

Capítulo 1

1. Introducción

1.1. Análisis del Ciclo de Vida (ACV)

El desarrollo de las sociedades humanas se ha basado en los sistemas naturales, que han sido fuente de recursos y sumidero de residuos, pero a medida que los pueblos fueron creciendo e industrializándose, la explotación de los ecosistemas se volvió intensiva, generando importantes problemas ambientales.

A partir de los años 1960's el ambiente natural comienza a ser considerado en la toma de decisiones; pero no de una forma global, sino abordando problemas ambientales específicos, lo cual no representa una solución a largo plazo porque sólo se logran trasladar los efectos ambientales entre áreas geográficas, vectores (aire, agua, suelo) o a través del tiempo.

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta que permite evaluar los impactos ambientales de productos o servicios de una forma global porque considera todas las etapas del ciclo de vida, desde la extracción de las materias primas hasta su disposición final y todos los vectores involucrados. La Tabla 1.1 presenta la cronología del ACV.

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV), de acuerdo a la Norma ISO 14040 (ISO, 1997), es una técnica para determinar los aspectos ambientales e impactos potenciales asociados con un producto: compilando un inventario de las entradas y salidas relevantes del sistema; evaluando los impactos ambientales potenciales asociados a esas entradas y salidas, e interpretando los resultados de las fases de inventario e impacto en relación con los objetivos del estudio”.

El ACV es un proceso en el que se reconocen las siguientes etapas:

- Definición del objetivo y alcance
- Análisis del inventario del ciclo de vida
- Evaluación del impacto del ciclo de vida
- Interpretación del ciclo de vida

Tabla 1.1. Cronología del desarrollo del Análisis del Ciclo de Vida.

Año	Acontecimiento
1969	Harry E. Teasley, de Coca Cola, visualizó un estudio que pudiera cuantificar la energía, materiales y consecuencias ambientales a lo largo del ciclo de vida completo del empaque, desde la extracción de la materia prima hasta su disposición final. (Hunt y Franklin, 1996).
1970	El Midwest Research Institute (MRI) desarrollo un estudio –ancestro de los Análisis del Ciclo de Vida, al que se llamó “Resources and Environmental Profile Análisis (REPA)”, donde se analizaron diferentes embases, para Coca Cola Company (Hunt y Franklin, 1996).
1971	El segundo REPA realizado por MRI fue para Mobil Chemical Company, se analizaron las charolas de espuma de poliestireno y las charolas de pulpa de papel (Hunt y Franklin, 1996).
1972-1976	Se publican largas porciones de las bases de datos y se describe la metodología de los REPA (Franklin y Hunt, 1972; Hunt y Franklin, 1973; Hunt y Welch, 1974; Cross <i>et al.</i> , 1974 y Hunt y Franklin, 1976).
1972	En el Reino Unido, Ian Boustead calcula la energía total utilizada en la producción de contenedores de botellas de leche (Boustead I. 1972)
1974	La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos publica el reporte “Resouce and Environmental Profile Análisis of Nine Beverage Container Alternatives”, que marca la entrada de los REPA dentro del dominio público (Hunt y Franklin, 1974).
1975	El sector público pierde interés en los REPA pero se realizan muchos estudios confidenciales para compañías particulares (Bider, <i>et al.</i> , 1980)
1979	En Reino Unido, Ian Boustead publica el “Handbook of Industrial Energy Análisis” (Astrup, <i>et al.</i> , 1997).
1980	Se publica un reporte por el Solar Energy Research Institute en los Estados Unidos (Bider, <i>et al.</i> , 1980)
1984	El Laboratorio Federal Suizo para el Ensayo y la Investigación de Materiales (EMPA), publicó un estudio de materiales de envase y embalaje que introducía un método para agregar los distintos impactos ambientales en un solo índice, el llamado “método de los volúmenes críticos” (Drujiff, 1984).
1988	En 1988 la crisis de los residuos sólidos en Estados Unidos y la actividad ambiental en Europa, desencadenaron una explosión de actividad en REPA. Al principio, los residuos sólidos eran la clave, especialmente el cómo reciclar, la sustitución de materiales y el residuo de productos para reducir la dependencia de los vertederos (Boustead I., 1996).
1990	Primer taller de la Sociedad de Toxicología Ambiental y Química (SETAC), para abrir el debate sobre REPA, uno de los resultados fue la adopción del término “Life Cycle Assessment” (LCA), en español Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (SETAC, 1990)
1991	EPA inicia actividades en ACV con el interés primario de asistir en el desarrollo de guías y bases de datos para uso del sector público y privado (Hunt y Franklin, 1996).
1992	En 1992 Franklin Associates publicó un artículo donde se presentaba completa por primera vez la metodología de ACV (Hunt <i>et al.</i> , 1992). Se crea SPOLD (de Society for the Promotion Of LCA Development), una asociación de 20 grandes compañías en Europa, con el objetivo de promover el desarrollo y la aplicación del ACV.
1993	La EPA publica un documento guía para el inventario (Vigon <i>et al.</i> , 1993). SETAC publica el “Code of Practice” (Consoli <i>et al.</i> , 1993) y “LCA Sourcebook” (Elkington <i>et al.</i> , 1993) y fomenta numerosos talleres y reuniones que tienen como objetivo alcanzar el consenso en los aspectos metodológicos del Análisis del Ciclo de Vida (Rydberg, 1996).
1997	Se publica la serie de normas ISO 14040 referente a ACV.
2000	Se conducen estudios de ACV en todo el mundo, muchos de éstos trabajos son a gran escala y se enfocan en los combustibles fósiles, la energía nuclear y las energías renovables para producir electricidad (ABB, 2002)
2002	Se lleva a cabo la Reunión Mundial de Medio Ambiente y Desarrollo en Johannesburgo y se reconoce al ACV como una herramienta de apoyo para fomentar el cambio en los patrones de consumo y producción (UNEP, 2004)
2002-2006	Se realizan ACV en todo el mundo. Se forman asociaciones de ACV por regiones y desarrollan investigación, aplicación, consultorías y reuniones. Se desarrollan modelos computacionales especializados y genéricos. Se forman grupos de trabajo por áreas que buscan el desarrollo metodológico.

En la Figura 1.1 se ilustran las conexiones entre estos cuatro pasos y se puede reconocer que se trata de un proceso iterativo, el cual permite incrementar el nivel de detalle en sucesivas iteraciones.

El primer paso, definición de objetivo y alcance, debe expresar claramente el propósito y la extensión del estudio, además debe describir el o los sistemas estudiados y la unidad funcional.

La unidad funcional se refiere a la cantidad de productos o servicios necesarios para cumplir la función que se compara, sirve de base para la comparación entre sistemas y a partir de ella se cuantifican las entradas y salidas funcionales de un sistema productivo o de servicios.

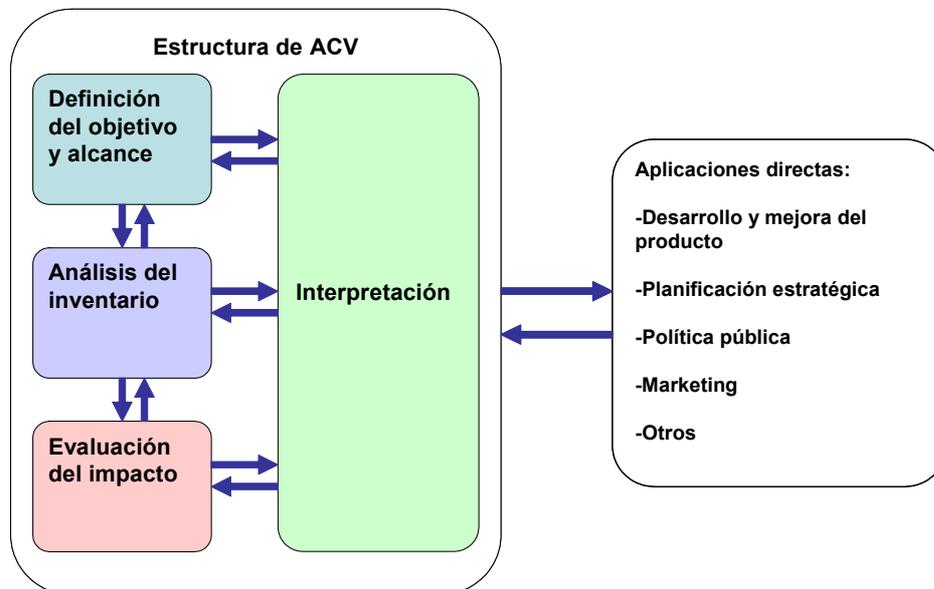


Figura 1.1. Fases de un análisis de ciclo de vida. Fuente: ISO 14040 (ISO, 1997)

Debido a su naturaleza global, un ACV completo puede resultar extensísimo. Por esta razón se deberán establecer unos límites que deben estar perfectamente identificados. Los límites del sistema determinarán qué procesos unitarios deberán incluirse dentro del ACV. Varios factores determinan los límites del sistema, incluyendo la aplicación prevista del estudio, las hipótesis planteadas, los criterios de exclusión, los datos y las limitaciones económicas y el destinatario previsto.

El análisis de inventario del ciclo de vida (ICV), comprende la obtención de datos y los procedimientos de cálculo para cuantificar las entradas y salidas relevantes de un sistema, tomando como referencia la unidad funcional. Esas entradas y salidas pueden incluir el uso de recursos y las emisiones al aire, agua y suelo asociadas con el sistema a lo largo del ciclo de vida, es decir, desde la extracción de las materias primas hasta la disposición final. Las interpretaciones pueden sacarse de esos datos, dependiendo de los objetivos y alcance del ACV. Esos datos también constituyen las entradas para la evaluación de impacto de ciclo de vida (ISO, 1997).

La Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV), va dirigida a evaluar la importancia de los potenciales impactos ambientales utilizando los resultados del análisis de inventario. En general, este proceso implica la asociación de datos del inventario con impactos ambientales específicos tratando de valorar dichos impactos. El nivel de detalle, la elección de impactos evaluados y las metodologías usadas dependen del objetivo y alcance del estudio (ISO, 1997).

Considerando que en la práctica, el ICV es una larga lista de emisiones y recursos utilizados; el propósito de la evaluación del impacto del ciclo de vida, es determinar la importancia relativa de cada elemento del inventario y agregar las intervenciones en un conjunto de indicadores, o de ser posible, en un solo indicador global. Este paso permite identificar aquellos procesos que contribuyen de manera significativa al impacto global, o comparar productos o servicios.

La EICV consta de tres elementos obligatorios: selección de categorías, clasificación y caracterización, con los cuales se obtiene el Perfil de la EICV y tres elementos opcionales: normalización, agrupación y pesaje (Figura 1.2).

ISO 14042 (ISO, 2000), define los elementos obligatorios de la EICV de la siguiente forma:

- Selección.- En este paso se seleccionan las categorías de impacto y los métodos de caracterización que se van a considerar en el estudio.
- Clasificación.- Es la asignación de los datos del inventario a las diferentes categorías de impacto, tales como calentamiento global, disminución de la capa de ozono, etc.

- **Caracterización.**- Se refiere al cálculo del indicador de impacto para cada una de las categorías de impacto seleccionadas, usando factores de caracterización, los cuales son estimados usando modelos de caracterización.

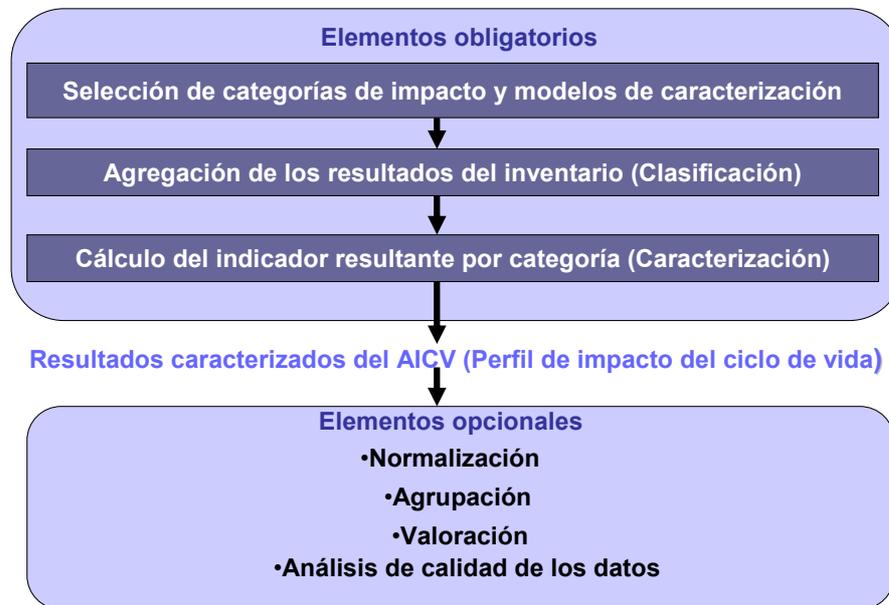


Figura 1.2. Elementos del impacto ambiental del ciclo de vida. Fuente: ISO 14042 (ISO, 2000)

De acuerdo a Finnveden (1996), dichos modelos de caracterización pueden estar basados en efectos intermedios (midpoints) o efectos finales (endpoints).

La Figura 1.3 representa una cadena causa- efecto, donde se ilustra como cada compuesto emitido implica una serie de efectos intermedios y finales.

Los elementos opcionales de la EICV también son definidos por la norma ISO 14042 (ISO, 2000), que establece lo siguiente:

- **Normalización.**- Es el cálculo de la magnitud del indicador de impacto. Para ello se usa información de referencia, como las emisiones en un área determinada, previamente caracterizadas por el mismo método de caracterización.

- Agrupación.- Es el proceso de clasificar las categorías de impacto por grupos de impacto similar o por categorías en una jerarquía determinada, por ejemplo, alta, media o baja prioridad.
- Valoración.- Consiste en establecer unos factores que otorgan una importancia relativa a las distintas categorías de impacto para después sumarlas y obtener un resultado ponderado en forma de un único índice ambiental global del sistema.

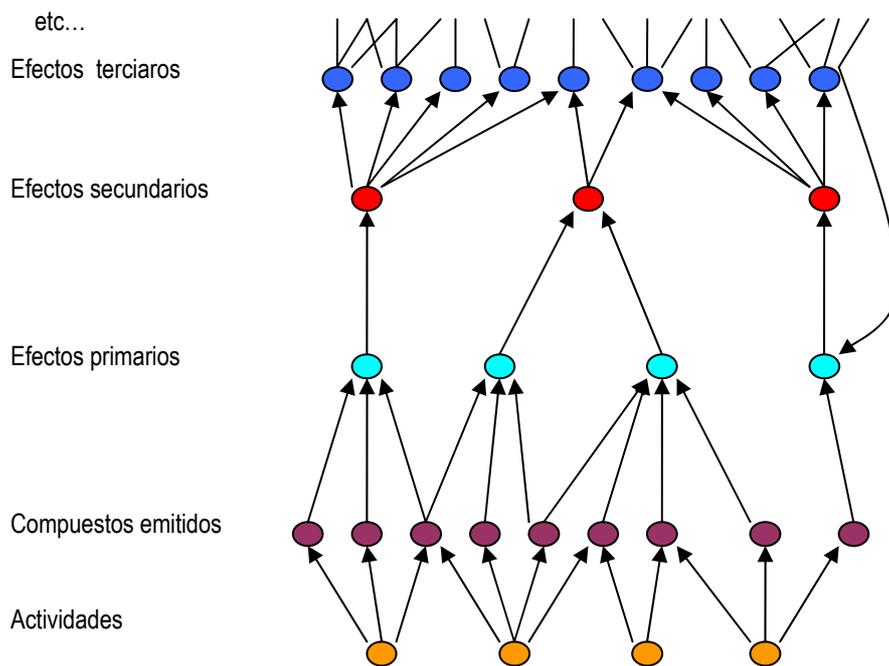


Figura 1.3. Cadena causa-efecto. Adaptación de Finnveden (1996).

Finalmente, la interpretación que es la fase de un ACV donde se evalúan los resultados y se plantean conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones, de forma consistente con el objetivo y alcance del estudio (ISO, 1997).

La interpretación puede estar basada en los resultados de los siguientes elementos opcionales del LCIA (Finnveden *et al.*, 2002):

- Normalización sin la posterior agrupación o pesaje.
- La normalización se lleva a cabo antes de la agrupación.
- El pesaje es realizado sin ninguna normalización previa.
- Normalización antes del pesaje.

1.2. La incertidumbre y la subjetividad en el ACV

A pesar de que el Análisis del Ciclo de Vida es una herramienta que se está desarrollando rápidamente, aún requiere de mucho trabajo para alcanzar el consenso y superar las limitaciones que ahora presenta, las cuales se relacionan principalmente con la incertidumbre y la subjetividad, debido a que:

1) Existen incertidumbres en:

- los datos usados para generar el inventario
- la metodología usada para analizar el inventario y para evaluar el impacto,
- la descripción del sistema en estudio, y
- en los datos usados como referencia para la normalización.

2) El pesaje involucra elementos ideológicos y valores éticos que no pueden determinarse objetivamente.

A continuación se describen las situaciones que dan lugar a la presencia de incertidumbre.

a) En los datos.- Porque hay mucha variación entre las diferentes bases de datos, lo cual puede deberse a errores, a diferentes procedimientos de reparto o a diferentes niveles de tecnología, existentes en el mismo momento en el mismo país (Finnveden, 2000).

b) En la metodología.- Hay dos ejemplos relevantes que generan incertidumbre: el marco de tiempo para vertederos y el reparto multi-entradas.

- El marco de tiempo para vertederos.- Porque las emisiones de los ciclos de vida, se deben integrar para un cierto período de tiempo, pero las emisiones de los vertederos se presentan por largos períodos de tiempo, a menudo miles de años. Para hacer comparables las potenciales emisiones del vertedero con otras

emisiones no hay acuerdo internacional para definir éste período. Por lo tanto, la elección de un período de tiempo pequeño (décadas o siglos) o un período largo pueden influenciar mucho los resultados (Finnveden, 1995; 1998; 1999; 2000).

- El reparto multi-entradas.- Un ejemplo es la incineración de residuos municipales, que recibe una gran cantidad de productos y emite muchos contaminantes, por ejemplo dioxinas cloradas. Una pregunta interesante es ¿Cómo deberían repartirse las dioxinas entre los productos que entraron a incineración? Existen dos posiciones: a) repartir las dioxinas cloradas entre las residuos que entraron en relación a su contenido de cloro, o b) repartirlas entre los residuos que entraron pero considerando su valor calorífico o algo similar como el contenido de carbono. La elección entre las dos alternativas tiene significativa influencia en los resultados (Finnveden, 1995; 1998; 1999; 2000).

Esto se debe a que diferentes elecciones metodológicas serán más o menos compatibles con los diferentes marcos y culturas, permitiendo diferentes elecciones de métodos y herramientas por diferentes personas.

c) En la descripción del sistema.-Porque los resultados dependen de los aspectos claves que rodean al sistema y que son fuente de incertidumbre (Finnveden, 2000), por ejemplo: la cantidad de combustible utilizado por transporte privado para llevar materiales a centros de acopio de residuos.

d) En los datos usados como referencia para la normalización.- Ya que no siempre existen inventarios de emisiones ni metas establecidas para las áreas y períodos de referencia (Güereca *et al.*, 2005).

En cualquier caso, las incertidumbres se pueden reducir pero nunca eliminar.

Por otra parte, se reconoce (Finnveden, 1996, Finnveden *et al.*, 2002), que la valoración involucra elementos ideológicos y valores éticos que no pueden determinarse objetivamente ya que al asignar importancias (pesos) a las categorías de impacto el valor asignado se ve influido por el grado de conocimiento de un problema específico, por la influencia de los medios de comunicación en el criterio de las personas e incluso el “miedo” a no dar una ponderación correcta hace que la persona cuestionada se base en opiniones de otros expertos.

El elemento de la caracterización nos da un indicador de impacto potencial para cada categoría y por cada sistema estudiado de tal forma que se pueden realizar comparaciones entre sistemas confrontando cada una de las categorías, con el inconveniente de que algún sistema presentará menores impactos para determinadas categorías y otro sistema será menos impactante en otras. Con lo cual, las comparaciones se vuelven complejas y la toma de decisiones sigue siendo confusa y demasiado subjetiva.

Para solventar esto el elemento de la valoración o pesaje en la EICV, busca facilitar la comparación entre sistemas generando indicadores, a través del uso de factores numéricos basados en elecciones de valor (Pennington *et al.*, 2004). Este paso es muy controversial porque implica consideraciones subjetivas que se ven influidas por las percepciones o puntos de vista (Finnveden, 1996, Hofstetter, 1998 y Turker, 1998), lo cual propicia que los resultados que dependen del pesaje siempre pueden ser cambiados por quien realiza el estudio.

A pesar de las limitaciones expuestas anteriormente, el Análisis del Ciclo de Vida constituye un marco objetivo y científicamente robusto, para el apoyo en la toma de decisiones ambientales.

Actualmente los estándares ISO proporcionan una guía para la realización de estudios de ACV, pero el marco de trabajo para completar el paso de la evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV) ha sido discutido en varios foros internacionales (e.g., Udo de Haes 1996; Udo de Haes y Wrisberg 1997; Bare *et al.*, 1999, 2000; Udo de Haes *et al.*, 1999).) y aún esta siendo desarrollado (UNEP-SETAC, 2003). Por ésta razón, el desarrollo de propuestas metodológicas para la realización de la EICV y su aplicación, constituyen un paso hacia delante en la construcción del Análisis de Ciclo de Vida.

1.3. La lógica difusa

La lógica difusa o teoría de los conjuntos borrosos, es una herramienta matemática que permite el tratamiento de la incertidumbre y la subjetividad, por ello se propone esta tesis como un soporte para la mejora metodológica de la valoración. En esta sección se exponen los principios generales que rigen dicha teoría.

El término difuso o borroso aplicado a la lógica, procede de la expresión “Fuzzy sets” (conjuntos difusos), acuñada por Zadeh (1965), cuando la teoría de los conjuntos borrosos fue presentada por primera vez. Pero la idea que se esconde detrás de ésta teoría no es nueva, en la Tabla 1.2, se presenta la cronología del desarrollo de la lógica difusa.

Tabla 1.2. Cronología del desarrollo de la lógica difusa.

Año	Acontecimiento
500 a.C.	Aristóteles consideraba que existían ciertos grados de veracidad y falsedad y Platón había trabajado con grados de pertenencia.
S. XVIII	George Berkeley y David Hume describieron que el núcleo de un concepto atrae conceptos similares. Hume creía en la lógica del sentido común, en el razonamiento basado en el conocimiento que la gente adquiere de una forma ordinaria gracias a sus vivencias en el mundo.
S XVIII	Immanuel Kant pensaba que únicamente los matemáticos podían proveer definiciones claras y que por lo tanto, muchos principios contradictorios no tenían solución. Por ejemplo la materia podía ser dividida infinitamente y al mismo tiempo no podía ser dividida infinitamente.
S. XIX	Charles Sanders Peirce, fue el primera en considerar "vaguedades", más que falso o verdadero, como forma de acercamiento al mundo y al razonamiento humano.
Principios Siglo XX	La idea de que la lógica produce contradicciones fue popularizada por el filósofo y matemático británico Bertrand Russell, quien estudió las vaguedades del lenguaje y llegó a la conclusión que la vaguedad es un grado.
Principios Siglo XX	Ludwig Wittgenstein, filósofo austriaco, estudió las diferentes acepciones de una misma palabra porque generan vaguedad.
1920	La primera lógica de vaguedades fue desarrollada en 1920 por el filósofo Jan Lukasiewicz, quien visualizó los conjuntos con un posible grado de pertenencia con valores de 0 y 1, después los extendió a un número infinito de valores entre 0 y 1.
1927	Werner Heisenberg, postula el principio de incertidumbre. Donde se establece que la posición y el momento de una partícula (por ejemplo, un electrón), no pueden calcularse simultáneamente con precisión y los cálculos fluctúan en torno a valores medios. Estas fluctuaciones reflejan la incertidumbre en la determinación de la posición y el momento.
1937	Se publica la teoría de los conjuntos vagos de Max Black, donde aplico la lógica multivaluada a listas de conjuntos, dando lugar a los primeros bosquejos de curvas de pertenencia.
1965	Lofti A. Zadeh publica el ensayo “Fuzzy Sets”, donde se establecen las bases de la lógica difusa.

La principal motivación de la teoría de conjuntos borrosos (Zadeh, 1965), es la construcción de un marco formal que permita el tratamiento y la manipulación de la incertidumbre presente en numerosos ámbitos del conocimiento humano.

La teoría clásica de conjuntos establece que los distintos elementos de un universo pueden pertenecer a un conjunto o no. Así, por ejemplo, si consideramos el universo de los números naturales positivos:

$$U = \{1, 2, 3, 4, 5, \dots\}$$

Podríamos decir que 3 pertenece al conjunto de los números impares, mientras que 8 no. La pertenencia a un conjunto de diferentes elementos suele representarse gráficamente mediante la denominada función de pertenencia, como la que se muestra en la Figura 1.5. En la función de pertenencia toman valor 1 aquellos elementos que pertenecen al conjunto, mientras que toman valor 0 aquellos que no pertenecen.

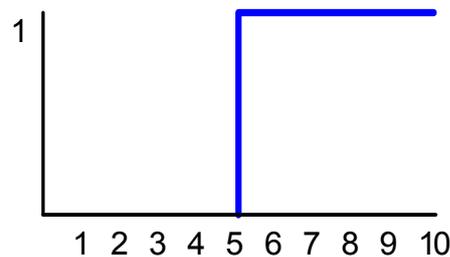


Figura 1.5. Representación gráfica de la función de pertenencia del conjunto "números mayores que 5".

Los conjuntos borrosos proporcionan una manera de definir conjuntos para los cuales, la pertenencia es una cuestión de grado y no está completamente definida. Establecen una frontera gradual entre la no pertenencia y la pertenencia, y por tanto conforman una herramienta para el modelado de la imprecisión o la incertidumbre.

Para ilustrar el concepto de conjunto difuso Zadeh (1965) presentó el ejemplo del conjunto "hombres altos". Según la teoría de la lógica clásica el conjunto "hombres altos" es un conjunto al que pertenecerían los hombres con una estatura mayor a un cierto valor, que podemos establecer en 1.80 metros, y todos los hombres con una altura inferior a este valor quedarían fuera del conjunto. Así tendríamos que un hombre que mide 1.81 m pertenecería al conjunto "hombres altos", en cambio un hombre que mida 1.79 metros de altura ya no pertenecería a ese conjunto. Sin embargo, no parece muy lógico decir que un hombre es alto y otro no cuando su altura difiere en dos centímetros. El enfoque de la lógica difusa considera que el conjunto "hombres altos" es un conjunto que no tiene una frontera clara para pertenecer o no pertenecer a él, mediante una función que define la transición de "alto" a "no alto" se asigna a cada valor de altura un grado de pertenencia al conjunto, entre 0 y 1. Así por ejemplo, un hombre que mida 1.79 podría pertenecer al conjunto difuso "hombres altos" con un grado 0.8 de pertenencia, uno que mida 1.81 con un grado 0.85, y uno que mida 1.50 m con un grado 0.1. Visto desde esta perspectiva se puede considerar que la lógica clásica es un

caso límite de la lógica difusa en el que se asigna un grado de pertenencia 1 a los hombres con una altura mayor o igual a 1.80 y un grado de pertenencia 0 a los que tienen una altura menor (Figura 1.6).

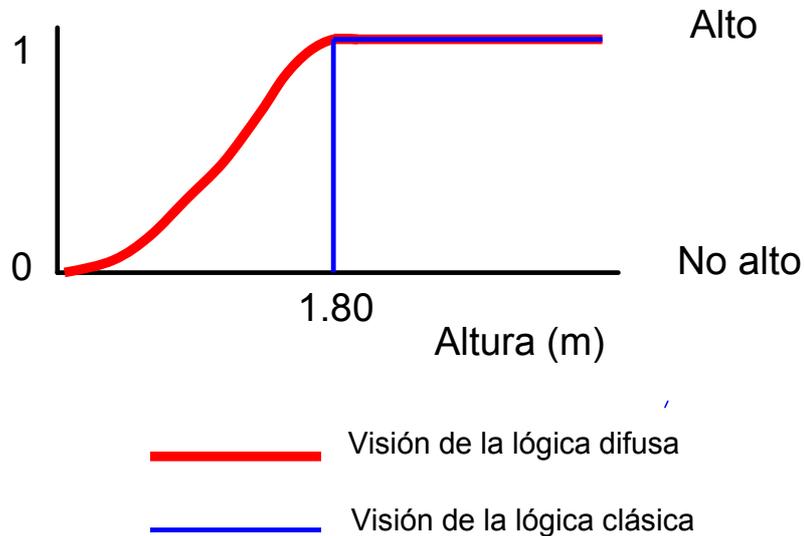


Figura 1.6. Gráfica de las funciones de pertenencia para la lógica difusa y la lógica clásica.

1.3.1. La lógica difusa y el ACV

Varios estudios recientes han aplicado la lógica difusa para tratar la incertidumbre en ACV:

Geldermann *et al.* (2000) proponen un método de fortalecimiento para PROMETHEE (un algoritmo que permite la toma de decisiones multi-atributo) considerando la lógica difusa. Buscan tomar en cuenta las preferencias borrosas en el ACV, al mismo tiempo que se generan pesos para los impactos. Exponen el ejemplo de la fundición de hierro y acero comparando los resultados del ACV de cuatro procesos de fundición diferentes.

Weckenmann y Schwan (2001) aplican el concepto de conjuntos borrosos para tratar la variabilidad y la incertidumbre de los datos contenidos en bases de datos comerciales, ellos aplican inferencias de la lógica difusa en la etapa de la valoración para simular la forma de razonamiento de un experto, permitiendo a la compañía obtener conclusiones con mínimos requerimientos de certidumbre en los datos del inventario. Construyen números difusos trapezoidales a partir de el valor medio y la desviación estándar relativa.

González *et al.* (2002) proponen una metodología simplificada para la realización de ACV cuando la compañía no cuenta con los datos necesarios para realizar el estudio. Dicha metodología esta basada en un proceso de inferencia considerando la lógica difusa, para ello toma en cuenta tres variables lingüísticas relacionadas con los impactos: bajo, medio y alto.

Ardente *et al.* (2004) describen el software F.A.L.C.A.D.E. (Fuzzy Approach to Life Cycle Analysis and Decision Environment), una herramienta diseñada para calcular los impactos caracterizados de los productos, se basa en la lógica difusa que permite manejar las complejas relaciones que se dan cuando se calculan los impactos potenciales. También permite dar atributos a los datos numéricos del inventario basados en la opinión de expertos y tratar la incertidumbre a partir de cuatro variables lingüísticas que tienen que ver con la edad de los datos, el tipo de tecnología, los aspectos estadísticos y la representatividad geográfica.

Tan (2005) está desarrollando un modelo de Programación Lineal Difuso y Simétrico (SFLP por sus siglas en inglés), que permite maximizar el grado de factibilidad de todos los objetivos difusos (impactos) simultáneamente para elegir la alternativa óptima.

El denominador común de los trabajos anteriores es el uso de la lógica difusa para dar tratamiento a la incertidumbre, aunque aplicado a diferentes etapas del ACV.

1.4. La gestión de integrada de residuos sólidos municipales

La palabra “residuo” se relaciona con la ausencia de uso o valor. Los residuos son un sub-producto de la actividad humana y por ello siempre se han producido, sin embargo, el qué hacer con ellos se ha convertido en un problema que se ha incrementado a través de la historia ya que conforme la población se incrementó y los estilos de vida cambiaron, se tuvieron que tomar medidas para tratar de frenar la problemática. La Tabla 1.3 presenta una cronología de la gestión de los residuos municipales.

Tabla 1.3. Cronología de la gestión de los residuos sólidos municipales.

Año	Acontecimiento
Hace mas de 10000	Hombre cazador y recolector. La gestión de los residuos era muy simple; las cenizas del fuego, los huesos y residuos de animales se depositaban en el suelo para enriquecerlo y las herramientas y utensilios que no servían se dejaban cuando las tribus se movían.
Hace 10000	Inicia la agricultura las cosas que se pueden reparar se siguen utilizando y como las poblaciones eran pequeñas y dispersas los residuos no constituyen un problema.
3000 a.C.	En Knossos, Creta, comienza a funcionar un vertedero; se trata de fosas donde se depositan los residuos y que se cubren de tierra (INTEGRA, 2004).
500 a.C.	El gobierno de Atenas abre el primer vertedero municipal a una milla de la ciudad. El reuso y el reciclaje son comunes, se alimenta a los animales con restos de vegetales y el estiércol es usado como fertilizante (Tchobanoglosus, <i>et al.</i> , 1994).
S. XIII	En Europa, los residuos se queman en fogatas fuera de las casas o se tiran en las calles y los comercios se agrupan constituyendo núcleos en los centros de las ciudades aumentando el problema. Los residuos y drenajes se tiran en las calles, las pocilgas se construyen afuera de las casas y la comida podrida bloquea los desagües.
1297	En Londres, se emite una ley en la que se requería que se mantuviera limpio el frente de las casas, pero la gente no le hizo mucho caso.
1348-1349	La “Muerte Negra”, generada por las condiciones de higiene en las ciudades, mata dos terceras partes de la población en Europa.
1408	En Reino Unido, Enrique IV establece que la basura debe quedarse adentro de las casas hasta que los barrenderos tocan para llevársela a fosas (INTEGRA, 2004).
S. XVIII	La Revolución Industrial comienza. Los bienes se producen mas baratos, el consumo se incrementa y la gente emigra a las ciudades. Los métodos tradicionales de disposición, tales como alimentar a los cerdos ya no son posibles en las ciudades, donde las calles están llenas de pilas de basura y los pepenadores comenzaron a proliferar, encontrando en los residuos una forma de vida, ya que comerciaban con materiales que encontraban, monedas, trozos de metal, ropa, huesos y algunas veces joyas. La reclamación y el reciclaje dependen del incentivo económico.
1848	En Reino Unido el Acta Pública de Salud comienza el proceso de regulación de residuos. La solución es sacarla de las viviendas y almacenarla en montones dentro de hoyos, que al llenarse son vaciados y los residuos se transportan en carretas de caballos hacia los pantanos (INTEGRA, 2004).
1874	Se diseña el primer “destructor” de basura, que al quemar los residuos producía vapor para generar electricidad.
1875	El Acta de Salud Pública en Reino Unido, descarga en las autoridades locales, la responsabilidad de la remoción y disposición de los residuos (INTEGRA, 2004).
1906	Se publica “La Evacuación de Basuras Municipales”, el primer libro que trataba únicamente sobre el tema de residuos sólidos
Principios del S. XX	Los empaques son mínimos y hay pocas cosas desechables. La revolución de los empaques comienza a crecer y propicia la cultura de lo desechable, permitiendo comprar constantemente, aunque durante las guerras se fomenta la reutilización y el reciclaje.
1930	En Reino Unido se animaba a la gente a quemar en casa sus residuos bajo el eslogan “Quema tu basura –Reduce tus ratas”. En ésta época se extraían de los residuos algunos materiales magnéticos y botellas (INTEGRA, 2004).
Segunda mitad del S. XX	Surge la sociedad de consumo y la producción comenzó a incrementarse, creando nuevos residuos y nuevos problemas, los productos se diseñan para tirarse y los empaques aumentan. La comercialización de productos en latas de aluminio o plásticos crece y para cubrir la demanda se incremento la manufactura de empaques, la extracción de materiales no renovables, la agricultura y el procesamiento de alimentos. Todo ello generando sus propios residuos Paradójicamente, la segunda mitad del siglo XX también trajo consigo un incremento paulatino de la preocupación sobre la necesidad de preservar el ambiente, ahorrar energía y conservar los recursos. Entonces surge el manejo integrado de residuos sólidos municipales.

La Gestión Integrada de Residuos Municipales, se define como un sistema que engloba todos los tipos de materiales sólidos y todas las fuentes de residuos sólidos, además emplea un rango de tecnologías de tratamientos dependiendo de la situación y un enfoque global con respecto al análisis, la optimización y el manejo del sistema total.

La Figura 1.7 muestra los elementos de un sistema integrado de gestión de residuos sólidos. En ella se puede identificar la recogida y selección de materiales como el centro del sistema, rodeado de la gama de tratamientos que se pueden utilizar, dependiendo de las características específicas de la región.



Figura 1.7. Esquema de un sistema integrado de gestión de residuos. Modificado a partir de McDougall *et al.* (2001).
1.4.1.

Las características clave de un sistema integrado de gestión de residuos, de acuerdo a McDougall, *et al.* (2001), son:

- Tener en cuenta un enfoque global
- Usar un rango de métodos de recogida y tratamiento
- Manejar todos los materiales que están en la corriente de residuos
- Ser ambientalmente efectivo
- Ser económicamente posible

- Ser socialmente aceptable

La gestión integral de los residuos debe ser planeada como un sistema completo en el que los componentes están interrelacionados y por lo tanto, los cambios en un proceso afectan al resto de los elementos. Por ejemplo, si se piensa en introducir el reciclaje como una opción de tratamiento, al separar los materiales que se van a reciclar se disminuye la cantidad total de residuos, lo cual afectara el resto de tratamientos realizados, generando ineficiencias económicas y ambientales.

Un sistema integrado de gestión de residuos sólidos municipales debería incluir un sistema óptimo de recogida de residuos y una eficiente separación, seguido de una o más de las siguientes opciones:

- Reciclaje de materiales.
- Tratamientos biológicos de materiales fermentables.
- Tratamientos térmicos.
- Vertido.

El manejo integrado de residuos municipales incluye todos los materiales que son colectados y controlados por las autoridades locales. Consecuentemente, no existe uniformidad en la composición de los materiales que están dentro de la corriente de los residuos ya que se trata de residuos de diferentes fuentes, cada uno heterogéneo. Lo importante en un sistema de gestión de residuos es poder gestionar todos los materiales que están dentro de ésta corriente ya que la alternativa de enfocarse en materiales específicos, ya sea por su facilidad para reciclar (como el aluminio), o su cantidad (plásticos) es menos efectivo, tanto en términos ambientales como económicos.

La gestión de residuos municipales debe reducir, tanto como sea posible, los daños ambientales que genera porque actualmente sus impactos son una de las principales preocupaciones a nivel mundial (UNEP, 1996).

Por otra parte la UNDP (1998), reporta que hay dos preocupaciones críticas respecto a las “necesidades de las futuras generaciones”, establecida en la definición del desarrollo sostenible y se relacionan con la gestión de residuos municipales:

La generación de contaminantes y residuos que excede la capacidad que tiene planeta como sumidero, para absorberlos y convertirlos en compuestos menos dañinos, y

El incremento del deterioro de recursos renovables tales como agua, suelo, bosques y biodiversidad.

Por ésta razón es necesario diseñar estrategias integrales de gestión de residuos, que reduzcan las cargas ambientales. Esto requiere del uso de herramientas que permitan predecir los impactos potenciales de un sistema de gestión y el Análisis del Ciclo de Vida (ACV), permite realizar dicha evaluación (Coleman *et al.*, 2003).

1.5. El Análisis del Ciclo de Vida de la Gestión Integrada de Residuos

A diferencia de los ACV's de productos, en donde los estudios se enfocan en sólo algunos materiales determinados, el ACV de la gestión de residuos se caracteriza porque estudia toda la gama de materiales que son producidos y utilizados en la sociedad. La Figura 1.8 muestra la diferencia que existe entre un ACV para productos y un ACV para residuos.

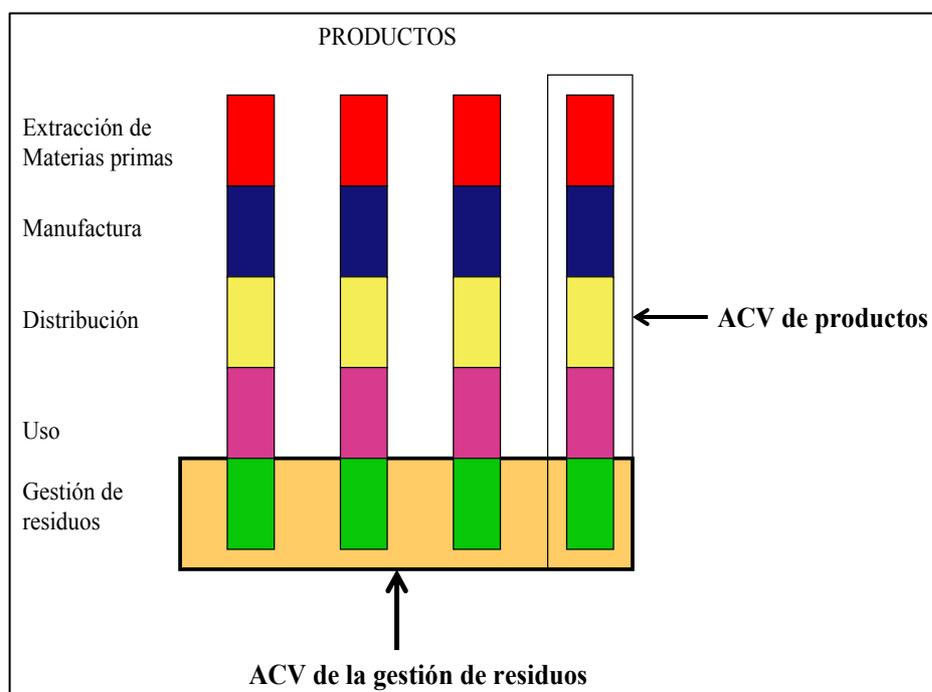


Figura 1.8. Diferencias entre ACV para productos y ACV para gestión de residuos.

El análisis de ciclo de vida de la gestión integrada de residuos, relaciona al sistema de gestión con los impactos ambientales que pueden ser generados por sus entradas y salidas.

A continuación se presenta el estado actual del análisis del ciclo de vida de la gestión integral de los residuos municipales y se mencionan los principales trabajos.

1.6. Antecedentes

1.6.1. Trabajos relevantes publicados

El ACV ha sido usado para comparar opciones específicas de gestión de residuos (Kirkpatrick, 1992; Denison, 1996; Finnveden y Ekval, 1998) y también se ha usado para evaluar sistemas completos de manejo (Wilson, 1997, 1998; Thurgood, 1998). Dentro de los trabajos más actuales destacan el de Arena *et al.* (2003), Mendes *et al.* (2003), Mendes *et al.* (2004), Finnveden *et al.* (2004), Beigl y Salhofer (2004), Eriksson *et al.* (2005), Lundie y Peters (2005), den Boer (Szpadt), *et al.* (2005) y Bovea y Powell (2006). A continuación se describen los más relevantes.

Arena *et al.* (2003) realizan un estudio que se enfoca a la evaluación del comportamiento ambiental de diferentes opciones de gestión de residuos que pueden ser usadas en el área de Regione Campania, al sur de Italia. Ellos evalúan tres escenarios para la gestión de los residuos: 1) uso del vertedero como única opción, 2) incineración como única opción y 3) el sistema propuesto para la región, que consiste en la separación, el tratamiento biológico para estabilizar la fracción fermentable, incineración y vertedero. Concluyen que la peor opción en términos ambientales es el vertedero y validan el sistema de gestión propuesto para la región como la mejor alternativa. Sugieren que se recupere el vidrio y el aluminio, así como también bajar los límites de emisión de contaminantes para las incineradoras.

Beigl y Salhofer (2004) comparan los efectos ambientales de tres diferentes opciones de manejo de residuos para un conjunto de comunidades rurales de la provincia de Salzburg en Austria. Ellos analizan tres escenarios: 1) reciclaje con recolección en un centro de acopio, 2) reciclaje con recogida domiciliaria y 3) sin reciclaje con recogida domiciliaria; concluyen que el reciclaje con recogida selectiva domiciliaria representa la mejor opción en términos ambientales.

Eriksson *et al.* (2005) estudiaron varias opciones de tratamiento para residuos sólidos. Ellos analizaron diferentes combinaciones entre incineración, reciclaje de plástico y cartón, y tratamientos biológicos para residuos fermentables y las compararon con el vertedero. La conclusión general del estudio es evitar el vertido tanto como sea posible, combinar varias opciones de tratamiento mejora el desempeño ambiental, ahorra energía y proporciona ventajas económicas. Una combinación de digestión anaeróbica, reciclaje de materiales e incineración podría ser la mejor opción.

Mendes *et al.* (2003) comparan por medio del análisis del ciclo de vida, los impactos ambientales de la fabricación de compost, metanización y vertido de los bioresiduos en la ciudad de Sao Paulo en Brasil. Concluyen que el vertido presenta impactos ambientales mayores que la fabricación de compost y la metanización.

Finnveden *et al.* (2004) evalúan diferentes estrategias de tratamiento de los residuos sólidos en Suecia. Incluyen las fracciones comestibles o reciclables y fermentables de los residuos (residuos de alimentos, cartón, periódicos y materiales plásticos). Los tratamientos considerados son incineración de todas las fracciones con recuperación de calor, vertido de todas las fracciones con extracción de gas, reciclaje de todas las fracciones (excepto residuos de alimentos), digestión anaeróbica y fabricación de compost (para residuos de alimentos). Concluyen que el reciclaje de papel y materiales plásticos es más favorable, en términos ambientales, sobre la incineración y ésta sobre el vertido, con lo cual éstos resultados validan la jerarquía de los residuos. Con respecto a los residuos de alimentos los resultados no proveen una respuesta clara a la comparación entre incineración y digestión anaeróbica. Sin embargo mencionan que el vertido y la fabricación de compost parecen ser una estrategia nefasta si se quiere reducir el uso de energía y las emisiones de gases invernadero.

1.6.2. Estudios municipales

Caracas Venezuela.- Cardinale (1998), realizó un inventario de ciclo de vida comparativo, el cual investigaba las cargas ambientales asociadas con el establecimiento de un programa de reciclaje de materiales. Los resultados mostraron importantes ventajas ambientales asociadas al establecimiento de un programa de reciclaje multi-materiales. Entre los beneficios se incluye 8% reducción de los materiales que llegan a vertedero, reducción de las emisiones de metano, ahorro de emisiones de bióxido de carbono, BOD y COD en agua.

Pamplona, España.- En ésta Ciudad, Wilson E. (1998), realizó un inventario de ciclo de vida en donde se analizó la opción de fabricar compost con la fracción fermentable de los residuos y se llegó a la conclusión de que a pesar de que una planta de digestión aeróbica incrementaría el gasto de energía, permitiría disminuir las emisiones de gases invernadero.

Gloucestershire, Reino Unido.- En éste municipio el 92% de los residuos se envían a vertedero. Powell *et al.* (1998), realizó un inventario de ciclo de vida en el cual se compararon 5 posibles escenarios para disminuir las entradas al vertedero.

- Fabricación de compost con todos los residuos fermentables y el resto a vertedero con recuperación de biogás.
- Reciclaje de todos los materiales recuperables y el resto a vertedero.
- Incineración (sin recuperación de energía) del 50% del total de los residuos y el resto a vertedero.
- Incluir una instalación central de separación de residuos y otra de recuperación de combustibles derivados del rechazo, sin recogida selectiva y todo lo que sobre a vertedero.
- Recogida selectiva de reciclables, una instalación de separación de residuos para lo que no se recoja de manera selectiva, una instalación de combustible derivado del rechazo y el resto a vertedero.

Se concluye que si se quiere alcanzar el objetivo previsto de reducción de emisiones de gases invernadero las opciones 4 y 5 son las más adecuadas porque presentan menos emisiones de metano y más ahorros de energía.

London, Ontario, Canada.- En ésta Ciudad, Stanford (1999), generó un Inventario de Ciclo de Vida retrospectivo para comparar las cargas ambientales de diferentes ofertas (licitaciones), para una colección de contratos. El inventario de ciclo de vida uso datos que se habían obtenido antes y después de los cambios en el sistema de gestión de residuos y la comparación estableció que los beneficios ambientales se darían si se elegía la opción que previamente se había elegido. Por otra parte, el uso el inventario de ciclo de vida para comparar contratistas, permitió premiar los contratos que se basaron tanto en aspectos económicos (bajo costo) como en aspectos ambientales (menos cargas ambientales).

1.6.3. Iniciativas por países

Thomas y McDougall (2004) presentan las actividades que se realizan actualmente dentro del Grupo Internacional de Expertos en Análisis del Ciclo de Vida para la Gestión Integrada de Residuos Sólidos (IEG) y resumen la reunión del IEG, llevada a cabo en Oxford U.K. en noviembre del 2003.

Reino Unido.- La Agencia Ambiental de Reino Unido esta desarrollando una nueva herramienta de análisis del ciclo de vida para le gestión de residuos que será de acceso público. Además se están terminando dos estudios: uno sobre las opciones de gestión de las llantas de automóviles usadas y otro sobre las cargas ambientales asociadas con los pañales reusables y desechables (Coleman, 2004).

Estados Unidos.- La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos está trabajando en hacer accesible vía web, la Herramienta de Apoyo a las Decisiones en Gestión de Residuos Municipales. También se está actualizando la base de datos de Inventario de Ciclo de Vida que contiene información sobre energía, producción de materiales y procesos para la gestión de residuos (Thorneloe, 2004)

Alemania.- Giegrich (2004), menciona que hay un renovado interés político en el uso de ACV de la gestión de residuos en Alemania, que se manifiesta en seis actividades:

- Se está redactando el borrador de una regulación para depósitos de empaques, considerando ACV para clasificar los empaques de bebidas en favorables y desfavorables, en términos ambientales.
- Se están evaluando los sistemas de recogida de residuos.
- Se comparan los beneficios ambientales de esparcir los lodos de tratamiento de agua sobre el suelo contra la incineración.
- La prohibición del vertido de residuos no estabilizados en vertederos para el 2005 requiere de otras alternativas de gestión que se están analizando.
- Existe interés en re-diseñar los vertederos que presentan impactos ambientales sobre el agua del subsuelo.
- Se ha comenzado una revisión de las políticas de gestión de residuos realizadas durante la pasada década en Alemania.

Suecia.- Finnveden (2004), menciona que en Suecia esta bajo consideración un impuesto a la incineración, lo cual ha fomentado el uso de ACV para evaluar los efectos de varias alternativas de gestión de residuos. También se ha comenzado a realizar un análisis ambiental para la Evaluación Estratégica Ambiental del Plan de Gestión de Residuos.

Comisión Europea.- Pennington (2004), del Centro de Investigación del Conjunto Europeo, que da apoyo científico a la Unión Europea, menciona que se esta desarrollando una base de datos para el inventario de ciclo de vida.

1.6.4. Actividades académicas y de Organizaciones No Gubernamentales

Organización Manejo de Recursos Ambientales (ERM).- La organización Manejo de Recursos Ambientales (del inglés Environmental Resources Management) utiliza el ACV para apoyar a autoridades municipales en el desarrollo de planes y estrategias de manejo de residuos. También han comenzado algunos estudios de ACV sobre la pulpa del papel y sobre la incineración de residuos animales (Aumonier, 2004).

Universidad Católica de Oporto, Portugal.- Xara, (2004), describe las investigaciones en ACV que se realizan en la Universidad Católica de Oporto: 1) una comparación entre los impactos ambientales de la incineración, el vertedero y el reciclaje de baterías alcalinas, 2) la evaluación de los impactos de agua mineral embotellada en vidrio o plástico, 3) una comparación de PET frente a contenedores de cartón y 4) el desarrollo de una herramienta para la evaluación de opciones de gestión integrada de residuos sólidos en Portugal.

Universidad de Nápoles, Italia.- El uso de ACV en desarrollo de políticas de gestión de residuos esta sufriendo una reducción de recursos de la Agencia Italiana del Ambiente. El énfasis esta cambiando hacia las Evaluaciones de Impacto Ambiental más que a ACV. La universidad de Nápoles esta involucrada varios estudios de ACV relacionados con los residuos de nuevos empaques, incluyendo empaques de papel y cartón así como contenedores de plástico y aluminio (Arena, 2004).

Organización Golder Associates, Reino Unido.- Hall, (2004) describió el trabajo de Goleen Associates como de asistencia a la Agencia de Protección Ambiental de Reino Unido al desarrollar un modelo para residuos de una misma clase (monolíticos).

University of Surrey, Reino Unido.- En la Universidad de Surrey, Reino Unido, según Cowell (2004), se están desarrollando un enfoque para la evaluación del potencial negativo del cambio climático global, y han llevado a cabo un estudio de ACV para estudiar la efectividad de las directivas europeas sobre residuos de equipo eléctrico y electrónico.

Chalmers University, Gothenburg, Suecia.- Ekvall (2004), describió que en Chalmers University se están realizando estudios de mercado en donde se investigan:

- Consecuencias de la incineración de los residuos en Suecia, sobre la producción y uso de biofuel.
- Consecuencias del reciclaje de papel en Suecia sobre la producción marginal de pulpa de madera.
- Comercio de combustible de residuos en Suecia.
- Aplicación y evaluación de la metodología de ACV, consecuencias y atribuciones.

Universidad de Boku, Austria.- Según Salhofer (2004), la Universidad de Boku, en Austria, esta involucrada en un caso de estudio de la Evaluación Estratégica Ambiental para el manejo de los residuos sólidos en Austria, el cual incluye el ACV como un elemento en la toma de decisiones.

1.6.5. Nuevas investigaciones

Universidad Técnica de Lisboa.- En Portugal, la entrada directa de materiales, como un indicador de la productividad de la economía, se ha incrementado conforme se incrementa el Producto Interno Bruto. Actualmente la Universidad Técnica de Lisboa (Ferraó, 2004), esta estudiando un posible desacoplamiento de ésta relación usando Análisis de Flujo de Materiales y ACV. La metodología se basa en la combinación modelos y procesos de entrada y salida. Esto esta siendo usado para predecir la futura producción de residuos conforme la economía crece y la tecnología cambia.

Instituto Nacional de Investigación Ambiental de Dinamarca.- Dengsoe (2004), describe su trabajo para el Instituto Nacional de Investigación Ambiental de Dinamarca y explica que se esta realizando un Análisis Costo Beneficio para la gestión de los residuos, usando ACV.

1.6.6. Análisis del ciclo de vida de la gestión integrada de residuos sólidos municipales, en Cataluña

En Cataluña se han realizado algunos esfuerzos en cuanto Análisis de Ciclo de Vida de la gestión de residuos:

Güereca *et al.* (2006) de la Universidad Politécnica de Cataluña han realizado un ACV de la gestión de la fracción fermentable para el Area Metropolitana de Barcelona, en donde se compara la gestión actual (basada en datos del año 2002) frente a la gestión futura (basado en el escenario establecido para 2006).

Den Boer (Szpadt) *et al.* (2005), utilizan ACV para generar estrategias de gestión de residuos en regiones de rápido crecimiento económico y presentan el caso de Reus en la Provincia de Tarragona.

Muñoz *et al.* (2004), de la Universidad autónoma de Barcelona, aplican ACV para evaluar el Plan de Gestión de Residuos de Guipúzcoa.

El grupo de Análisis y Gestión Ambiental (AGA) de la Universidad Rovira i Virgili (AGA, 2002), evalúa diferentes estrategias de gestión de residuos municipales ordinarios en Cataluña.

Muñoz *et al.* (2001) determinan los impactos ambientales de diferentes estrategias de gestión para residuos de papel y cartón. Se comparan los perfiles ambientales de la incineración, vertedero y reciclaje, concluyendo que la peor opción es el vertido.

Vendrell *et al.* (2002) realizan un ACV comparativo, a nivel de perfil ambiental, entre contenedores de carga lateral o iglúes y determinan que los contenedores de carga lateral son menos impactantes en todas las categorías de impacto analizadas.

Rieradevall *et al.* (1996) presentan un inventario del ciclo de vida del vertido controlado y concluyen que el mayor impacto ambiental proviene de la biodegradación de los residuos, lo que contribuye a la producción de gases de invernadero.

Sojo y Rieradevall (2003) presentan un análisis comparativo, a nivel de perfil ambiental, entre la gestión de residuos sólidos en los municipios de Puebla (México) y Barcelona (España) bajo criterios ambientales y financieros. Los resultados indican que la gestión en Barcelona genera un impacto potencial mayor que Puebla para las categorías de disminución de la capa de ozono, potencial de toxicidad humana, eutrofización y consumo de energía.

Uno de los esfuerzos más relevantes en esta área fue la Conferencia Internacional, Life Cycle Management 2005 (LCM2005) (Castells y Rieradevall, 2005), celebrada recientemente en Barcelona se presentaron 18 trabajos de ACV de gestión de residuos, de los cuales, 2 presentan conclusiones a partir del inventario, 13 basándose en el perfil de impactos caracterizados, 2 realizando alguna normalización y 1 llevo a cabo la valoración.

1.7. Justificación

De acuerdo a la descripción de trabajos planteada en los antecedentes, se detecta que en la mayoría de los casos, el alcance de los estudios de ACV de gestión de residuos no considera los elementos de la normalización y pesaje. Esta situación se debe a que se trata de elementos opcionales (ISO, 2000) y a que presentan un grado de incertidumbre y subjetividad.

Sin embargo, ambos elementos facilitan el proceso de toma de decisiones ya que la normalización permite dimensionar la magnitud de los impactos generados por una alternativa, mejorando con ello la precisión del estudio (Tolle, 1997) y la valoración o pesaje facilita la comparación entre sistemas (Pennington *et al.*, 2004).

Powell *et al.* (1997), establecen que el ACV tiene un gran potencial para la evaluar los impactos ambientales, particularmente en el caso de servicios, tales como la gestión de residuos. Sin embargo hay una gran barrera que limita dicho potencial: los problemas asociados con la valoración e interpretación de los resultados. Actualmente se puede argumentar que la cantidad de trabajos publicados de ACV de gestión de residuos es muy amplia, sin embargo, parece que el problema de la valoración persiste, pues no se aborda en la mayoría de los estudios (tal y como se puede observar en la sección de antecedentes).

En 1997 Duane A. Tolle, mencionó que a pesar del potencial que tiene la normalización a escala regional, éste método raramente había sido usado en EICV publicados; en el 2001, Seppälä y Hämäläinen (2001), reportan que los procesos de normalización y pesaje, no han

sido suficientemente bien desarrollados en el campo del ACV y actualmente siguen siendo elementos que quedan fuera de la mayoría de los ACV de gestión de residuos.

Para que el ACV sea una herramienta efectiva en el proceso de toma de decisiones ambientales, es necesario fortalecer los elementos de la normalización y la valoración a través de mecanismos que consideren la incertidumbre y la subjetividad de la forma mas estructurada posible. También se requiere que los límites de los ACV de gestión de residuos sean extendidos hasta considerar los elementos opcionales de la EICV, con la finalidad de probar y afinar metodologías que permitan de una manera más efectiva, la inclusión de los aspectos ambientales en la gestión de residuos.

1.8. Objetivos

Considerando la necesidad de fortalecer los elementos de la normalización y la valoración y tomando en cuenta que en los ACV de gestión de residuos existe una carencia en la aplicación de métodos de normalización y valoración, en esta tesis se plantean los siguientes objetivos:

1. Desarrollar un método de normalización y de valoración para el análisis del ciclo de vida a partir de la lógica difusa y las metodologías de valoración de ciclo de vidas existentes. Se busca que el elemento de dicho método considere explícitamente los objetivos ambientales, los inventarios de emisiones y uso de recursos de una región determinada, así como las preferencias de los tomadores de decisiones.
2. Realizar un análisis de ciclo de vida para la gestión integral de residuos municipales en la Región de Cataluña, dando cumplimiento a todos los elementos (obligatorios y opcionales) que forman parte de la herramienta ACV, con la finalidad de aplicar el método de normalización y valoración desarrollado y probar su funcionalidad.

Como objetivos específicos se incluyen:

- Analizar de las metodologías de normalización y de valoración para la EICV.
- Analizar los procedimientos de apoyo a la toma de decisiones, específicamente las teorías de valor multiatributo (MAVT), las cuales consideran criterios múltiples para la toma de decisiones.

- Analizar los procesos de toma de decisiones en ambientes difusos.
- Desarrollar una metodología de valoración basada en la lógica difusa
- Desarrollar factores de normalización para Cataluña a partir de inventarios regionales.
- Identificar o estimar los objetivos ambientales para Cataluña, así como los umbrales sostenibles para las categorías de impacto seleccionadas.
- Definir objetivos y alcance para el ACV de la gestión de residuos en Cataluña
- Realizar el inventario de ciclo de vida para el sistema de gestión de residuos de Cataluña
- Llevar a cabo la valoración de impacto de ciclo de vida
- Aplicar la metodología de normalización y valoración propuesta al ACV de gestión de residuos.

1.9. Estructura del documento

En el **Capítulo 1** se presenta la herramienta del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) y sus limitaciones con relación a la incertidumbre y a la subjetividad, además se reconoce a la lógica difusa como una herramienta capaz de tratar dichas limitaciones y se resumen los trabajos publicados que relacionan ACV y lógica difusa. También se proporciona una introducción a la gestión de residuos y se resumen los principales ACV de gestión de residuos publicados. Toda la información presentada justifica los objetivos que se plantean para esta tesis y que son definidos en este capítulo.

Tomando en cuenta que uno de los objetivos de esta tesis es el desarrollo de una metodología para la valoración en ACV y que la normalización es un paso previo que puede apoyar este proceso, en el **Capítulo 2** se presenta el estado del arte de la normalización y la valoración. Aquí se explican los métodos de normalización y valoración utilizados en ciclo de vida y se concluye que la normalización externa y el método de valoración Distancia al Objetivo (DtT) proporcionan la mejor base para el desarrollo de una metodología de valoración.

En el **Capítulo 3** se presenta una introducción a las herramientas para la toma de decisiones y se describen los métodos utilizados en la valoración, aquí se identifica que la Teoría de Valor Multiatributo (MAVT) puede ser aplicada para llevar a cabo la normalización y la valoración en ACV pero esto implica definir umbrales de impacto y considerar que no hay incertidumbre

en los datos utilizados y como estas condiciones no se dan, se presenta el Análisis de Decisiones Multi-Atributo (MADA) difuso, que permite la toma de decisiones en ambientes inciertos y subjetivos. De todos los métodos MADA difusos que se detallan el descrito por Li y Yen (1995) es el mas apropiado para desarrollar una metodología de valoración en ACV.

La metodología de valoración propuesta en esta tesis se desarrolla en el **Capítulo 4**. El procedimiento descrito requiere de la determinación de valores de referencia del área de estudio (intervenciones totales, objetivos y umbrales de referencia para una región determinada).

El **Capítulo 5** presenta el ACV de la gestión de residuos de Cataluña para el año 2004 y se compara con 7 escenarios alternativos, aquí se da cumplimiento a cada una de las etapas del ACV y se obtienen los impactos potenciales de cada escenario para las categorías de acidificación, eutroficación, toxicidad terrestre, cambio climático, disminución de la capa de ozono, formación de smog fotoquímico, efectos carcinogénicos, efectos respiratorios y extracción de combustibles fósiles.

Los valores de referencia requeridos por el método de valoración propuesto son estimados en el **Capítulo 6**, donde se identifican importantes carencias de información y uso de valores imprecisos.

En el **Capítulo 7** se aplica la metodología de valoración propuesta en el capítulo 4 a los resultados caracterizados del AICV del capítulo 5. Se toman en cuenta los valores de referencia identificados en el capítulo 6.

En el **Capítulo 8** se concluye que el método de valoración propuesto fortalece el paso de la valoración porque considera la incertidumbre presenta en los datos. El orden de preferencias obtenido entre los escenarios de gestión de residuos analizados coincide con las características de cada una de las alternativas y permite situar los resultados en un contexto regional, lo cual no se logra cuando se utilizan métodos de valoración genéricos que se basan en el contexto particular de otros países.

1.10. Bibliografia

- AGA. 2002. *Avaluació ambiental de diferents estratègies per a la gestió dels residus municipals ordinaris (RMO)*. Grup AGA-Centre d'Innovació SIMPPLE-STQ-URV i Junta de Residus (Departament de Medi Ambient)
- Ardente F., Beccali M., Cellura M. 2004. F.A.L.C.A.D.E.: a fuzzy software for the energy and environmental balances of products. *Journal of ecological modeling* 176: 359-379.
- Arena U. 2004. University of Naples, Italy. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production* 13. 321-326.
- Arena U., Mastellone M.L., Perugini F. 2003. The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. *Chemical Engineering Journal* 96. 207-222.
- Astrup, A., Hoffman L., Moller B., Schmidt A., Christiansen K., Elkington J., Van Dijk F. 1997. *Life Cycle Assessment (LCA) A guide to approaches, experiences and information sources*. Environmental Issues Series, 6. European Environment Agency.
- Aumonier S. 2004. Environmental Resources Management (ERM). En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production* 13. 321-326.
- Bare J. C., Hofstetter P., Pennington D., Udo de Haes H.A. 2000. Life cycle impact assessment workshop summary: midpoints vs. endpoints –The sacrifices and benefits. *Int. J. LCA* 5(6): 319-326.
- Bare J.C., Pennington D. y Udo de Haes H. 1999. Life-cycle impact assessment sophistication. *Int. J. LCA* 4 (5): 299-306.
- Beigl P., Salhofer S. 2004. Comparison of ecological effects and cost communal waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling* 41: 83-102.
- Bider W., Seitter L., Bertuglia L., Hunt R. 1980. Estimates of air and water pollutants and energy consumption from the production of raw materials used in wind energy systems. Solar Energy Research Institute. Golden Colorado.
- Boustead I. 1972. *The milk bottle*. Open University Press. Milton Keynes.
- Boustead I. 1996. LCA –How it came about. The beginning in the U.K. *Int. J. LCA*, 1(3): 147-150.
- Bovea M.D., Powell J.C. 2006. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *Journal of Environmental Management* 79: 115-132.
- Cardinale. 1998. *Análisis del ciclo de vida: Una herramienta de gerencia ambiental*. Debates IESA. Instituto de Estudios Superiores de Administración. Venezuela. 33-38.

- Castells F., Rieradevall J. (eds). 2005. LCM 2005 Innovation by Life Cycle Management Internacional Conference. Proceedings Vol. 1 y 2. September 5-7, 2005. Barcelona España.
- Coleman T., Masoni P., Dryer A., McDougall F. 2003. International Expert Group on Life Cycle Assessment for Integrated Waste Management. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8 (3):175-178.
- Coleman. 2004. Update from UK. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production* 13: 321-326.
- Consoli F., Allen D., Boustead I., Fava J., Franklin W., Jensen A., de Oude N., Parrish R., Perriman R., Postlewaite D., Quay B., Séguin J., Bigon B. (eds) 1993. Guidelines for life cycle assessment : A code of practice. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC); Brussels, Belgium.
- Cowell. 2004. University of Surrey (UniS) UK. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production* 13: 321-326.
- Cross, J., Welch R., Hunt R., Park W. 1974. *Plastics: Resources and environment profile analysis*. Manufacturing Chemist Association. Washington, D.C.
- den Boer (Szpadt) E., den Boer J., Jager J., Rodrigo J., Meneses M., Castells F. Schanne L. 2005. The use of life cycle assessment tool for the development of integrated waste management strategies for cities and regions with rapid growing economies LCA-IWM. Deliverable report on D3.1 and D3.2: Environmental Sustainability Criteria and Indicators for Waste Management (Work Package 3). Technische Universitaet Darmstadt (TUD). Darmstadt.
- Dengsoe. 2004. Danish National Environmental Research Institute. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production* 13: 321-326.
- Denison R. 1996. Environmental Life Cycle comparisons of recycling, landfill and incineration: a review of recent studies. *Ann. Rev. Energy Environ*; 2:191-237.
- Drujff E. 1984. Milieurelevante produktinformatie (Environmental information on products. CML report No. 15. Centre of Environmental Science, University of Leiden. Leiden.
- Ekvall. 2004. Chalmers University, Gothenburg, Sweden. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production* 13: 321-326.
- Elkington. 1993. *The LCA sourcebook: an European business guide to life cycle assessment*. PMC Printers, London.

- Eriksson O., Carlsson R., Frostell B., Björklund A., Assefa G., Sundqvist J-O., Granath J., Baky A., Thyselius L. 2005. Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production* 13: 241-252.
- Ferrao. 2004. Technical University of Lisboa, Portugal. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production* 13: 321-326.
- Finnveden G. 1995. Solid waste treatment within the framework of life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 3(4):189-199.
- Finnveden G. 1996. Valuation methods within the framework of life cycle assessment. B 1231 Swedish Environmental Research Institute Report. (IVL-Report). Stockholm.
- Finnveden G. 1998. Life cycle assessment of integrated solid waste management systems. Proc. Systems engineering models for waste management. International workshop on Göteborg, Suecia. 25-26 febrero 1998.
- Finnveden G. 1999. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling* 26:173-187.
- Finnveden G. 2004. Update from Sweden. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production* 13: 321-326.
- Finnveden G., Ekvall T. 1998. Life cycle assessment as a decision support tool –the case of recycling vs. incineration of paper. *Resources, Conservation and Recycling*; 24: 235-256.
- Finnveden G., Hofstetter P., Bare J., Basson L., Citroth A., Mettler T., Seppälä J., Johansson J., Norris G., Volkwein S. 2002. Normalization, grouping, and weighting in life-cycle impact assessment. En: Udo de Haes, H.A., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E.G., Hofstetter, P., Jolliet, O., Klöpffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E., Müller-Wenk, R., Olsen, S.I., Pennington, D.W., Potting, J. and Steen, B. (eds). *Life-cycle impacts assessment striving towards best practice*. SETAC. Pensacola Fl. USA. 272 p.
- Finnveden G., Johansson J., Lind P., Moberg A. 2004. Life cycle assessment of energy from solid waste –part1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production* 13: 213-229.
- Finnveden, G. 2000. On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tool in general. *Int. J. LCA*; 5(4): 229-238.
- Franklin W., Hunt R. 1972. Environmental impacts of poliestirene and molded pulp meat trays, a Summary, Mobil Chemical Company, Macedon, New York.

- Geldermann J., Spengler T., Rentz O. 2000. Fuzzy outranking for environmental assessment. Case study: iron and steel making industry. *Journal of fuzzy sets and systems* 115: 45-65.
- Giegrich J. 2004. Update from Germany En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production* 13: 321-326.
- González B., Adenso-Díaz B., González-Torre. 2002. A fuzzy logia approach for the impact assessment in LCA. *Journal of resources, conservation and recycling* 37: 61-79.
- Güereca L.P., Gassó S. y Baldasano J.M. 2005. A methodological proposal for the valuation in LCA applied to the biowaste management in Barcelona. *Procc. Fourth Australian Life Cycle Assessment Conference*. 23-25 February Sydney Au.
- Güereca L.P., Gassó S., Baldasano J.M., Jiménez-Guerrero P. 2006. Life cycle assessment of two biowaste management systems for Balcelona Spain. *Resources, Conservation and Recycling*. Corrected Prof. (doi: 10.1016/j.resconrec.2006.03.009) (<http://www.sciencedirect.com>) (Mayo 2006)
- Hall D. 2004. Golder Associates, UK. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production* 13: 321-326.
- Hofstetter P. 1998. *Perspectives in life cycle impact assessment. A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere*. Kluwer Academic Publisher.
- Hunt R., Franklin W. 1973. Environmental effects of recycling paper. En W. Kaghan (ed.). *Forest Products and the Environment*; 69 (133) p.67-78 American Institute of Chemical Engineers, New York.
- Hunt R., Franklin W. 1974. Resources and environmental profile analysis of nine beverage container alternatives. U.S. Environmental Protection Agency. (EPA Report 530/SW-91c, NTIS No. PB 253486/5wp)
- Hunt R., Franklin W. 1996. LCA -How it came about. Personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA. *Int. J. LCA* 1(1): 4-7.
- Hunt R., Sellers J., Franklin W. 1992. Resources and environmental profile analysis: A life cycle environmental assessment for products and procedures. *Impact Assess. Rev.*; 12: 245-269.
- Hunt R., Welch R. 1974. *Resource and environmental profile analysis of plastics and non-plastic containers*. The Society of the Plastic Industry, New York.
- INTEGRA 2004 Hampshire's Integrates Waste Management Initiative. [En línea] URL <http://www.integra.org.uk> [Consulta: 12 marzo 2004].

- ISO 1997. Normas ISO 14040. Gestión medioambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y estructura. Ginebra Suiza.
- ISO 2000. Normas ISO 14042. Environmental management. Life cycle assessment. Life cycle impact assessment. Geneva Ch.
- Kirkpatrick N. 1992. Choosing a waste disposal option on the basis of lifecycle assessment. Proceedings of PIRA Conference: Lifecycle analysis _protecting your market share. 4 november. Gatwick, U.K.
- McDougall F., White P., Franke M., Hindle P. 2001. Integrated Solid Waste Management: A life cycle inventory. Second Edition. Blackwell Science, London. Pp. 513.
- Mendel J.M. 1995. Fuzzy logic systems for engineering: a tutorial. Procc. Of the IEEE Vol 83, 3, 345. March 1995.
- Mendes M.R., Aramaki T., Hanaki K. 2003. Assessment of the environmental impact of management measures for biodegradable fraction of municipal solid waste un Sao Paulo City. Waste Management; 23: 403-409.
- Mendes M.R., Aramaki T., Hanaki K. 2004. Comparison of environmental impact of incineration and landfilling in Sao Paulo City as determined by LCA. Resources, Conservation and Recycling 41: 47-63.
- Muñoz I., Ramírez A., Bala A., Gazulla C., Rieradevall J., Milá L., Doménech X. 2001. Análisis del ciclo de vida aplicado a la gestión de residuos de papel y cartón en Cataluña. Residuos; 59: 58-63.
- Pennington D. 2004. Update from European Comisión, DG Joint Research Centre. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. Journal of Cleaner Production 13: 321-326.
- Pennington D.W., Potting J., Finnveden G., Lindeijer E., Jolliet O., Rydberg T., Rebitzer G. 2004. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice (Review article). Environmental International ; 30: 721-739.
- Pérez P. 2005. Procesado y optimización de espectros RAMAN mediante técnicas de lógica difusa: aplicación a la identificación de materiales pictóricos. Tesis Doctoral. Director de tesis: Soneira Ferrando Ma. Jose. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona España.
- Powell J., Pearce D., Craighill A. 1997. approaches to valuation in LCA Impact Assessment. Int. J. LCA 2(1): 11-15.
- Powell J., Steele A., Sherwood N., Robson T. 1998. Using life cycle inventory analysis in the development of a waste management for Gloucestershire, U.K. Environmental and Waste Management; 1 (4): 221-234.
- Rieradevall J., Doménech X., Fullana P. 1996. Inventario del ciclo de vida del vertido controlado de residuos domésticos. Residuos; 33: 65-68.

- Rydberg T. 1996. Environmental lifecycle assessment – a basis for sustainable product development. En: Mitra, K.B. (ed), Clean Production. Environmental and economic perspectives. Springer, Germany.
- Salhofer S. 2004. Boku University, Austria. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. Journal of Cleaner Production 13: 321-326.
- Seppälä J., Hämäläinen R. 2001. On the meaning of the distance to target weighting method and normalisation in life cycle assessment. Int. J. LCA; 6(4): 211-218.
- SETAC 1990. Life cycle assessment, Workshop report, August 1990. Brussels, Belgium.
- Sojo Benítez A., Rieradevall J. 2003. Análisis comparativo de la gestión de los residuos sólidos urbanos en los municipios de Puebla (México) y Barcelona (España) bajo criterios ambientales y financieros. Residuos; 71: 48-56.
- Stanford J. 1999. The role of IWM planning and evaluation in London, Ontario. En: Proc. SETAC Conference. Philadelphia, PA. November 1999.
- Tan R. 2005. Application of symmetric fuzzy linear programming in life cycle assessment. Journal of environmental modelling and software 20: 1343-1346.
- Tchobanoglous G., Theisen H., Virgil S. 1994. Gestión Integral de Residuos Sólidos. McGraw Hill.
- Thomas B., McDougall F. 2004. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. Journal of Cleaner Production. (En prensa)
- Thorneloe S. 2004. Update from USA. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. Journal of Cleaner Production 13. 321-326.
- Thurgood M. 1998. Modelling waste management. An environmental life cycle inventory and economic cost analysis model for municipal solid waste management. Warmer Bulletin; 58: 4-7.
- Tolle D. 1997. Regional scaling and normalization in LCIA, development and application on methods. Int. J. LCA 2(4): 197-208.
- Turker A. 1998. Frames in the toxicity controversy. Risk Assessment and Policy Analysis Related to the Dutch Chlorine Debate and the Swedish PVC debate. PhD Thesis. To be published by Kluwer.
- Udo de Haes H. (ed) 1996. Towards a methodology for life cycle impact assessment. SETAC-Europe, Brussels, Belgium.
- Udo de Haes H. 1999. Weighting in life-cycle assessment. Is there a coherent perspective? J. Industrial Ecology 3 (4): 3-7.
- Udo de Haes, H., Wrisberg N. (eds). 1997. Life-cycle assessment: state of the art and research needs. LCA Documents, Volume 1. Bayreuth D: Ecoinforma.

- UNDP 1998. Human Development Report 1998. Oxford University Press, for the United Nations Development Programme, p. 4.
- UNEP 1996. International Source Book on Environmental Sound Technologies for Municipal Solid Waste Management. International Environmental Technology Centre Technical Publication Series (6). United Nations Environmental Programme.
- UNEP-SETAC. 2003. Life Cycle Initiative. United Nations Environmental Programme. Sustainable Consumption Programme. Paris. (<http://www.unep-tie.org/pc/sustain/lcinitiative>, Marzo 2006)
- Vendrell R., Doménech X., Rieradevall J. 2002. ACV comparativo de la recogida selectiva utilizando iglú o contenedores de carga lateral. Residuos; 65: 56-61.
- Weckenmann A., Schwan A. 2001. Environmental life cycle assessment with support of fuzzy-sets. Int. J. LCA 6 (1) 13-18.
- Wilson E. 1997. Incorporating environmental variables into municipal solid waste planning: A case study of the Pamplona Region, Spain. Master Thesis. Vrije Universiteit, Brussel.
- Wilson E. 1998. Life cycle inventory tools in Pamplona. Warmer Bulletin; 58: 13-15.
- Xara S. 2004. Catholic University of Porto Portugal. En: Thomas y McDougall 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. Journal of Cleaner Production 13: 321-326.
- Yen J., Langari R. 1999. Fuzzy logic intelligence. Control and Information. Prentice Hall. New Jersey USA.
- Zadeh L. 1965. Fuzzy sets. Information and Control 8: 338-353.

