

USO DE METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN AMBIENTAL DE CICLO DE VIDA PARA PRODUCTOS: APLICACIÓN A BATERÍAS DE ARRANQUE AUTOMOTOR

Ángel Ramírez Mosquera¹, Jorge Duque Rivera²

¹Ingeniero Mecánico 2004, e-mail: aramirez@eficacias.com

²Director de Tesis. Ingeniero Mecánico, Escuela Superior Politécnica del Litoral, 1983, Master en Ciencias de Ingeniería Mecánica, Instituto Politécnico Rensselaer 1985, Profesor de ESPOL desde 1985. e-mail: jduque@espol.edu.ec

RESUMEN

Evaluación de Ciclo de Vida (ECV), una herramienta para evaluar la carga ambiental asociada a un producto en todas las etapas de su vida, es poco difundida en países en vías de desarrollo debido a algunas barreras que incluyen falta de conocimiento, disponibilidad de datos y costo de implantación. En este trabajo se presenta la aplicación de ECV, en el análisis de un producto manufacturado simple -baterías de arranque automotor- en Guayaquil, Ecuador, como base para evaluar la factibilidad para la diseminación de la herramienta en el país.

La evaluación de impactos se efectúa utilizando *Eco-Indicator 99*, *EPS 2000* y *EDIP 96*. Para la construcción del sistema de producto se usan bases de datos europeas y se construye un modelo simple para el consumo energético durante la etapa de uso. Los resultados para el sistema de producto definido muestran que el mayor impacto es el consumo de recursos, el material más común para el contenedor muestra un impacto ambiental negativo menor frente a una alternativa, además a medida que el porcentaje de plomo reciclado se incrementa el impacto ambiental disminuye. ECV demostró ser una herramienta aplicable con ciertas limitaciones, asociadas al nivel de sofisticación especificado en el alcance del estudio.

ABSTRACT

Life Cycle Assessment is a technique for evaluating the environmental load of a product at all stages of its life cycle. This technique is not very used in developing countries due to barriers including lack of expertise, data availability and implementation costs. This work presents a case study of the application of LCA to a relatively simple manufactured product- an SLI battery_ in Guayaquil, Ecuador, as a base to assess the feasibility for dissemination of the tool in the country. European data bases are the main source of information for creating the product system and a simple energy model for the use phase is created.

The impact assessment is performed with three impact assessment methods: *Eco-indicator 99*, *EPS 2000* and *EDIP 96*. Results for the product system show that the biggest impact is use of resources, that the polypropylene case battery has less impact than the rubber case one, and that the higher the recycled lead fraction, the lower the impact. LCA has shown potential for dissemination provided certain barriers associated with the level of sophistication stated in the scope of the project are overcome.

INTRODUCCIÓN

ECV es una herramienta analítica, cuyo propósito es evaluar la carga ambiental de un producto en todas las etapas de su ciclo de vida¹. Las etapas del ciclo de vida de un producto incluyen: extracción de materias primas, producción de materiales, partes del producto y el producto en sí, uso del producto, y la etapa final: reciclaje, re-uso, disposición final o una combinación de ellos. Carga ambiental es todo tipo de afectaciones incluyendo la extracción de recursos y emisiones / descargas hacia los componentes ambientales, también se pueden incluir diferentes tipos de uso de suelo¹.

Se define sistema de producto como el conjunto de procesos unitarios interrelacionados en forma material y energética, que realiza una o más funciones definidas². El término producto se refiere a productos y servicios. La estructura metodológica de ECV puede ser utilizada para analizar no solo todo el ciclo de vida sino una sola etapa o conjunto de etapas del ciclo de vida¹.

ECV tiene cuatro fases que son: Definición de Objetivo y Alcance, Análisis de Inventario de Ciclo de Vida, Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida, e Interpretación de Ciclo de Vida². ECV está regido por la serie de normas internacionales ISO 14040.

Definición de Objetivo y Alcance es la fase en la cual se hacen las elecciones iniciales, éstas determinan cómo se va a ejecutar la ECV. El objetivo del estudio declara la aplicación prevista, las razones para llevarlo a cabo y la audiencia. El alcance de un estudio se define en términos de cobertura temporal, geográfica y tecnológica, y nivel de sofisticación. En esta fase se definen los productos, en términos de unidad funcional y flujos de referencia¹.

El Análisis del Inventario de Ciclo de Vida es la fase en la que se crea el sistema de producto. Se definen los límites del sistema. Se recopila información para cada de proceso del sistema, tomándola de monitoreos propios o de monitoreos realizados por terceros. El resultado de esta es la tabla de inventario¹.

La Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida es la fase en la que se examina el sistema de producto desde una perspectiva ambiental, para esto se usa categorías de impacto e indicadores de categoría de impacto. Para la conexión de los resultados del Análisis de Inventario con esta se usan modelos de caracterización¹.

La última fase es Interpretación de Ciclo de Vida, en esta fase se analizan los resultados, se hacen conclusiones y recomendaciones, de acuerdo a lo definido en los objetivos y alcance del estudio¹.

Las aplicaciones de ECV planteadas por la norma son: desarrollo y mejoramiento de productos, planificación estratégica, formulación de políticas públicas, Mercadeo y otros².

Particularmente en este trabajo se plantea el uso de ECV en el área de desarrollo y mejoramiento de productos, pues ese es el tópico de aplicación más directa teniendo como perspectiva el trabajo del ingeniero de diseño.

Se realiza una ECV en la que se determina la fase y factores de mayor impacto ambiental de las baterías de arranque automotor, además se evalúa una alternativa en cuanto a la selección del material del contenedor y se analiza el desempeño ambiental del sistema con diferentes porcentajes de plomo reciclado localmente.

El producto objeto del estudio es una batería de arranque automotor. Una batería es un conjunto de celdas electroquímicas de la misma tecnología. El almacenamiento de energía electroquímica esta fundamentado en la conversión de energía química en energía eléctrica y viceversa. Una celda se compone básicamente de un electrodo positivo, un electrodo negativo y el electrolito. Las baterías de arranque automotor son baterías de tipo plomo-ácido. En estas el dióxido de plomo se usa como material activo en el electrodo positivo y plomo metálico esponjoso como material negativo activo. El electrolito es una solución acuosa de ácido sulfúrico³.

1. EVALUACIÓN DE CICLO DE VIDA DE BATERÍAS DE ARRANQUE AUTOMOTOR

1.1. DEFINICIÓN DEL OBJETIVO Y EL ALCANCE

El primer objetivo de esta ECV es describir la carga ambiental asociada al ciclo de vida de las baterías de arranque automotriz de plomo-ácido e identificar la etapa del ciclo de vida y los factores que contribuyen en mayor medida a la carga ambiental asociada a este producto.

El segundo objetivo es evaluar un cambio del material del contenedor de la batería de polipropileno, el material más común, a caucho duro, un material ya no muy usado en este tipo de producto.

El tercer objetivo es usar un esquema de evaluación de impacto que muestre resultados en puntuación global para comparar el impacto ambiental del ciclo de vida de la batería con diferentes porcentajes de uso de plomo reciclado localmente (25, 50 y 75 %) en el sistema de producto de la batería.

El estudio también sirve para que los usuarios del producto y la comunidad en general aumenten su comprensión de la carga ambiental del producto a lo largo de su ciclo de vida. La audiencia prevista es el sector productor de baterías de arranque, los usuarios de estos productos, la comunidad académica y la sociedad civil.

La función de la batería de arranque es proveer la energía necesaria para el arranque del motor del automóvil y proveer de energía para algunos dispositivos consumidores de electricidad del automóvil mientras el motor está apagado. La batería es recargada por el generador acoplado al motor del automóvil mientras este está encendido.

La unidad funcional es un acumulador electroquímico de plomo – ácido que cubre la demanda de energía estándar del sistema eléctrico y del motor de arranque de un vehículo de pasajeros en el rango de masa de 1000 a 1400 Kg. que se la ha definido para este estudio como la siguiente:

5 arranques por día en días ordinarios, 8 arranques por día en días de fines de semana, 5 minutos de radio con el motor apagado por día, 5 minutos de luz de techo con el motor apagado por día, 5 minutos de faros delanteros con el motor apagado por día, 5 minutos de luces traseras con el motor apagado por día, 5 minutos de luces intermitentes con el motor apagado por día, 5 minutos de alumbrado de instrumentos con el motor apagado por día.

En la siguiente figura se puede apreciar las etapas del ciclo de vida a ser tomadas en cuenta por el estudio y los límites del sistema.

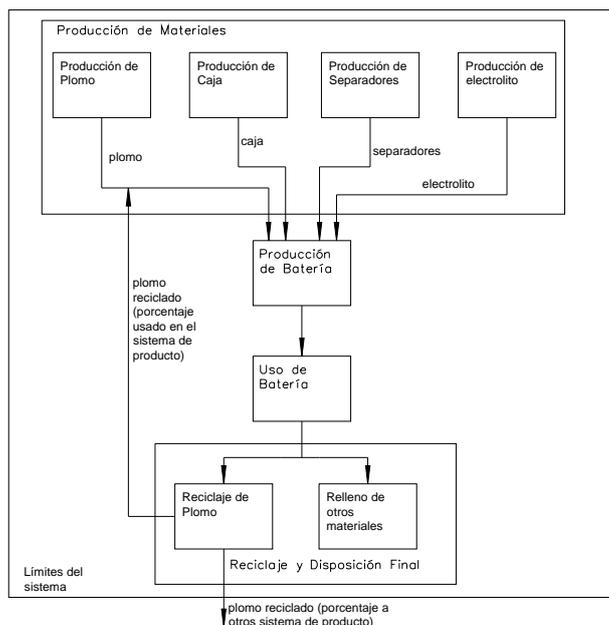


Fig. 1 Límites del sistema de producto

1.2. ANÁLISIS DEL INVENTARIO DE CICLO DE VIDA

Producción de Materiales

Esta fase toma en consideración la extracción de materiales, procesamiento de materiales, transporte de materiales a planta, producción de energía y combustibles. La composición en masa promedio de una batería hoy en día es muy homogénea, aunque pueden haber pequeñas diferencias debido a la selección del material para el contenedor⁴. Actualmente el material más utilizado es el polipropileno. En la siguiente tabla se presenta la composición en masa promedio de una batería de arranque. La masa de los componentes ha sido estimada para una batería de 13 kg.

Tabla I. Composición en masa de baterías (Adaptado de ⁵)

Componente	%
Plomo (Masa activa + Plomo)	66.2
Electrolito (H ₂ O + H ₂ SO ₄)	20
Caja (Contenedor + accesorios plásticos)	8.9
Separadores	4.9

El plomo es importado desde EE.UU. El proceso de producción de plomo contabiliza el uso de 50% de material reciclado en EE.UU. El ácido sulfúrico concentrado es traído de Alemania, la solución acuosa de gravedad específica 1,4 es fabricada en Ecuador, añadiendo agua desmineralizada en una proporción de 3,6:1. Para los separadores que son hechos de PVC poroso, se ha asumido que son hechos de PVC.

El contenedor de polipropileno es traído de Singapur. Debido al segundo objetivo del estudio un contenedor de caucho para la batería ha sido evaluado como diseño alternativo. El contenedor de caucho es más pesado que el de polipropileno, se ha medido la relación de pesos de los contenedores para la misma batería. La relación de pesos de los contenedores es 3,14. Como la masa del contenedor de polipropileno es 1,2 kg, la masa del contenedor de caucho es 3,77 kg. Se ha asumido que el contenedor de caucho también es traído de Singapur para no tomar en cuenta efectos de transporte para esta el estudio comparativo, sino únicamente selección de materiales.

Producción de Batería

Los datos de inventario para producción de batería son tomados de ⁵, estos datos no son de exactamente el mismo tipo de batería de plomo-ácido, pero se considera que las diferencias que puedan ocurrir son bajas. Estos datos fueron tomados para una planta en Finlandia. La unidad de referencia para este proceso es kg de batería con contenedor de polipropileno. El inventario de este proceso solo toma en cuenta las emisiones de plomo, calor para la fundición del

plomo interior de la batería y la energía para fabricación y carga. Debido a esto el inventario para esta fase es el mismo para la batería con contenedor de caucho.

Uso de Batería

La base para el modelaje para la fase de uso es la unidad funcional, definida en la Definición del Objetivo y Alcance (sección 1.1). Además se considerará la energía usada para transportar la batería. La Tabla II muestra la demanda de energía de los consumidores, asumiendo un tiempo de operación para cada consumidor y se presentan la estimación de veces semana para el uso de los consumidores. La potencia demandada por los consumidores es tomada de Bosch⁶.

Tabla II: Demanda de energía semanal

Consumidores	Potencia (kW)	Tiempo (s)	Energía / vez (kJ)	Veces a la semana	Energía Sem. (kJ)
Arranque	5	3	15	41	615
Radio	0,012	300	3,6	7	25,2
Luz de Techo	0,005	300	1,5	7	10,5
Faros delanteros	0,11	300	33	7	231
Luces traseras	0,01	300	3	7	21
Luces intermitentes	0,042	300	12,6	7	88,2
Alumb. Instrumentos	0,01	300	3	7	21
TOTAL					990,9

La energía provista por la batería durante un año ECA es 990,9 kJ / semana * 52 semanas, entonces E_{CA} es 51,53 MJ.

El modelo usado asume que la batería provee energía solamente cuando el motor del automóvil esta pagado y que el motor recarga la energía provista cuando este está encendido. El modelo también asume que la batería no se descarga cuando el motor está encendido, lo que corresponde a un caso ideal. Para la creación del modelo se ha usado todas las eficiencias acorde a la ruta de la energía mostrada en la Figura 2. Es de notar que el flujo de energía no ocurre en tiempo real, pues la batería solo se carga cuando el motor está encendido, y solo se descarga cuando el motor está apagado.

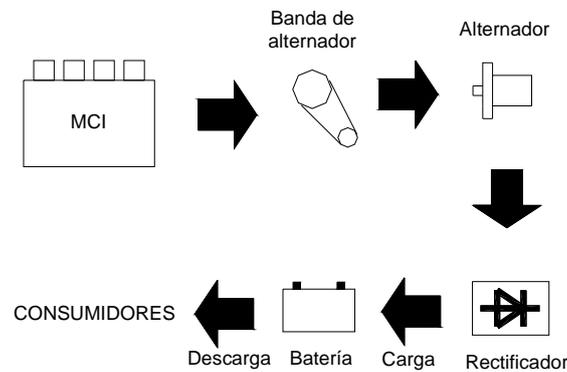


Figura 2: Ruta de Energía de motor a consumidores

Por lo tanto la energía provista por el combustible para recargar la batería al año se usa la expresión (1):

$$E_{TC} = \frac{E_{CA}}{\eta_{DB}\eta_{CB}\eta_R\eta_A\eta_{TB}\eta_{MCI}} \quad (1)$$

donde:

$\eta_{DB} = 0.9$; Eficiencia de descarga de batería

$\eta_{CB} = 0.9$; Eficiencia de carga de batería

$\eta_R = 0.9$; Eficiencia de rectificador

$\eta_A = 0.55$; Eficiencia de alternador⁶

$\eta_{TB} = 0.88$; Eficiencia de transmisión por banda⁷

$\eta_{MCI} = 0.23$; Eficiencia de motor de combustión interna (potencia al freno)⁸

Las eficiencias de carga y descarga son muy altas⁹. Por este motivo se ha puesto esos valores.

A partir de la expresión (1) se obtiene que E_{TC} es 634.9 MJ.

La energía provista por el combustible durante el E_C se usa la siguiente expresión:

$$E_C = LHV_C \times km_A \times e_C \times \delta_C \quad (2)$$

donde:

$LHV_C = 45.5 MJ/kg$; Poder calorífico inferior del combustible

$km_A = 15000 km$; Kilometraje anual

$e_C = 11.5 l/km$; Economía de combustible

$\delta_C = 0.75 kg/l$; Densidad del combustible

A partir de estos datos, E_C es 5886562,5 MJ.

El porcentaje de energía usado para recargar la batería es el porcentaje de E_{TC} respecto a E_C . Este porcentaje se usará para asignar una parte del kilometraje del auto atribuible a la recarga durante toda la vida útil de la batería. La vida útil promedio de una batería en Sudamérica es 1,5 años¹⁰.

Por otra parte el kilometraje de asignación para el transporte de la batería es el porcentaje de la masa de la batería respecto a la del vehículo.

Para el caso de la batería con caja de polipropileno el kilometraje es 273.26 km, y para el caso de la batería con contenedor de caucho, es 326.8 km. Esto debido a la diferencia en masa de las baterías. La fase de uso es creada con un proceso para emisiones de automóvil que usa como unidad de referencia el kilometraje.

Reciclaje y Disposición Final

La Tabla III ilustra la distribución de tratamiento de desechos usada para esta fase. La columna de la izquierda muestra los tratamientos de cada tipo de desecho, la columna central presenta el desecho que es asignado a cada tratamiento y la columna de la derecha muestra el porcentaje de desechos que es asignado a cada tratamiento. El tratamiento *Reciclaje de Plomo* es un proceso que asume que el 50% del plomo se queda dentro del sistema de producto para la fabricación de baterías nuevas, por lo tanto evita el 50% de la producción del plomo. El tercer objetivo de este estudio evalúa el sistema para 25% y 75% de producción de plomo evitada.

Tabla III: Distribución de Tratamientos de Desechos

Tratamiento	Desechos	Porcentaje
Relleno PVC	PVC B250	100%
Relleno Plásticos (excl. PVC)	PP moldeado por inyección	100%
Reciclaje de Plomo	Plomo I	100%
Tratamiento no conocido	desechos remanentes	100%

1.3. EVALUACIÓN DE IMPACTO E INTERPRETACIÓN DE CICLO DE VIDA

Para la Evaluación de Impacto se usaron tres métodos, *Eco-indicator 99*¹¹, *EPS 2000*¹² y *EDIP 96*¹³, todos ellos contienen los elementos obligatorios de ISO 14042, sin embargo son diferentes.

Eco-indicator 99 es un método de evaluación de impacto de punto final¹⁴, el cual tiene tres puntos finales de categoría o categorías de daño:: Salud Humana, Calidad del Ecosistema y Recursos¹⁵. El método tiene ponderación entre categorías de daño, lo que hace posible la comparación de puntuaciones por fase de ciclo de vida.

EPS 2000 también es un método de impacto de punto final de categoría, pero tiene cuatro categorías de daños: Salud Humana, Capacidad de Producción del Ecosistema, Recursos del Inventario Abiótico y Biodiversidad¹⁵. El método también posee ponderación.

EDIP 96 es un método de evaluación de impacto de punto medio¹⁴. Este está dividido en dos métodos, uno solo para emisiones y uso de suelo y otro solo para recursos¹⁴. También posee ponderación.

Para este artículo solo se presentaran los resultados del método *Eco-indicator 99*. Los resultados del resto de métodos pueden ser apreciados en Ramírez¹⁶. En la Figura 3 se presentan los resultados de caracterización a nivel de evaluación de daño en porcentaje por fase respecto al valor del indicador categoría de daño. La categoría Salud Humana tiene su mayor contribución por parte de la fase Uso de Batería con un 58%. Producción de Materiales es la segunda con un 49%. El tercero es Producción de Batería con 7% y luego Reciclaje y Disposición Final con -12%. Los porcentajes negativos de fases ocurren cuando estas tienen puntajes de indicador negativos. El mayor daño a la salud humana ocurre en la fase de uso de batería debido a las emisiones de escape del vehículo asociada con los requerimientos de energía de la batería para cumplir la función planteada.

La categoría Calidad del Ecosistema también tiene su contribución mayor desde la fase Uso de Batería con un 53% debido a las emisiones del vehículo, luego está Producción de Batería con un 29%.

El mayor contribuidor a la categoría de daño Recursos es Producción de Materiales con un 74%. Es de notar que Disposición Final tiene un -22% de contribución debido a que el reciclaje evita parte de la producción de plomo primario.

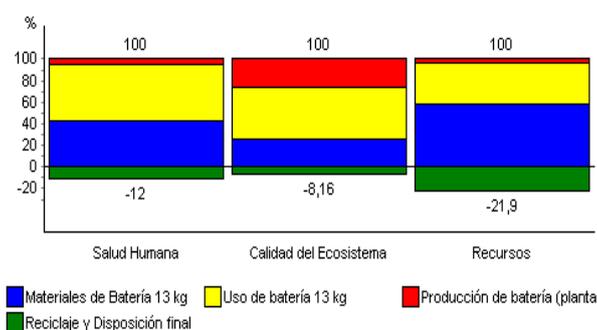


Figura 3: Resultados de caracterización a nivel de evaluación de daño

La Figura 4 muestra los resultados de la ponderación de *Eco-indicator 99*. De acuerdo a los factores de ponderación la puntuación global del sistema de producto de la batería con contenedor de polipropileno es 7.01, distribuidos de la siguiente forma, Recursos con 4,31 puntos, equivalente al 61,5%. La segunda categoría más afectada es Salud Humana con 1,75 puntos, equivalente al 25% y luego Calidad del Ecosistema con 0,949 puntos, equivalente al 13,5%. A partir de esto se puede afirmar que la extracción de recursos es el aspecto de mayor significancia ambiental para el ciclo de vida, particularmente la extracción del plomo es la más importante, sin embargo la extracción de petróleo para la producción de gasolina para alimentar el motor del vehículo también es importante.

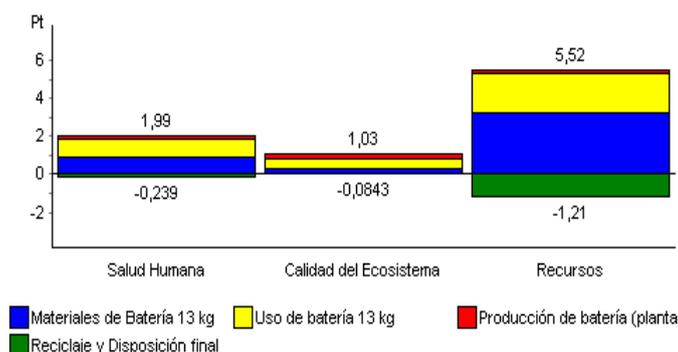


Figura 4: Resultados de ponderación de categorías de daño

En la Figura 5 se presenta la puntuación por fase del ciclo de vida, de acuerdo a este método de evaluación de impacto la fase que más contribuye al impacto es Materiales de batería, seguida de Uso de batería, luego Producción de batería y luego Reciclaje y Disposición Final, esta muestra un puntaje negativo debido al efecto de evitar la mitad de la producción del plomo, debido al reciclaje.

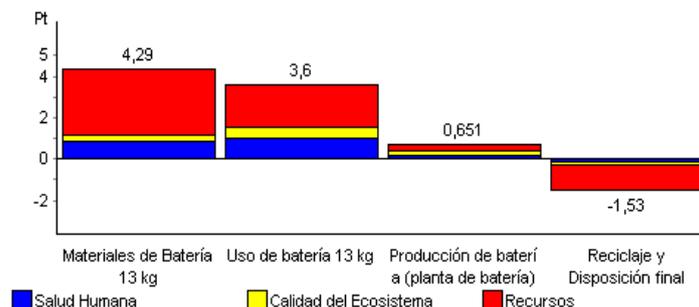


Figura 5: Puntuaciones por fase

Para la identificación de los aspectos significativos respecto al tercer objetivo del estudio se realiza una comparación de las puntuaciones únicas totales. En la figura a continuación se muestra las puntuaciones del sistema de producto con caja de batería de polipropileno, el que se ha venido usando, y el sistema de producto con caja de batería de caucho. El método Eco-indicator 99 muestra una puntuación total de 7.01 para el sistema de producto con batería con caja de polipropileno y 8.2 para la batería con caja de caucho.

La diferencia es apreciable y se puede observar que la puntuación es mayor en las tres categorías de daño. La categoría Recursos es mayor debido a que la caja de caucho al ser de mayor masa requiere más materia prima. En este caso al ser caucho sintético la materia prima es la misma que la requerida para la elaboración de la caja de polipropileno. Por otra parte las otras categorías de impacto, Salud Humana y Calidad del Ecosistema también tienen puntuaciones mayores pues la emisión del vehículo en la fase de uso es mayor debido a la mayor masa de la batería con contenedor de caucho respecto a la de contenedor de polipropileno.

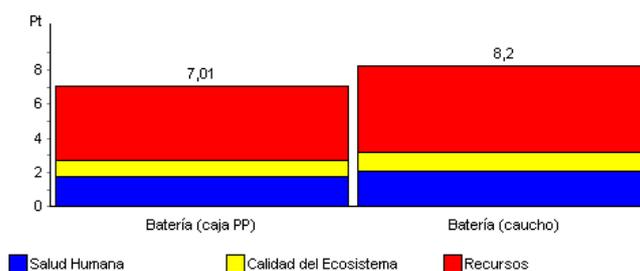


Figura 6. Comparación de puntuaciones

Para determinar los aspectos significativos del segundo objetivo se compara el sistema de producto con el proceso Reciclaje de plomo original, que evita el 50% del proceso de producción de plomo, proceso que cuantifica las entradas y salidas de la producción de plomo (incluye el transporte a Guayaquil), con otros dos sistemas de producto, que son iguales con una excepción, en uno de ellos el proceso Reciclaje de plomo se cambia por el proceso que evita el 25% del proceso de producción de plomo, en el otro se reemplaza por uno que evita el 75% de la producción de plomo. La comparación se la realiza únicamente a nivel de evaluación de daño ponderado.

A partir del análisis se determina que para los tres casos la categoría de daño Recursos es la más afectada y que los puntajes positivos no cambian para ninguna de las categorías de daño. El cambio se ve en la parte negativa, que es lo que está influenciado por la fase Reciclaje y Disposición Final. Mientras mayor es el porcentaje de reciclaje, el puntaje negativo es mayor en valor absoluto, es decir que el puntaje global se hace menor. Las puntuaciones *Eco-indicator 99* totales son las siguientes, sistema de producto con 25%: 7.9; sistema de producto con 50% (original), 7.01; y sistema de producto con 75%, 6.12. Esto quiere decir que para el sistema de producto creado, reciclar más plomo es más conveniente desde una perspectiva ambiental.

2. ANÁLISIS

2.1. LIMITACIONES

La unidad funcional definida a partir de supuestos técnicos, ha sido usada para el cálculo de la asignación del inventario del kilometraje del vehículo de la fase de uso, y es una fuente de incertidumbre en los resultados. El uso de diferentes supuestos para el cálculo del inventario podría llevar a diferentes resultados de inventario y de resultados

de evaluación de impacto. El chequeo de incertidumbre utilizado en este estudio no evalúa la incertidumbre debida a suposiciones.

Los datos usados fueron tomados de procesos de bases de datos europeas, estos datos son válidos para procesos que tienen lugar en Europa, aunque hay algunos procesos que ocurren en Ecuador. Después de una evaluación crítica de los datos, se determinó que dos procesos eran de tratamiento especial: Producción de Batería y Reciclaje de Plomo, los inventarios de estos procesos cuantifican entre otros la emisión de plomo a aire y agua, se supone que el control de este tipo de emisiones es mayor en países desarrollados. Se realizó un chequeo de incertidumbre sencillo, en el que se duplicó las emisiones de los dos procesos y se verificó que no ocurrieran cambios en el orden de categorías de daño. Es de notar que este chequeo de incertidumbre se considera suficiente debido a los objetivos definidos, esta situación es particular de este estudio. Otros estudios pueden requerir chequeos de incertidumbre más detallados.

Otra limitación del estudio es que la fase de Reciclaje y Disposición Final usa un proceso para la parte de los desechos de la cual se desconoce su disposición final, este proceso no cuantifica ningún tipo de entrada ni de salida, por lo tanto no se evalúa la afectación ambiental del tratamiento o disposición final de esa porción de material descartado.

2.2. USO DE METODOLOGÍA

Los objetivos definidos en la fase inicial solo son alcanzables a un nivel de evaluación de impacto que permita ponderación. Esto no es una regla, pues existen objetivos que pueden ser alcanzados con resultados de análisis de inventario o caracterización.

La estructura iterativa de ECV es uno de los atributos más importantes de la metodología. Esto fue experimentado durante la realización del estudio, que originalmente solo tenía dos objetivos, el primero y el segundo. Al momento de analizar las limitaciones del estudio se decidió incluir el tercer objetivo.

La definición del alcance es donde se establece la sofisticación de un estudio. Un alcance demasiado sofisticado puede complicar la realización de una ECV, en general y en especial en países en vías de desarrollo con limitaciones en cuanto a disponibilidad de datos. Para la definición de los requerimientos de calidad de datos se consideró que su representatividad sea el sistema de baterías de arranque local. Esto presentó problemas al momento de armar el inventario pues no existen bases de datos para inventario de ciclo de vida para Ecuador o Sudamérica. De ahí la necesidad de usar datos de una planta de Finlandia para la fabricación de baterías y reciclaje de plomo y el respectivo chequeo de incertidumbre. Es de notar que otros sistemas de productos pueden requerir chequeos de incertidumbre más detallados y completos.

Los límites del sistema también se definen en esta fase. Idealmente deben ser definidos de tal forma que no existan salidas sin posterior transformación tecnológica, para el sistema definido eso no ocurre pues el plomo reciclado que no es usado en la producción de baterías sale del sistema a otros sistemas de productos no evaluados.

Para la fase de evaluación de impacto se usaron tres métodos de evaluación de impacto. Solo los resultados de *Eco-Indicator 99* y *EPS 2000* son comparables, pues los dos son métodos de punto final de categoría. De hecho los resultados para ambos métodos fueron similares, siendo recursos el aspecto ambiental más afectado del sistema de producto. En ambos la fase Producción de Materiales fue la de mayor puntaje en el indicador global.

El método EDIP 96 al estar dividido en dos, mostró resultados diferentes. El método EDIP 96 solo para emisiones presentó a la fase Producción de Batería como la de mayor contribución, en contraste con los otros dos métodos.

Es de notar que elementos de evaluación de impacto como ponderación y comparación de puntuaciones por fase no son elementos obligatorios de la norma. Estos muestran resultados muy interesantes sin embargo pueden crear confusión. En el sistema de producto definido se mostró que mientras mayor era el reciclaje, el resultado en el indicador global era menor, debido a que se evitaba más producción de plomo primario, este puntaje negativo fue asignado a Reciclaje y Disposición final, sin embargo el reciclaje de plomo podría haber sido incluido en la fase de Producción de Materiales, como producción de plomo secundario, en cuyo caso el porcentaje negativo habría sido agregado a la fase de Producción de Materiales. La definición de que fase incluir y que incluir en cada fase es un paso crítico si se requieren resultados de comparación de puntuaciones por fase.

CONCLUSIONES

1. La fase de mayor impacto ambiental global de las fases definidas del sistema de producto definido para este estudio es Materiales de batería.
2. El factor más importante en el impacto ambiental global del sistema de producto definido es la extracción de recursos y particularmente de plomo.
3. Para el sistema de producto definido se puede afirmar que mientras más plomo reciclado se usa, es mejor el desempeño ambiental.

4. Al tomar en cuenta consideraciones de impacto ambiental global la batería con caja de polipropileno tiene un mejor desempeño ambiental que la batería con caja de caucho.
5. Se ha realizado una ECV con sus cuatro fases cumpliendo los requerimientos de la serie ISO 14040.
6. La definición del Objetivo y el Alcance de ECV deben ser elaborados cuidadosamente, los requisitos de calidad de datos deben ser definidos de tal forma que sean lo suficientemente adecuados para cumplir con los objetivos, fijar requisitos de calidad de datos muy altos sin justificación puede crear obstáculos en lo referente a validez de datos.
7. La representatividad geográfica de bases de datos actuales es una limitación para el uso de la metodología de ECV en Ecuador y otros países en vías en desarrollo.
8. La evaluación de impacto debe realizarse de acuerdo a lo requerido por los objetivos, el uso de técnicas no requeridas como: análisis de contribución y puntuación por fases puede llevar a resultados discutibles.
9. El uso de un método que este dividido en solo emisiones y solo recursos (Ej. *EDIP 96*) muestra resultados que pueden identificar aspectos significativos separados solo para emisiones y para recursos.
10. En la diseminación de ECV, además de exponer los atributos que la técnica posee en el área de desarrollo y evaluación ambiental de productos, se debe exponer también las limitaciones para la realización de este tipo de estudios en países en vías de desarrollo.

REFERENCIAS

1. J. Guinée (editor final), Life Cycle Assessment: An operational guide to the ISO standards (Final Report), (Centro de Ciencia Ambiental, Universidad Leiden, Escuela de Ingeniería de Sistemas, Administración y Análisis de Políticas, Universidad de Tecnología Delft, Departamento Inter-facultades de Ciencia Ambiental, Universidad de Ámsterdam, Oficina de Combustibles y Materias Primas, Holanda, 2001)
<http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html#gb>
2. ISO, ISO 14040:1997 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and Framework, Organización Internacional para la Normalización, Ginebra, 1997.
3. D. Linden, T. Reddy, Handbook of Batteries, (3ra Edición, McGraw-Hill, 2002), pp. 23.1 – 23.88
4. S. Daniel, C. Pappis, T. Voutsinas, “Applying Life Cycle Inventory to a reverse supply chain: a case study of lead recovery from batteries”, *Resources, Conservation and Recycling*: Vol. 37, No. 4 (2003), pp. 251 – 381
5. A. Kertes “Life Cycle Assessment of Three Available Battery Technologies for Electric Vehicles in a Swedish Perspective” (Tesis de Maestría, Tecnología Ambiental y Ciencias de Trabajo, Instituto Real de Tecnología, Suecia, 1996)
6. Bosch, Alternadores, Robert Bosch GmbH, 2000.
7. Martin, Product Catalog, 2001.
8. Alliance Of Automobile Manufacturers, “Technical Analysis NRC Fuel Economy Report Evaluation”, 2000.
9. M. Barak, Electrochemical Power Sources: Primary & Secondary Batteries, (Institución de Ingenieros Eléctricos, Londres, Reino Unido, 1980)
10. H. Valdez, “Lead battery markets and recycling in Mexico and South America”, *Journal of Power Sources*: Vol. 67, No. 1-2 (1997), pp. 219 – 223
11. M. Goedkoop, R. Spriensma, The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment Methodology Report, (Pre Consultants, Holanda, 2001)
<http://www.pre.nl/eco-indicator99/ei99-reports.htm>
12. B. Steen, A systematic approach to environmental strategies in product development (EPS). Version 2000 - General system characteristics, (Centro para Evaluación Ambiental de Sistemas de Productos y Materiales, Planificación Técnica Ambiental, Universidad de Tecnología Chalmers, Suecia, 1999)
<http://www.cpm.chalmers.se/cpm/publications/EPS2000.PDF>
13. H. Wenzel, M. Hauschild, L. Alting, Environmental Assessment of Products, Vol. 1, Methodology, tools and case studies in product development, (1era Edición. Instituto para Desarrollo de Productos. Chapman & Hall, Londres, Reino Unido. Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA., 1997)
14. L. Dreyer, A.L. Niemann, M. Hauschild, “Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99 Does it matter which one you choose?”, *International Journal of Life Cycle Assessment* Vol. 8, No. 4 (2003), pp. 191 – 200
15. Pre Consultants, SimaPro Database Manual: Methods Library, Pre Consultants, Holanda, 2003
16. A. Ramírez “Uso de Metodología de Evaluación Ambiental de Ciclo de Vida para Productos: Aplicación a Baterías de Arranque Automotor”(Tesis, Facultad de Ingeniería Mecánica y Ciencias de la Producción, Escuela Superior Politécnica del Litoral, 2004)