streetscooter.com/de/modelle/work-xl/>

Swain, B., 2017. Recovery and recycling of lithium: A review; Separation and Purification Technology. In: s.l.:<http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2016.08.031>, pp. p 388–403,.

Thor, 2018. *Trucks, Inc.* [Online] Available at: <https://www.thortrucks.com>

Toyota GB Blog, 2019. Answer by 'Toyota UK' on 30 April 2019 at 09:56 in: The Official Blog of Toyota GB. In: *oyota Sora bus concept explores future of fuel cell technology, 18 October 2017, last accessed: 17.01.2017, https://blog.toyota.co.uk/toyota-sora-bus-concept-explores-future-fuel-cell-technology*. s.l.:s.n.

Toyota, 2017. *Toyota Opens a Portal to the Future of Zero Emission Trucking*. [Online] Available at: <http://corporatenews.pressroom.toyota.com/releases/toyota+zero+emission+heavyduty+trucking+concept.htm>

Trucks, 2018. *Toyota Unveils More Advanced Heavy-Duty Fuel Cell Truck Prototype*. [Online] Available at: <https://www.trucks.com/2018/07/30/toyota-advanced-fuel-cell-truck/>

Weyhe, R., 2013. Recycling von Lithium-Ion Batterien. In: *Konferenzband zur 6. Berliner Recycling- und Rohstoffkonferenz*. Berlin: s.n.

Weyhe, R., 2013. Recycling von Lithium-Ion Batterien. In: *Konferenzband zur 6. Berliner Recycling- und Rohstoffkonferenz*. Berlin: s.n.

Wittstock, R., Pehlken, A. & Wark, M., 2016. Challenges in Automotive Fuel Cells Recycling. In: *Recycling*. s.l.:doi:10.3390/recycling1030343, pp. 343-364.

Xos Trucks, 2019. ET one. In: s.l.:<https://xostrucks.com/et-one/>.

