

Capítulo 3

3. Herramientas para la toma de decisiones en ACV

La toma de decisiones se basa en el análisis que el tomador de decisiones pueda realizar, sobre las opciones a elegir y sus posibles consecuencias. Existen métodos que facilitan dicho análisis y en este capítulo se revisan y se identifica el más apropiado para realizar la valoración en el ACV.

3.1. La toma de decisiones en el contexto de ACV

La realización de un Análisis del Ciclo de Vida (ACV), requiere tomar decisiones a lo largo de todas las etapas del proceso (Finnveden *et al.*, 2002; French y Gelderman, 2005). A continuación se detalla la incorporación del análisis de decisiones en cada una de las etapas del ACV.

En el primer paso del ACV, la definición de objetivos y alcance, el tomador de decisiones se enfrenta a una gran cantidad de aspectos y eventos que se deben considerar y que se encuentran en un contexto poco definido a partir del cual se deben generar los objetivos. Existe un amplio rango de métodos que se pueden usar para identificar los objetivos, por ejemplo, Keeney (1996), DeTombe (2001), Rosenhead y Mingers (2001), Belton y Stewart (2002). Estos métodos no solo ayudan al tomador de decisiones a enfocarse en el análisis antes de entrar en él, sino que también identifican muchos aspectos que deben ser considerados y discutidos (French *et al.*, 2005; Miettinen y Hämäläinen, 1997).

En esta primera etapa, también se deben establecer los límites del sistema, lo cual implica elegir el espacio físico y temporal, así como los procesos que se van a considerar dentro del estudio. Finnveden *et al.*, (2002) mencionan que la elección de los límites del sistema requiere la incorporación de juicios de valor y establece que el tiempo, usado como un posible límite del sistema, tiene repercusiones en el análisis del inventario (por ejemplo la modelación del impacto generado por los vertederos).

En la etapa del inventario del ciclo de vida (ICV) se deben de realizar varios tipos de elecciones de valor o suposiciones. Un ejemplo es la incineración de residuos municipales,

que recibe una gran cantidad de productos y emite muchos contaminantes, por ejemplo, dioxinas cloradas. La pregunta es ¿Cómo deberían repartirse las dioxinas entre los productos que entraron a incineración? Existen dos posiciones: a) repartir las dioxinas cloradas entre los 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).

En la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV), se seleccionan las categorías de impacto y los modelos para cuantificar las contribuciones de diferentes fuentes de emisión, estas elecciones dependen de valores sociales y puntos de vista. Diferentes valores sociales y puntos de vista requieren diferentes modelos de caracterización.

Dentro de la EICV, el elemento de la normalización también requiere la toma de decisiones, la cual estará relacionada con el sistema de referencia y el tipo de normalización a usar, ya sea interna o externa.

Finalmente la valoración, dentro de la EICV, requiere de la incorporación de elementos sociales, políticos y éticos. Estos valores se involucran no solo en la elección de los factores de ponderación sino también en el método de valoración a utilizar o en la decisión de si se debe o no realizar una valoración (Finnveden, 1997; Finnveden *et al.*, 2002). El análisis de decisiones en éste punto es más controvertido que en cualquier otra parte del proceso de ACV justamente porque aquí se añaden la subjetividad y los juicios de valor del tomador de decisiones.

Considerando que uno de los objetivos de ésta tesis es el desarrollo de una propuesta metodológica para la normalización y la valoración en la EICV, éste capítulo se enfocará en la descripción de las diferentes herramientas para el análisis de decisiones, desde la perspectiva de la valoración en la EICV.

3.2. Fundamentos del análisis de decisiones.

De acuerdo a Seppälä (2003) el tipo de problemas que se presentan en la valoración dentro de la EICV, corresponden a los llamados Análisis de Decisiones Multi-Criterio (MCDM, por Multiple Criteria Decisión Making), que según Aragonés y Gómez-Senent (1997), son los

casos que se presentan cuando el tomador de decisiones tiene que elegir entre un conjunto de alternativas, teniendo en cuenta distintos criterios o puntos de vista.

Dentro del MCDM se han desarrollado un importante número de teorías y algoritmos para apoyar a los tomadores de decisiones y seleccionar la “mejor” alternativa cuando se tienen problemas complejos de toma de decisiones. Todas estas teorías están basadas en la suposición de que los tomadores de decisiones procuran hacer elecciones racionales. Entendiendo por decisión racional como aquella que adopta la alternativa accesible valorada más alto, usando un conjunto de criterios de evaluación (Buede y Maxwell, 1995).

Aunque los métodos aplicados en cada análisis de decisiones pueden variar, Seppälä (1999) reconoce el siguiente proceso general para todos los casos:

- 1) Estructuración del problema
- 2) Construcción del modelo de decisión/preferencia
- 3) Análisis de sensibilidad

3.2.1. Estructuración del problema

En éste paso se generan las alternativas y se especifican los criterios, también se identifican los factores de incertidumbre y las dependencias entre elementos del problema.

La generación de alternativas incluye la aclaración de las alternativas ya existentes y la creación de otras nuevas. Cada alternativa presenta en un cierto nivel de logro de los criterios considerados.

3.2.2. Construcción del modelo de decisión/preferencia

En un enfoque multi-criterio se usan modelos de preferencia, los elementos de éstos modelos son las alternativas a_1, \dots, a_n y los objetivos o atributos X_1, \dots, X_m . Aquí se define x_i como un nivel específico de X_i , de tal forma que el posible impacto por seleccionar una alternativa puede ser caracterizado por la consecuencia $x = (x_1, \dots, x_m)$. El modelo de preferencia busca ordenar las alternativas de decisión por orden de preferencia.

Probablemente es imposible alcanzar el mejor nivel con respecto a todos y cada uno de los objetivos en un problema de decisión, por eso hay que buscar dar respuesta a la pregunta, “¿Que tanto estamos dispuestos a perder en un objetivo con tal de alcanzar una mejora especificada en otro?”. Este tema corresponde a las compensaciones de valor. Existen usualmente circunstancias que pueden llevarnos a consecuencias no deseadas con una alternativa dada. La pregunta es, “los beneficios potenciales de que las cosas marchen bien merecen el riesgo de que otras cosas vayan mal?” Este es un punto sobre actitudes de riesgo. Tanto los valores de compensación y las actitudes de riesgo son particularmente complejas porque no hay valores buenos ni valores malos. Básicamente, lo que es necesario es una función objetiva la cual agregue todos los objetivos individuales, y una actitud hacia el riesgo (Seppälä, 1999).

Este es el paso más demandante en el análisis de decisiones, aquí, el analista de decisiones ayuda al tomador de decisiones a hacer juicios de valor sobre la utilidad, valor, preocupación o conveniencia deseada de todas las consecuencias relevantes.

Una vez que las preferencias son estructuradas, la información debe de sintetizarse en una manera lógica para evaluar las alternativas. Los modelos de preferencia exploran los puntos dentro del espacio de las consecuencias con puntajes numéricos que son usados para comparar alternativas. El puntaje más alto es la alternativa más conveniente.

3.2.3. Análisis de sensibilidad

En esta etapa el problema de decisión es examinado. Los resultados de un modelo de decisión dependen críticamente de los datos de entrada, y por lo tanto éstos datos deberían de ser examinados meticulosamente. El análisis de sensibilidad puede enfocarse en aquellos juicios de entrada que son mas importantes para determinar la elección y que por lo tanto, necesitan ser revisados muy cuidadosamente. A menudo es útil encontrar puntos móviles donde el ranking de las alternativas cambia y analizar la situación (Ríos Insua, 1990 y Ríos Insua y French, 1991).

La Figura 3.1 muestra un esquema del ciclo de decisión analítico con sus tres fases. El análisis es iterativo y se considera concluido cuando el tomador de decisiones se siente satisfecho con las conclusiones (French y Gelderman, 2005).

3.3. Métodos para el Análisis de Decisiones Multi-Atributo (MADA)

Los problemas de decisiones multi-criterio (MCDA) se pueden clasificar en “continuos” y “discretos”. Un problema de decisión discreto implica un conjunto finito de alternativas y uno continuo se caracteriza por un número infinito de alternativas factibles.

Los problemas discretos son estudiados por los llamados métodos de Análisis de Decisiones Multi-Atributo (MADA) y los problemas continuos por la Optimización Multi-Objetivos (MOO, por Multi Objective Optimization).

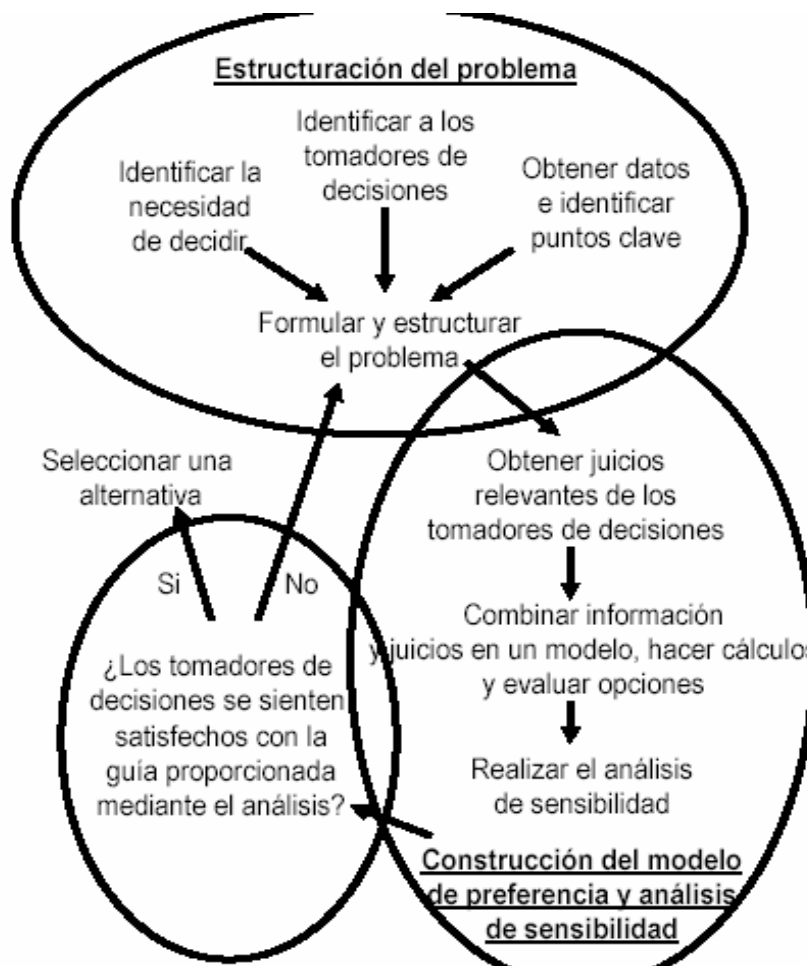


Figura 3.1. Ciclo del proceso de decisión. Modificado de French y Gelderman (2005)

Seppälä *et al.* (2002), presentan una descripción de los métodos MADA que proveen suficientes elementos como para ser considerados como un apoyo para realizar la valoración, dichos métodos se ilustran en la Figura 3.2.

3.3.1. Métodos elementales

En los métodos elementales no es necesaria la ponderación de los criterios sino que se asigna importancia con respecto a cuales alternativas se desempeñan peor. Yoon y Hwang, (1995) describen los siguientes métodos elementales:

El método maximax asigna una importancia total a los atributos con respecto a cuales alternativas se desempeñan mejor. Requiere que todos los atributos se midan sobre una escala común.

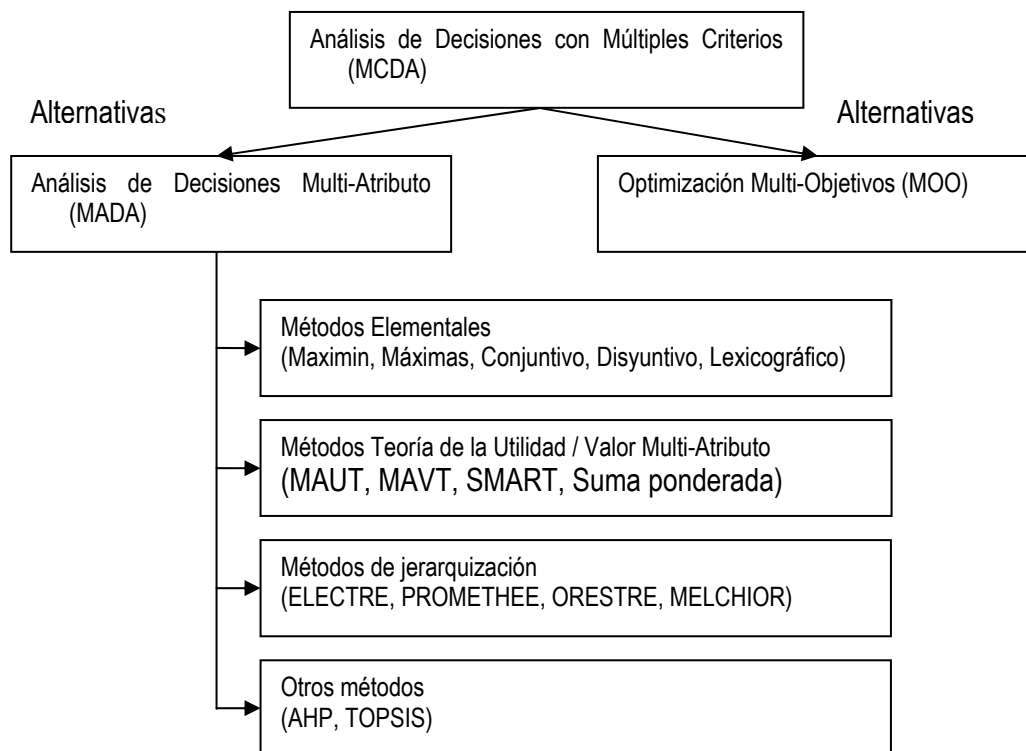


Figura 3.2. Relaciones entre el análisis de decisiones multi-criterio (MCDA), el análisis de decisiones multi-atributo (MADA), la optimización multi-objetivos (MOO) y los métodos mas usados en ACV. Modificado de Seppälä *et al.* (2002).

El método conjuntivo es únicamente una forma de revisión. Para que una alternativa sea aceptable, ésta debe de exceder los umbrales de desempeño dados para todos los atributos.

El método disyuntivo también es únicamente de revisión. Requiere que la alternativa exceda los umbrales de desempeño definidos para al menos un atributo.

En el método lexicográfico, primero se gradúan los atributos en términos de su importancia. La alternativa con el mejor desempeño en la mayoría de los atributos importantes es elegida.

3.3.2. Teoría de Utilidad Multiatributo y Teoría de Valor Multiatributo

La Teoría de Utilidad Multi-Atributo (MAUT, de Multi-Attribute Utility Theory) provee un fuerte fundamento axiomático para la toma de decisiones racional bajo múltiples objetivos (Seppälä *et al.*, 2002). Esta teoría asume que el tomador de decisiones es capaz de articular sus preferencias de acuerdo, estrictamente, a las relaciones preferencia o indiferencia, y que siempre va a preferir la solución que maximiza su bienestar. MAUT es uno de los métodos MADA mas usados para producir un orden de alternativas

Por otro lado, la Teoría de Valor Multi-Atributo (MAVT, de Multi-Attribute Value Theory) puede ser considerada como una teoría multiatributo del valor en donde se considera que no hay incertidumbres sobre las consecuencias de las alternativas (por ejemplo, se sabe que las emisiones de cloro-floro-carbono (CFC) deterioran la capa de ozono), a diferencia de MAUT que explícitamente considera que las consecuencias de las alternativas pueden ser inciertas (por ejemplo, se puede invertir un millón de euros en la bolsa pero no hay certeza en incrementar esa cantidad después de un año) (Aragonez y Gómez, 1977; Ríos Insua, 1990).

La Teoría de Valor Multiatributo establece que el posible impacto de seleccionar una alternativa puede ser presentado por la consecuencia: $x = x_1, \dots, x_n$, donde x_i es definido como un nivel específico del atributo i . En MAVT el punto de inicio para obtener un indicador global es analizar cada atributo de manera independiente a través de las llamadas funciones de valor de único atributo, las cuales asumen que los valores obtenidos por cada alternativa para un atributo son la escala de valores que refleja las preferencias relativas del tomador de decisiones para diferentes niveles del atributo. Entonces las consecuencias de cada alternativa son valoradas y los valores se incluyen dentro de la correspondiente función de único atributo $v_i(\cdot)$. Después se requiere la importancia relativa (pesos) de cada atributo, la cual se puede ver como una constante escalar relacionada con las diferentes escalas de medida de los atributos. Las funciones único atributo posteriormente son agregadas mediante el uso de ecuaciones aditivas (Seppälä *et al.*, 2002):

$$V(a_j) = \sum_{i=1}^m w_i v_i(x_i(a_j)) \quad \text{Ecuación 3.1}$$

donde $v_i(\cdot)$ son las funciones de valor de atributo único y w_i el peso de los atributos. En MAUT/MAVT es necesario que los atributos sean mutuamente independientes, lo cual significa que los resultados de un atributo no dependan del comportamiento de otro atributo (Seppälä *et al.*, 2002).

En una función aditiva de valor/ utilidad, los valores de los pesos w_i indican la importancia relativa de los cambios de cada atributo, desde su forma menos deseable hasta el nivel mas deseado. Existen numerosos procedimientos para la determinación de los pesos, como por ejemplo el método de las compensaciones (Keeney y Rafia, 1976) que tiene un fuerte fundamento teórico pero es difícil de usar.

De acuerdo a MAVT, las puntuaciones de los atributos medidos en diferentes escalas de medidas deben estar normalizadas para obtener una unidad común adimensional (Seppälä *et al.*, 2002).

3.3.3. Métodos de Jerarquización

En los llamados métodos de graduación (“outranking”), es asumido que el tomador de decisiones puede expresar su estricta preferencia, indiferencia o ausencia de preferencia cuando se compara una alternativa con otra para cada criterio. Por ejemplo en el método ELECTRE II (Roy 1973), se obtiene una relación de dominancia para cada par de alternativas usando tanto un índice de concordancia como un índice de discordancia. Otros métodos dentro de ésta categoría son PROMETHEE (Brans *et al.*, 1984; Brans y Vincke 1985), ORESTE (Roubens 1980), el método Regime (Hinloopen y Nijkamp 1990), y MELCHIOR (Leclerc 1984).

3.3.4. Otros métodos

El Proceso de Jerarquías Analíticas (AHP, de Analytical Hierarchy Process) desarrollado por Saaty (1980) es un método MADA muy popular. En principio, AHP es cercano a MAVT porque ambos son métodos no probabilísticos que usan una estructura jerárquica y un modelo de preferencias aditivo. Aunque, por otra parte, tienen diferente escala de evaluación para la

determinación de los pesos de los criterios ya que AHP usa una escala de nueve puntos que cuantifica verbalmente las descripciones expresadas.

En la Técnica para Ordenar Preferencias por Similitud con la Solución Ideal (TOPSIS) (Hwang y Yoon, 1981), la alternativa elegida debe de ser tan cercana como sea posible, a la solución ideal y tan alejada como sea posible, de la solución negativa ideal. La solución ideal se forma como un compuesto de los mejores valores de desempeño exhibidos por alguna alternativa para cada atributo. La solución ideal negativa se compone por los peores valores de desempeño.

3.4. La aplicación de los métodos MADA en la valoración

En general, los resultados de los ACV buscan apoyar el proceso de toma de decisiones, pero el identificar la mejor alternativa requiere la implicación de múltiples valores y esto constituye un problema típico de decisiones que puede ser resuelto mediante el análisis de decisiones (Seppälä, 1999), específicamente mediante el grupo de métodos MADA, que son los más usados cuando se realizan comparaciones entre productos o servicios, que implican la evaluación de un conjunto finito de alternativas (Seppälä *et al.*, 2002).

Miettinen y Hämäläinen (1997), Seppälä (1997, 1999), Spengler *et al.* (1998), Basson y Petrie (1999a, 1999b, 2000), Basson *et al.* (2000), Sepälä y Hämäläinen (2001) y Seppälä *et al.* (2002); ya han probado varios métodos MADA para la toma de decisiones dentro de la EICV, pero la decisión de cual método usar aún no queda resuelta ya que se trata de un tema complejo, la pregunta central y de naturaleza ética, en el contexto de sostenibilidad es, si un enfoque compensatorio es aceptable o no, para la evaluación de alternativas en la EICV; es decir: ¿puede un buen desempeño con respecto a cambio climático (impacto global) compensar un mal desempeño con respecto a acidificación (impacto regional)? ó dicho de otra forma, ¿puede el aire limpio compensar el agua sucia?.

La respuesta esta asociada al juicio del tomador de decisiones y al contexto tanto espacial como temporal, que se este considerando.

Para los casos en los que se prefiera no hacer compensaciones se debe partir de la premisa de que todas las categorías de impacto tienen la misma importancia y en ésa situación es posible usar métodos como los conjuntivos, disyuntivos, ELECTRE o PROMETHEE (Seppälä *et al.*, 2002). En los dos últimos casos, Spengler *et al.* (1998) y Basson *et al.* (2000) han mostrado su

efectividad, pero en los métodos conjuntivos y disyuntivos el tomador de decisiones debe de proporcionar los valores mínimos y máximos aceptables para cada uno de los atributos, lo cual implica dificultades metodológicas en el contexto de la EICV (Seppälä *et al.*, 2002).

Otra forma de identificar el método MADA más adecuado para realizar la valoración es analizar las elecciones metodológicas más frecuentes en la EICV y dentro de éste contexto Seppälä y Hämäläinen (2001) reportan que la regla de cálculo más comúnmente utilizada para realizar la valoración y aplicada en métodos como Environmental Theme (Baumann y Rydberg, 1994), Eco-indicator 95 (Goedkoop, 1995) y Eco-indicator 99 (Goedkoop y Spriensma, 1999) es totalmente consistente con la Teoría de Valor Multi-Atributo (MAVT), lo cual implica que las técnicas, el conocimiento y la experiencia para evaluar alternativas desarrollada en MAVT puede ser aprovechada para llevar a cabo la normalización y la valoración en la EICV (Seppälä *et al.*, 2002).

Por lo tanto, en esta tesis se usaran las MAVT para desarrollar un método de valoración en ACV.

3.5. La MAVT en la normalización y la valoración

En esta sección se fundamenta el uso de la Teoría de Valor Multiatributo (MAVT) como base para la normalización y la valoración.

Seppälä y Hämäläinen (2001), Seppälä *et al.* (2002) y Seppälä (2003) describen que la regla de cálculo típica para obtener un único índice llamado, indicador de impacto total (I) es:

$$I(a) = \sum_{i=1}^n W_i \frac{I_i(a_j)}{N_i} \quad \text{Ecuación 3.2}$$

Donde W_i es el factor de ponderación de la categoría de impacto i , $I_i(a_j)$ es el impacto resultante en la categoría de impacto i causado por el sistema (alternativa) a_j , y N_i es el valor de referencia, que se refiere al indicador resultante de la categoría de impacto i del área de referencia.

Tomando en cuenta las características de MAVT descritas en la sección anterior y lo reportado por Seppälä y Hämäläinen (2001), la ecuación 3.2 puede ser interpretada como el modelo de preferencia derivado de MAVT. Bajo este enfoque, la obtención de un indicador

de impacto ambiental total requiere analizar de manera independiente cada una de las categorías de impacto que lo componen y cada una de ellas debe estar sujeta a una evaluación por el tomador de decisiones.

Seppälä y Hämäläinen (2001) señalaron que la regla de cálculo del indicador de impacto total, $I(a)$:

$$I(a) = \sum_{i=1}^n w_i I_i(a_j) \quad \text{Ecuación 3.3}$$

es consistente con MAVT si el factor w_i , corresponde a W_i/N_i en la Ecuación 3.2.

Si se asume que las funciones de daño presentan umbrales, es decir, que por debajo de un valor determinado no se presenta daño, y se considera la ecuación de Ecoindicador 95 (ver capítulo 2) de acuerdo al marco MAVT. El indicador total de impacto se puede calcular de la siguiente forma:

$$I(a) = \sum_{i=1}^n \frac{N_i}{T_i} \cdot \frac{I_i(a)}{N_i - I_i^{TH}} \quad \text{Ecuación 3.4}$$

donde:

- $I(a)$ = Impacto ambiental total resultante, causado por la alternativa a .
- N_i = Referencia de normalización para la categoría de impacto i .
- T_i = Objetivo de referencia para una categoría de impacto i .
- $I_i(a)$ = Indicador resultante de la categoría de impacto i causado por la alternativa a .
- I_i^{TH} = Indicador de referencia umbral para la categoría de impacto i .

N_i es el indicador resultante de impacto total, caracterizado sobre la base de un inventario de todas las actividades de la sociedad en un área determinada y para un período de referencia (Consoli *et al.*, 1993; Wentzel *et al.*, 1997).

El objetivo de referencia (T_i) esta basado en metas políticas y el I_i^{TH} es el umbral, es decir, el punto donde se considera que no hay daño por debajo.

La similitud entre la ecuación 3.2 y MAVT implica que las técnicas, el conocimiento y la experiencia para evaluar alternativas, desarrollada en MAVT puede ser aplicada para llevar a

cabo la normalización y la valoración en la EICV (Seppälä *et al.*, 2002), siempre y cuando se consideren objetivos diferentes a cero, criterios con igual importancia y funciones de daño lineales (Seppälä y Hämäläinen, 2001).

Sin embargo, no existen bases científicas que apoyen el uso de funciones lineales pasando a través del origen y es muy difícil definir los valores para los umbrales (Seppälä y Hämäläinen, 2001). Por otra parte Güereca *et al.* (2005) reportan la implicación de datos imprecisos en la aplicación práctica de ésta ecuación ya que al no existir inventarios de emisiones para todas las categorías de impacto analizadas ni objetivos ambientales definidos, se realizan estimaciones que resultan inexactas.

Sobre ésta situación, Aragonés y Gómez-Senent (1997), reportan que cuando se introduce imprecisión, inexactitud y falta de determinación en el proceso de toma de decisiones se puede recurrir al análisis de decisiones mediante la aplicación de la Lógica Difusa.

3.6. El Análisis de Decisiones Multi-Atributo difuso

Bellman y Zadeh (1970) definieron el proceso de toma de decisiones en ambiente difuso como un proceso de decisión en el cual los criterios y las restricciones, pero no necesariamente el sistema analizado, son borrosos por naturaleza, es decir, presentan límites que no están claramente definidos. En otras palabras, los criterios y las restricciones presentan alguna forma de imprecisión.

Según Ribeiro *et al.* (1995), se pueden identificar tres principales formas de imprecisión en el análisis de decisiones:

1) Insuficiencia.- Que se presenta en situaciones donde falta alguna alternativa, atributos o se tienen datos incompletos como para estipular los límites de algún criterio. Por ejemplo, los ingresos esperados para 2007 son de 10 millones de euros. Este es un concepto insuficiente, pero no difuso. La insuficiencia es mostrada porque existen variables incontrolables que afectaran el ingreso.

2) Borrosidad.- Es un tipo de imprecisión que se da cuando los conjuntos no marcan una transición desde la pertenencia a la no pertenencia (Zadeh, 1965). Esto puede presentarse por dificultades para obtener conceptos precisos para los atributos, criterios y restricciones. Por

ejemplo, en 2002 las ventas fueron altas. Este usa un descriptor difuso (altas) para clasificar un atributo. No es incompleto, sólo es una proposición vaga.

3) Ilusión de validez.- Se presenta al detectar resultados erróneos que se desvían mucho de la solución esperada o cuando se seleccionan alternativas que no son relevantes. Esto se origina, probablemente cuando el análisis se realiza usando estereotipos incorrectos. El término ilusión de validez es tomado de Tversky y Kahneman (1974). Por ejemplo, los ingresos son de 5 millones cuando el valor esperado era de 10 millones. La ilusión de validez podría haberse derivado del uso de sólo una serie reducida (año anterior, 6 meses de ventas) para producir el pronóstico o por no usar la técnica apropiada para obtenerlo. La idea que se tiene es que para generar el conocimiento todo fue hecho correctamente pero no obstante el resultado es incorrecto. En este caso la imprecisión, en término de los datos de entrada insuficientes, resulta en un resultado incorrecto.

Independientemente de la fuente de incertidumbre, los problemas de toma de decisiones, ya sean difusos o no, tienen como objetivo seleccionar, entre un conjunto de alternativas, la que presente un mejor desempeño. Ribeiro (1996) establece dos fases para el cumplimiento de éste objetivo:

Fase I.- La agregación del grado de satisfacción para todos los criterios por alternativa (graduación)

Fase II.- La jerarquización de las alternativas con respecto al grado total agregado de satisfacción (ponderación)

La fase I del proceso de toma de decisiones difusa aborda el problema de la graduación de alternativas tomando en cuenta el mérito relativo de los criterios o atributos, para ello los métodos más comunes son los que incluyen el promedio ponderado. La mayoría de los autores llevan a cabo la primera fase considerando los criterios como borrosos mientras que los pesos para hacer la ponderación, pueden ser exactos o borrosos. La tabla 3.1 enlista las propuestas más importantes para realizar la fase I, así como los tipos de criterios, pesos, soluciones y métodos de agregación.

Kahne (1975) considera que los pesos y los criterios son variables estocásticas y usa el modelo de simulación Monte Carlo para determinar la solución óptima. Este método no maneja específicamente problemas multi-atributo difusos.

Saaty (1978a y 1978b) propone una alternativa a la teoría de los conjuntos borrosos para tratar la incertidumbre en la toma de decisiones. Estructura los criterios y objetivos de un sistema, jerárquicamente, en un marco multi-atributo y usa la comparación de pares entre atributos para resolver las matrices recíprocas y obtener el resultado. En éste proceso no se describen los criterios como conjuntos borrosos.

Tabla 3.1. Principales métodos para resolver problemas MADA borrosos (Modificado de Ribeiro, 1996)

Autor	Fase	Criterios	Pesos	Regla de agregación	Solución
Kahne (1975)	I y II	Estocásticos	Intervalos	Simulación Monte Carlo	Exacta
Saaty (1978)	I	Comparación de pares	Exactos	Agregación jerárquica	Exacta
Laarhoven y Pedrycz (1983)	I	Exactos	Exactos	Agregación jerárquica	Borrosa
Bellman y Zadeh (1970)	I y II	Borrosos	Exactos	Max-min	Exacta
Yager (1977, 1978, 1981)	I y II	Borrosos	Exactos/Borrosos	Max-min	Exacta
Baas y Kwakernaak (1977)	I y II	Indicadores borrosos	Borrosos	Promedio ponderado	Borrosa
Dong, Shah y Wong (1985, 1987)	I	Indicadores borrosos	Borrosos	Principio de extensión + α -cortes + intervalos	Borrosa
Dubois y prado (1980)	-	Borrosos	Borrosos	Principio de extensión aproximado	Borrosa
Schmucker (1984)	-	Borrosos	Borrosos	Principio de extensión	Borrosa
Tseng y Klein (1992)	I	Variables lingüísticas	Borrosos	Promedio ponderado	Exacta
Yager (1988)	I y II	Borrosos	Exactos	Operadores OWA (Ordered Weighted Averaging)	Exacta
Baldwin (1994)	I	Borrosos	Exactos	Regla lógica evidencial	Exacta

Laarhoven y Pedrycz (1983) proponen un enfoque similar al de Saaty (1978b) con la diferencia de que borrosifican los criterios y alternativas al hacer las comparaciones entre pares. La idea es transformar los puntos asignados en las comparaciones, en valores difusos como por ejemplo “cercano a tres”, en vez de 3. El resultado obtenido es un conjunto difuso que requiere de un procedimiento de ponderación para seleccionar la mejor alternativa.

Bellman y Zadeh (1970) describieron el primer método de MADA borroso real que se discute en la literatura. En él, el espacio de decisión es un conjunto difuso donde las funciones de pertenencia son el grado con el cual una alternativa puede ser una solución. La operación para expresar la conectividad entre metas y restricciones es la intersección.

Yager (1977, 1978) considera el principio max-min de Bellman y Zadeh (1970). De ahí que, el conjunto difuso de decisión sea la intersección de todos los criterios. La característica más relevante de éste método es que la importancia de los criterios se representa como exponenciales escalares.

Baas y Kwakernaak (1977) presentan un enfoque extendido de la fórmula clásica de promedio ponderado hacia los números borrosos. En éste trabajo los autores consideran un mapeo general n-dimensional $y = f(x_1, x_2, \dots, x_n)$ donde $x_1 \in X_1, \dots, x_n \in X_n$; $y \in Y$ y los números borrosos A_1 en X_1 , A_2 en X_2 , etc., se mapean dentro del espacio B en Y.

Dong, Shah y Wong (1985, 1987), describen un procedimiento basado en un algoritmo para realizar operaciones algebraicas con números borrosos. Aquí los algoritmos se basan en la representación de números borrosos mediante el concepto de los alfa-cortes y el análisis de intervalos, pero con un nuevo procedimiento de integración. El algoritmo es un método numérico discreto basado en la solución exacta en un número de puntos finito.

Dubois y Prade (1979, 1980) no definen un algoritmo específico para graduar las alternativas. Ellos se concentran en la ponderación de alternativas (1983) (Fase II), sin embargo, proponen un procedimiento analítico aproximado que implica la separación de las funciones de pertenencia de los operadores algebraicos en sus lados izquierdo y derecho y entonces los manipulan, usando el principio de extensión para obtener los resultados.

Schmucker (1984). Este método usa una representación discreta para resolver operaciones con conjuntos borrosos. La idea es discretizar los números borrosos en un conjunto finito de puntos, después calcular sus valores discretos y finalmente obtener la aproximación del conjunto borroso resultante (Ribeiro, 1996).

Tseng y Klein (1992). Proponen un enfoque que se basa en el método de promedio ponderado. La idea básica es transformar los grados lingüísticos en grados numéricos. Para realizar dichas transformaciones se usa el centro del área que está cubierto por el número borroso, lo cual es alcanzado por la integración. Después de obtener las graduaciones borrosas para cada criterio y peso ellos usan el procedimiento clásico de agregación del promedio ponderado.

Yager (1988) propone una nueva forma de agregación de múltiples atributos para formar la función global de decisión. Este método introduce un nuevo tipo de operador, llamado el

Promedio de las Ponderaciones Ordenadas (OWA, por Ordered Weighted Averaging). En éste método se asume que hay un conjunto de criterios $C=\{C_1, C_2, \dots, C_n\}$ y un conjunto de alternativas propuestas $A=\{A_1, A_2, \dots, A_m\}$. Para cada criterio C_j , $C_j(A_i) \in [0,1]$ indica el grado al cual A_i satisface el criterio. Además, la función de decisión $D(A_i) \in [0,1]$ indica el grado al cual la alternativa A_i reúne los requerimientos deseados con respecto a los criterios. Formalmente la función de decisión se expresa como $D(A_i) = F(C_1(A_i), C_2(A_i), \dots, C_n(A_i))$.

El operador OWA representa la interrelación entre los criterios en la función de decisión. Hay dos extremos. Primero, una situación donde todos los criterios deben de ser satisfechos, a la cual Yager llama “anding” y una segunda situación en la que al menos un criterio es satisfecho, a la cual Yager llama “oring”. Las necesidades de un tomador de decisiones caen entre éstos dos extremos. El operador OWA es un vector con la propiedad de posicionarse entre anding y oring.

Baldwin (1994) desarrolla un método que usa un algoritmo de promedio ponderado que es pasado a través de un filtro para determinar el nivel de satisfacción de los criterios evaluados. El filtro es una variable lingüística del tipo: “mucho”, “poco”, “todo”, etc. Los criterios son conjuntos difusos tales como precio o color. Además los pesos de los criterios son valores exactos, en el intervalo $[0,1]$, que suman 1.

Para explicar este método vamos a considerar el siguiente ejemplo: considera el problema de seleccionar un carro del conjunto {Opel Ford, Fiat}. Los criterios para evaluar los carros son barato (precio) y rápido (velocidad).

Considerando que no hay preferencias para los criterios de precio o velocidad (pesos iguales) el procedimiento para resolver la regla es: (a) determinar el grado de pertenencia en el conjunto difuso barato del precio del carro X; (b) multiplicar el valor de la pertenencia por el peso del criterio (0.5 en este caso); (c) suma todos los criterios existentes multiplicados por su peso; y (d) determina el grado de pertenencia de el resultado (c) en el filtro del conjunto borroso. El resultado final es calculado para cada carro (caso) y el carro con mas altos valores es el que mejor reúne los requerimientos de los criterios definidos.

Este método es muy similar al modelo general para el análisis de decisiones multi-atributo difuso presentado por Li y Yen (1995), que consiste en 1) definir un conjunto de términos semánticos que sirvan como un filtro y describan de manera difusa el desempeño de las alternativas 2) establecer las funciones de pertenencia asociadas a cada uno de los términos

semánticos del “filtro”, 3) hacer una exploración (mapeo), asociando el desempeño de las alternativas (para cada criterio) con las funciones de pertenencia asociadas a cada término semántico 4) para cada uno de los términos semánticos, multiplicar el valor de la pertenencia por el peso de cada criterio 4) para cada uno de los términos semánticos, sumar el valor de todos los criterios para cada alternativa, 5) en cada caso, identificar el máximo valor y el término semántico al cual está asociado, que será la etiqueta semántica que describa a la alternativa. Aquella alternativa asociada en mayor nivel de pertenencia a la mejor etiqueta semántica será la alternativa preferida.

Por las características de los métodos descritos anteriormente, parece que los tres últimos son los que mejor representan el análisis de decisiones multi-atributo difuso (Ribeiro, 1996). Los últimos dos casos son tratamientos simples en su programación pero robustos en cuanto a su fundamento matemático.

3.7. La lógica difusa como una herramienta para la toma de decisiones en ACV

Se han desarrollado varios trabajos que introducen el uso de la lógica difusa en el Análisis del Ciclo de Vida (Geldermann *et al.*, 2000; Weckenmann y Schwan, 2001; González *et al.*, 2002; Ardente *et al.*, 2004 y Tan 2005), pero el problema de la toma de decisiones dentro de la EICV, sólo es considerado en Geldermann *et al.*, 2000; Weckenmann y Schwan, 2001; y Tan 2005.

Geldermann *et al.* (2000) proponen el rediseño de un método de jerarquización, específicamente PROMETHEE, considerando números difusos trapezoidales en vez de números exactos dentro del algoritmo. Ellos se basan en los impactos ambientales resultantes de un ACV. En este trabajo se reconoce que ningún método de análisis multiatributo puede ser considerado mejor que otro en todas las circunstancias y establecen que siguiendo la filosofía de los modelos de jerarquización, especialmente de PROMETHEE, el enfoque aplicado puede ser adecuado y factible para el tomador de decisiones.

Una desventaja de éste procedimiento es que no cumple con todas las condiciones pre-establecidas para los métodos que se basan en el concepto de ausencia de preferencias, como es el caso de los métodos de jerarquización.

Por otro lado, cabe señalar que Ribeiro (1996) no considera a los métodos de jerarquización como métodos difusos para el análisis de decisiones multiatributo, según Geldermann *et al.*

(2000), esta situación puede obedecer a que los métodos de jerarquización, de forma natural, ya son métodos difusos, porque se basan en conceptos borrosos como la ausencia de preferencias.

Weckenmann y Schwan (2001) describen un proceso cíclico e iterativo que busca determinar un indicador del desempeño ambiental. Ellos usan datos de diferentes bases de datos comerciales y generan el inventario de ciclo de vida, que posteriormente clasifican de acuerdo a las categorías de impacto sugeridas por SETAC (1994). Después agregan los datos clasificados dentro de las categorías de impacto, con el apoyo de operadores difusos para obtener un valor característico (caracterización). Posteriormente, los resultados de las categorías de impacto son graduados y estandarizados sobre la base de comparación de los productos y finalmente estas categorías de impacto son agregadas por medio de operadores difusos y con el uso de factores de ponderación. El resultado es un indicador al que denominan “Aptitud Verde”, que permite comparar el desempeño ambiental entre productos y entre diferentes métodos de valoración de la EICV como por ejemplo Eco-Indicador (Goedkoop, 1995).

Este proceso no presenta un método de análisis de decisiones multi-atributo borroso en ACV, sino una forma de obtener conclusiones que apoyen a la toma de decisiones ambientales con mínimos requerimientos de certidumbre en los datos del inventario.

Tan (2005) está desarrollando un modelo simétrico difuso de programación lineal (SFLP, por *symetric Fuzzy lineal programming*) para ACV que tiene las siguientes características:

Las restricciones exactas (no difusas), se convierten en restricciones difusas al introducir tolerancias. Estas modificaciones introducen el concepto de grado de satisfacción de una restricción.

Un nivel de aspiración es identificado para cada función objetivo, de tal forma que la optimización implique maximizar el grado al cual los objetivos son satisfechos. Este paso implica identificar los mejores y peores valores para cada objetivo.

Los objetivos y las restricciones son tratadas de la misma manera en SFLP, por eso el uso del término “simétrico”.

Una desventaja de éste método es que se basa en el enfoque de Optimización Multio-Objetivos, que de acuerdo a Seppälä *et al.* (2002) no proveen suficientes elementos como para

ser considerados dentro de la EICV, aunque se han realizado trabajos con éste enfoque (Azapagic y Clift, 1995, 1999a y 1999b).

3.8. Conclusiones

En la literatura de ACV, los métodos de análisis de decisiones son conocidos como herramientas para el proceso de la valoración en la EICV, sin embargo la valoración no ha sido muy común en las aplicaciones de ACV, en parte porque es opcional de acuerdo a ISO 14042, pero también porque los realizadores de ACV han sido reticentes a usar métodos que implican mucho esfuerzo y que al final no son concluyentes por tienen un carácter subjetivo.

A partir de la información analizada en este capítulo se puede concluir que los Métodos de Análisis de Decisiones Multi-Atributo (MADA) son los que mejor abordan los problemas de la valoración en ACV ya que implican la evaluación de un conjunto finito de alternativas, de ellos, la Teoría de Valor Multi-Atributo (MAVT) es muy apropiada porque concuerda con el algoritmo más aceptado para realizar la valoración y parece dar mayor fundamento teórico a ésta etapa.

La aplicación práctica de la MAVT, conlleva a resultados imprecisos debido a la falta de inventarios y objetivos ambientales definidos para una región determinada. En éstas circunstancias el análisis de decisiones difuso resulta ser una buena herramienta para el apoyo a la toma de decisiones, ya que permite aprovechar la fortaleza teórica de la MAVT al valorar y considera lo inexacto de los datos introducidos.

De los métodos MADA difusos que se han descrito el Li y Yen (1995), parece ser la mejor alternativa porque se trata de algoritmos simples, sin muchos requerimientos en cuanto a su programación y con un fuerte fundamento matemático.

Se han publicado tres trabajos que relacionan el análisis de decisiones difuso dentro de la EICV, pero en ninguno de ellos se aborda la valoración mediante el uso del algoritmo clásico bajo en enfoque de la Teoría de Valor Multi-Atributo y su tratamiento mediante el modelo general de decisiones multiatributo difuso de Li y Yen (1995).

3.9. Bibliografía

- Aragonés B.P. y Gómez-Senent M.E., 1997. Técnicas de Ayuda a la Decisión Multicriterio. Cuaderno de Apuntes. Departamento de la Construcción y de Proyectos de Ingeniería Civil. Editorial de la Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.
- Ardente F., Beccali M. and 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.
- Azapagic, A. y Clift, R., 1995. Life cycle assessment and linear programming: environmental optimization of product system. *Computers and Chemical Engineering* 19: S229-S234.
- Azapagic, A. y Clift, R., 1999a. The application of life cycle assessment to process optimization. *Computers and Chemical Engineering* 23: 1509-1516.
- Azapagic, A. y Clift, R., 1999b. Life cycle assessment and multiobjective optimization. *Journal of Cleaner Production* 7: 135-143.
- Baas, S. y Kwakernaak, H., 1977. Rating and ranking of multiple-aspect alternatives using fuzzy sets. *Autoica* 13: 47-58.
- Baldwin, J.F., 1994. FRIL, Fuzzy and Evidential Reasoning in AI. Research Studies Press.
- Basson, L. y Petrie J.G., 1999a. Multiple criteria approaches for valuation in life cycle assessment. Presentation. Paper presented at the annual meeting of the American Institute of Chemical Engineers (AIChE). 31 October- 5 November, Dallas, Texas.
- Basson, L. y Petrie J.G., 1999b. Decision making during early stages of a project life cycle: Roles for multiple criteria decision analysis, life cycle assessment and ecological risk assessment. Paper presented at the 20th annual meeting of the Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC-North America) 14-18 November, Philadelphia, Pennsylvania.
- Basson, L. y Petrie J.G., 2000. The development of a decision support framework for fossil fuel based power generation. Presentation record 225c. En. Proceedings of the annual meeting of the American Institute of Chemical Engineers (AIChE). AIChE Manuscript Center. New York.
- Basson, L., Perkins, A.R. y Petrie, J.G., 2000. The evaluation of pollution prevention alternatives using non-compensatory multiple criteria decision analysis methods. Presentation record 230c. En. Proceedings of the annual meeting of the American Institute of Chemical Engineers (AIChE). AIChE Manuscript Center. New York.
- Baumann, H. y Rydberg, T., 1994. Life cycle assessment: A comparison of the three methods for impact analysis and evaluation. *Journal of Cleaner Production* 2(1): 13-20.
- Bellman, R.E. y Zadeh, L.A., 1970. Decisión-making in a Fuzzy environment. *Management Science* 17(4): 141-164.

- Belton, V. y Stewart, T., 2002. Multiple criteria decision analysis: an integrated approach. Kluwer Academic Press. Boston USA.
- Brans, J.P. y Vincke, Ph., 1985. A preference ranking organization method (the PROMETHEE method for multiple criteria decision-making). *Management Science* 31(6):647-656.
- Brans, J.P., Mareschal, B. y Vincke, Ph., 1984. PROMETHEE: A new family of outranking methods in multicriteria analysis. En: *Operational Research* 84.
- Buede, D.M. y Maxwell, D.T., 1995. Rank disagreement: a comparison of multi-criteria methodologies. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 4(1): 1-21.
- 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.
- De Tombe, D.J., 2001. Compram: a method for handling complex societal problems. *European Journal Oper. Research* 128(2):266-282.
- Dong, W.M., Shah, H.C. y Wong, F.S., 1985. Fuzzy computations in risk and decision analysis. *Civil Engrg. Systems* 2: 201-208.
- Dong, W.M., Shah, H.C. y Wong, F.S., 1987. Fuzzy weighted averages and implementation of the extension principle. *Fuzzy Sets and Systems* 21: 183-199.
- Dubois, D. y Prade, H., 1979. Fuzzy real algebra: some results. *Fuzzy Sets and Systems* 2: 327-348.
- Dubois, D. y Prade, H., 1980. *Fuzzy Sets and Systems: Theory and Applications*. Academic Press. New York.
- Edwards, W., 1977. How to use multiattribute utility measurements for social decision making. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybenetics*. SMC-7:326-340.
- Finnveden G., 1995. Solid waste treatment within the framework of life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 3(4):189-199.
- Finnveden G., 1997. Valuation methods within LCA –Where are the values?. *Int. Journal of LCA* 2:163-169.
- 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., Hofstetter P., Bare J., Basson L., Ciroth A., Mettier T., Seppälä J., Johansson J., Norris G. y 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., 2000. On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tool in general. *Int. J. LCA*; 5(4): 229-238.
- French, S. y Geldermann, J., 2005. The varied contexts of environmental decision problems and their implications for decision support. *Environmental Science and Policy* 8(4):378-391.
- French, S., Maule, J. y Mythen, G., 2005. Soft modeling in risk communication and management: examples in handling food risk. *Journal Oper. Res. Soc.* En prensa.
- Geldermann J., Spengler T. and Rentz O. (2000). Fuzzy outranking for environmental assessment. Case study: iron and steel making industry. *Journal of fuzzy sets and systems* 115: 45-65.
- Goedkoop, M. 1995. The Eco-indicator 95. NOH report 9523. Prè consultants. Amersfoort. The Netherlands.
- Goedkoop, M. y Spriensmaa, R. 1999. The Eco-indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment. Amersfort, NL. Prè Consultants.
- González B., Adenso-Díaz B. y 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.
- Hinloopen, E. y Nijkamp, P., 1990. Qualitative multiple criteria choice analysis, the dominant regime method. *Quality and Quantity* 24: 37-56.
- Hwang, C.L. y K. Yoon., 1981. Multiple attribute decision making. Springer-Verlag. Berlin.
- ISO (2000) Norma ISO 14042. Environmental management. Life cycle assessment. Life cycle impact assessment. Geneva Ch.
- Janssen, R., 1992. Multiobjective decision support for environmental management. Dordrecht, the Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Kahne, S., 1975. A procedure for optimizing development decisions. *Automatica* 11: 261-269.
- Keeney, R.L. y Raiffa, H., 1976. Decisions with multiple objectives: Preferences and value tradeoffs. New York: John Wiley and Sons.
- Keeney, R.L., 1996. Value-focused thinking: a path to creative decision making. Harvard University Press. USA.

- Laarhoven P.J.M. y Pedrycz, W., 1983. A Fuzzy extensión of Saaty's priority Theory. *Fuzzy Sets and Systems* 11: 229-241.
- Leclerc, J.P., 1984. Propositions d'extension de la notion de dominance en présence de relations d'orde sur les pseudocritères : MELCHIOR. *Mathematical Social Science* 8 : 45-61.
- Li, H.X. y Yen, V.C., 1995. *Fuzzy Sets and Fuzzy Decisión.Making*. CRC Press. Boca Raton Florida. USA.
- Miettinen, P. y Hämäläinen, R. P., 1997. How to Bénéfit from decisión análisis in environemntal life cycle assessment (LCA). *European Journal of Operational Research* 102: 279-294.
- Ribeiro R.A., 1996. Fuzzy multiple attribute decision making: A review and new preference elicitation techniques. *Fuzzy Sets and Systems* 78: 155-181.
- Ribeiro, R.A., Powell, P.L. y Baldwin J.F., 1995. Uncertainty in decision-making: An abductive perspective. *Decision Support Systems* 13: 183-193.
- Ríos Insúa, D. y French, S., 1991. A fremework for sensitivity análisis in discrete multi-objective decisión making. *European Journal of Operational Research* 54: 176-190.
- Ríos Insúa, D., 1990. *Sensitivity análisis in multiobjective decisión making*. Springer-Verlag. Berlin.
- Rosenhead, J. y Mingers, J., 2001. *Rational analysis for a problematic world revisited*. John Wiley and Sons. Chichester.
- Roubens, M., 1980. Analyse et aggregation des préférences : Modélisation, ajustement et rèsumé de données relationelles. *Revue Belge de Statistique d'Informatique et de Recherche Operationelle* 20(2) :36-37.
- Roy, B., 1973. How outranking relation helps multiple criteria decision making. En: Cochrane, J.L. y Zeleny, M. (eds). *Multiple criteria decision making*. University of South Caroline Press. Columbia.
- Saaty, T.L., 1978a. Measuring the fuzzyness of sets. *J. Cybernet.* 4(4):53-61.
- Saaty, T.L., 1978b. Exploring the interface between hierarchies, multiple objectives and fuzzy sets. *Fuzzy Sets and Systems* 1: 57-68.
- Saaty, T.L., 1980. *The analytic hierarchy process*. McGraw-Hill. New York.
- Schmucker, K.J., 1984. *Fuzzy Sets, Natural Language Computations, and Risk Analysis*, Computer Science Press, Rockville, Md.
- Seppälä, J. 2003. *Life cycle impact assessment based on decision analysis*. Tesis Doctoral. Helsinki University of Technology. Department of Engineering Physics and Mathematics. System Analysis Laboratory. Research Report A86, June 2003. Espoo, Findland.

- Seppälä, J. y Hämäläinen, R.P., 2001. On the meaning of the distance to target weighting method and normalization in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 6(4): 211-218.
- Seppälä, J., 1997. Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. The Finnish Environment Institute 123. Finnish Environment Institute. Helsinki.
- Seppälä, J., 1999. Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. En: Klöpffer, W. y Hutzinger, O., *LCA Documents 4*, Eco-Infoma Press. Bayreuth.
- Seppälä, J., Basson, L. y Norris, G.A., 2002. Decision analysis framework for life-cycle impact assessment. *Journal of Industrial Ecology* 5(4):45-68.
- SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1994. Integrating impact assessment into LCA. 4th SETAC Europe Congress, July 8-9, 1994, Zürich.
- Spengler, T., Geldermann, J., Hähre, S., Sieverdingbeck, A. y Rentz, O., 1998. Development of a multiple criteria based decision support systems for environmental assessment of recycling measures in the iron and steel making industry. *Journal of Cleaner Production* 6: 37-52.
- Tan R. (2005) Application of symmetric fuzzy linear programming in life cycle assessment. *Journal of environmental modelling and software* 20: 1343-1346.
- Tseng, T.Y. y Klein, C.M., 1992. A new algorithm for fuzzy multicriteria decision making. *International Journal Approx. Reason.* 6: 45-66.
- Tversky, A. y Kahneman, D., 1974. Judgement under uncertainty: Heuristic and biases. *Science* (September 1974).
- Weckenmann A. y Schwan A. (2001). Environmental life cycle assessment with support of fuzzy-sets. *Int. J. LCA* 6 (1) 13-18.
- Wenzel, H.; Hauschild, M. y Alting, L. 1997. Environmental assessment of products. Volume 1. Chapman & Hall. London, UK.
- Yager, R.R., 1977. Multiple objective decision-making using fuzzy sets. *International J. Man-Machine Stud.* 9: 375-382.
- Yager, R.R., 1978. Fuzzy decision making including unequal objectives. *Fuzzy Sets and Systems* 1: 87-95.
- Yager, R.R., 1988. On ordered weighted averaging aggregation operators in multicriteria decision making. *IEEE Trans. Systems Man Cybernet.* 18(1): 183-190.
- Yoon, K.P. y Hwang, C.L., 1995. Multiple attribute decision-making: An introduction. Sage University paper series on quantitative applications in the social sciences, 07-104. Thousands Oaks, CA. Sage.
- Zadeh L. 1965. Fuzzy sets. *Information and Control* 8: 338-353.