



UNIVERSITAT JAUME I
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGÍA

VALORACIÓN DE PRODUCTOS ECOLÓGICOS
APLICACIÓN AL DISEÑO DE MOBILIARIO DE OFICINA

Memoria de tesis doctoral para optar al
grado de Doctora Ingeniera Industrial

Realizada por:
M^a DOLORES BOVEA EDO

Dirigida por:
M^a ROSARIO VIDAL NADAL

Castellón, junio de 2002

A mi padre

Quiero agradecer el apoyo prestado a todas las personas que de una u otra forma me han ayudado durante la realización de la tesis. En especial, quiero mostrar mi más sincero agradecimiento:

A todas las empresas que de forma desinteresada han colaborado en la realización del inventario. Quiero destacar la ayuda recibida por parte de los distintos departamentos de la empresa PERMASA, y en especial de Félix Lafuente.

A Carlos Montilla, por la ayuda prestada durante la realización del inventario, y a Nikos Georgantzis y Eva Camacho, durante la realización del cuestionario.

Al Dr. Ben Wang, por la confianza que depositó en mí durante mi estancia en la Florida State University (FL, USA).

A mis compañeros del Departamento de Tecnología de la Universitat Jaume I, por ayudarme siempre que les he necesitado.

A Paco, por apoyarme siempre en todo.

A todos, *¡muchas gracias!*

Asimismo, quiero agradecer al Ministerio de Educación y Ciencia (TAP 1999/0608) y a la Generalitat Valenciana (GV-99-65-1-11), la cofinanciación del proyecto *Diseño de muebles más respetuosos con el medio ambiente* y al IMPIVA, la financiación del proyecto *Desarrollo de bases de datos y herramientas gráficas para el ecodiseño de muebles*.

RESUMEN

Durante los últimos años se ha producido una mayor concienciación por los temas ambientales, lo que ha provocado un aumento en la demanda de productos catalogados como *ecológicos*. El principal objetivo de esta tesis ha sido proponer una metodología general que permita la valoración de dichos productos, cuantificando de una forma objetiva la mejora ambiental que producen y el efecto que ello genera sobre el coste del producto, y la valoración del consumidor y su intención de compra. A partir de la metodología propuesta, se ha realizado una aplicación para valorar los productos del sector del mobiliario de oficina.

Tomando como punto de partida el estudio de las técnicas de eco-diseño existentes, se ha seleccionado la metodología de Análisis del Ciclo de Vida (ACV) como la más adecuada para el estudio del requerimiento ambiental de un producto desde una perspectiva de ciclo de vida. Tras un estudio de los materiales y procesos de fabricación más utilizados en el sector del mueble, se ha realizado un inventario del ciclo de vida de cada uno de ellos a partir de la información de campo recopilada directamente en empresas del sector ubicadas en la Comunidad Valenciana y completada con información bibliográfica e inventarios disponibles en bases de datos comerciales. Para cada material y proceso se ha completado una ficha de inventario del ciclo de vida que incluye el detalle de todas las entradas y salidas del sistema en estudio. Como resultado del análisis de dichos inventarios mediante la aplicación de diversos métodos de evaluación del impacto se han obtenido recomendaciones para la selección de materiales desde el punto de vista ambiental.

Estas recomendaciones se han aplicado para mejorar el comportamiento ambiental de tres modelos de mesas de oficina que existen actualmente en el mercado, y se han propuesto diversas alternativas ecológicas a los diseños iniciales. Para cada alternativa se ha cuantificado la mejora ambiental con respecto al diseño inicial, obteniéndose una reducción del impacto ambiental entre 5-13% del impacto inicial, dependiendo del método de evaluación del impacto aplicado.

Pero la utilización del ACV por parte de empresas y diseñadores como herramienta habitual durante el diseño de productos sólo es posible si se reduce su complejidad metodológica, de forma que el diseñador pueda comprobar rápidamente cómo afecta al impacto ambiental de su producto las mejoras introducidas en los procesos y materiales utilizados. A este respecto, se han aplicado diferentes técnicas simplificadas y se ha concluido que la consideración de unos pocos contaminantes (CO₂, NO_x, SO₂, Pb y PAH) permite obtener unos resultados muy similares a los de un ACV completo.

Desde un enfoque de rentabilidad para la empresa y sostenibilidad para la sociedad, un producto *ecológico*, además de tener un impacto ambiental reducido, debe ser adquirido en el mercado, porque si no produce incluso más impacto que si no se fabricase. Desde esta perspectiva, se han definido los criterios que permiten definir un producto *ecológico* como rentable para la empresa y sostenible para la sociedad mediante la comparación de la disposición a pagar del consumidor con el coste que supone la incorporación de las mejoras ambientales:

- La empresa decidirá fabricar un producto *ecológico* si la diferencia entre la disposición a pagar del consumidor y los costes en que incurre para fabricarlo (costes internos) se igualan o superan los beneficios brutos que pretende obtener por la venta del mismo. Estos beneficios deben ser, como mínimo, iguales a los obtenidos con la venta del producto original. Sólo si cumple esta condición, la fabricación del producto *ecológico* será rentable para la empresa.
- Para la sociedad, un producto *ecológico* será sostenible si, además de tener un impacto ambiental inferior al del producto original, permite obtener una diferencia positiva entre la disposición a pagar del consumidor por la alternativa ecológica y el coste de su ciclo de vida. La evaluación de los costes del ciclo de vida amplían los costes internos de la empresa a los costes externos o costes que debe soportar la sociedad (contaminación, transporte, accidentes, etc.).

Para realizar una aplicación de estos criterios al diseño del mobiliario de oficina, se ha diseñado un novedoso cuestionario basado en la metodología de la valoración contingente. Esto ha permitido determinar la máxima cantidad que el consumidor está dispuesto a pagar por un producto que incorpora ciertas ventajas ambientales.

Como resultado, se ha obtenido que los encuestados están dispuestos a pagar entre un 14% y 21% más del precio inicial del producto por una versión ecológica del mismo, dependiendo de la mejora ambiental incorporada. Además, se ha comprobado que todas las propuestas de mejora ambiental son rentables para la empresa y sostenibles para la sociedad.

ABREVIATURAS

ACT: Análisis del Coste Total (*TCA: Total Cost Assessment / Full Cost Assessment / Total Cost Accounting*)

ACV: Análisis del Ciclo de Vida (*LCA: Life Cycle Assessment*)

AIA: Análisis del Impacto Ambiental (*EIA: Environmental Impact Assessment*)

AICV: Análisis del Impacto del Ciclo de Vida

AMFE: Análisis Modal de Fallos y Efectos (*FMEA: Failure Modal Effects Analysis*)

AV: Análisis de Valor (*VA: Value Analysis*)

B_b: Beneficios brutos

B_n: Beneficios netos

CC: Costes Convencionales

CE: Costes Escondidos

CEx: Costes Externos

CCV: Coste del Ciclo de Vida (*LCC: Life Cycle Cost*)

CI: Costes Internos

CMT: Costes Menos Tangibles

COV: Compuestos Orgánicos Volátiles

COVE: Ingeniería de Valor Orientada al Consumidor (*Customer-Oriented Value Engineering*)

DFD: Diseño para el Desensamblaje (*Design for Disassembly*)

DFE: Diseño para el medio ambiente (*Design for Environment*)

DFMA: Diseño para Fabricación y Ensamblaje (*Design for Manufacturing and Assembly*)

DFQ: Diseño para Calidad (*Design for Quality*)

DFR: Diseño para el Reciclaje (*Design for Recycling*)

DFX: Diseño para X (*Design for X*)

ECO: Método de la Escasez Ecológica (*Ecological Scarcity Method*)

EDIP: Diseño Ambiental de Productos Industriales (*Environmental Design of Industrial Products*)

EPA: Agencia de Protección del Medio Ambiente (*Environmental Protection Agency*)

EPLC: Ciclo de Vida ambiental del producto (*Environmental Product Life Cycle*)

EPS: Poliestireno Expandido

EPS Method: Sistema Prioritario Ambiental (*Environmental Priority System*)

EVR: Ratio Eco-coste/Valor (*Eco-cost/Value Ratio*)

FAST: Diagrama Funcional (*Functional Analysis System Technique*)

FF: Fenol Formaldehído

FMAUT: Teoría Fuzzy Multiatributo (*Fuzzy Multi-Attribute Utility Theory*)

HoQ: Casa de la Calidad (*House of Quality*)

I: Impuestos

LCD: Diseño para el Ciclo de Vida (*Life Cycle Design*)

LCE: Evaluación del Ciclo de Vida (*Life Cycle Evaluation*)

LCE: Ingeniería del Ciclo de Vida (*Life Cycle Engineering*)

LCM: Gestión del Ciclo de Vida (*Life Cycle Management*)

LCVA: Análisis del valor del ciclo de vida (*Life Cycle Value Assessment*)

MAC: Concentración Ambiental Máxima

MIC: Concentración de Inmisión Máxima

MF.: Melamina Formaldehído

PE: Polietileno

PP: Polipropileno

PVC: Cloruro de polivinilo

PYME: Pequeña y Mediana Empresa

QFD: Despliegue de la Función de Calidad (*Quality Function Deployment*)

S: Sostenibilidad

SETAC: *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*

SPOLD: Sociedad para la Promoción del Desarrollo del ACV (*Society for the Promotion of LCA Development*)

TCAM: Metodología de Análisis del Coste Total (*Total Cost Assessment Methodology*)

UF: Urea Formaldehído

Un.F.: Unidad Funcional

USEPA: Agencia de Protección del medio Ambiente de EE.UU. (*U.S. Environmental Protection Agency*)

VC: valoración Contingente

WTP: Disposición a pagar

ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 PRESENTACIÓN.....	1
1.2 OBJETIVOS.....	2
1.3 METODOLOGÍA.....	3
1.4 ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	4
2 EL ECO-DISEÑO	7
2.1 INTRODUCCIÓN.....	7
2.2 EVOLUCIÓN DEL ECO-DISEÑO.....	8
2.3 TÉCNICAS DE ECO-DISEÑO.....	10
2.3.1 Indicadores ambientales.....	10
2.3.2 Matrices de diseño.....	11
2.3.3 Listas de comprobaciones o <i>checklists</i>	14
2.3.4 Estrategias de eco-diseño.....	14
2.3.5 Metodología de Análisis del Ciclo de Vida.....	16
2.4 ACV: ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA.....	17
2.4.1 Orígenes del ACV.....	17

2.4.2	Definición de ACV.....	18
2.4.3	Etapas del ACV.....	20
2.4.3.1	<i>Etapa I: Definición de objetivos y alcance.....</i>	20
2.4.3.2	<i>Etapa II: Inventario del ciclo de vida.....</i>	21
	Bases de datos de inventario del ciclo de vida comerciales	23
	Calidad de los datos del inventario	24
2.4.3.3	<i>Etapa III: Evaluación del impacto.....</i>	25
	Descripción de los métodos de valoración del impacto	26
2.4.3.4	<i>Etapa IV: Interpretación de resultados.....</i>	36
2.4.4	Normas Internacionales relativas al ACV	36
2.5	ESTADO ACTUAL DEL ECO-DISEÑO.....	39
2.5.1	El eco-diseño en España.....	40
2.6	CONCLUSIONES.....	41
3	INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA DEL SECTOR DEL MUEBLE.....	43
3.1	INTRODUCCIÓN.....	43
3.2	INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA DEL SECTOR DEL MUEBLE.....	45
3.2.1	Necesidades de inventario de materiales y procesos	45
3.2.2	Estudio de bases de datos comerciales	47
3.2.3	Contacto con empresas fabricantes de materia prima del sector.....	51
3.2.4	Toma de datos	52
3.2.5	Asignación a la unidad funcional (Un.F.).....	53
3.2.6	Ficha de inventario del ciclo de vida.....	54
	Bloque I: Identificación del producto.....	54
	Bloque II: Descripción del proceso de fabricación.....	56
	Bloque III: Entradas al sistema	56
	Bloque IV: Salidas del sistema	56
	Bloque V: Observaciones	57
3.3	EVALUACIÓN DE INVENTARIOS E IMPACTOS.....	57
3.3.1	Tableros derivados de la madera	58
	3.3.1.1 <i>Descripción del inventario del ciclo de vida.....</i>	58
	3.3.1.2 <i>Análisis del impacto.....</i>	65
3.3.2	Revestimientos superficiales.....	69
	3.3.2.1 <i>Descripción del inventario del ciclo de vida.....</i>	69
	3.3.2.2 <i>Análisis del inventario.....</i>	73
3.3.3	Canto.....	75
	3.3.3.1 <i>Descripción del inventario del ciclo de vida.....</i>	75
	3.3.3.2 <i>Análisis del impacto.....</i>	78
3.3.4	Colas y barnices	79

3.3.4.1 Colas termoendurecibles.....	79
Descripción del inventario del ciclo de vida	79
Análisis del impacto	83
3.3.4.2 Acetato de polivinilo (cola blanca).....	84
Descripción del inventario del ciclo de vida	84
Análisis del impacto	85
3.3.4.3 Barnices.....	85
Descripción del inventario del ciclo de vida	85
Análisis del impacto	86
3.3.5 Operaciones de transformación del tablero	86
3.3.5.1 Descripción del inventario del ciclo de vida.....	86
3.3.5.2 Análisis del inventario.....	89
3.3.6 Operaciones para el tratamiento de la chapa natural	90
3.3.6.1 Descripción del inventario del ciclo de vida.....	90
3.3.6.2 Análisis del impacto.....	93
3.3.7 Elementos metálicos.....	94
3.3.7.1 Descripción del inventario del ciclo de vida.....	94
3.3.7.2 Análisis del impacto.....	95
3.3.8 Acabados superficiales de elementos metálicos	98
3.3.8.1 Anodizado.....	98
Descripción del inventario del ciclo de vida	98
Análisis del impacto	101
3.3.8.2 Cromado.....	102
Descripción del inventario del ciclo de vida	102
Análisis del impacto	104
3.3.8.3 Pintura.....	105
Descripción del inventario del ciclo de vida	105
3.3.8.4 Análisis del impacto.....	107
3.3.9 Material de embalaje	109
3.3.9.1 Descripción del inventario del ciclo de vida.....	109
3.3.9.2 Análisis del impacto.....	112
3.4 CONCLUSIONES.....	118
4 ACV APLICADO AL SECTOR DEL MOBILIARIO DE OFICINA	127
4.1 INTRODUCCIÓN.....	127
4.2 DESCRIPCIÓN DE LOS PRODUCTOS.....	128
4.3 APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA ACV	132
4.3.1 Definición de objetivos y alcance.....	132
4.3.1.1 Definición de objetivos.....	132

4.3.1.2 Alcance.....	132
4.3.2 Análisis de inventario.....	133
4.3.3 Evaluación del impacto.....	137
4.3.4 Interpretación de los resultados y propuesta de mejoras.....	142
4.3.4.1 Modelo M1.....	143
4.3.4.2 Modelo M2.....	144
4.3.4.3 Modelo M3.....	145
4.3.5 Análisis de las mejoras.....	145
Sustitución del tablero.....	146
Sustitución del canto.....	146
Sustitución del embalaje.....	147
Reducción del peso de las patas y estructura.....	147
Sustitución del revestimiento de las piezas metálicas.....	148
Reducción del consumo energético.....	149
Reciclaje del producto al finalizar su vida útil.....	150
4.4 SIMPLIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA ACV.....	151
4.4.1 Aproximaciones al ACV.....	153
4.4.1.1 Limitar o eliminar etapas.....	154
4.4.1.2 Eliminar etapas previas y posteriores.....	155
4.4.1.3 Enfocar el estudio a problemas ambientales específicos.....	155
4.4.1.4 Usar información cuantitativa y cualitativa.....	156
4.4.1.5 Usar datos compatibles.....	156
4.4.1.6 Limitar los componentes a analizar.....	156
4.4.2 Criterios de selección de la técnica simplificada.....	157
4.4.3 Aplicación de las técnicas simplificadas al sector del mueble de oficina.....	158
4.5 CONCLUSIONES.....	161
5 DISPOSICIÓN A PAGAR POR UN PRODUCTO ECOLÓGICO.....	165
5.1 INTRODUCCIÓN.....	165
5.2 VALORACIÓN ECONÓMICA DE MEJORAS AMBIENTALES.....	166
5.3 SELECCIÓN DEL MÉTODO DE VALORACIÓN ECONÓMICA.....	168
5.4 ELABORACIÓN DE LA ENCUESTA.....	170
5.4.1 Definición del objeto de estudio.....	170
5.4.2 Definición de la población relevante.....	171
5.4.3 Simulación del mercado.....	172
5.4.4 Modalidad de entrevista.....	175
5.4.5 Redacción del cuestionario.....	175
5.4.5.1 Parte I: Cuestiones generales.....	175

5.4.5.2 <i>Parte II: Cuestiones específicas</i>	176
5.4.5.3 <i>Parte III: Información personal</i>	178
5.4.6 Realización de las entrevistas	179
5.4.7 Análisis estadístico de las respuestas.....	179
5.5 RESULTADOS DE LA ENCUESTA.....	179
5.5.1 Características de la muestra.....	179
5.5.2 Preferencias ambientales generales	181
5.5.3 Disposiciones a pagar.....	182
5.5.3.1 <i>Nomenclatura</i>	182
5.5.3.2 <i>Principales estadísticos descriptivos</i>	184
5.5.3.3 <i>Función de demanda de un producto ecológico</i>	190
5.5.3.4 <i>Determinación del precio óptimo</i>	191
5.5.3.5 <i>Factores influyentes</i>	193
5.6 VALIDACIÓN DEL CUESTIONARIO.....	200
5.7 CONCLUSIONES.....	202
6 INTEGRACIÓN DEL REQUERIMIENTO AMBIENTAL EN EL COSTE DE UN PRODUCTO.....	205
6.1 INTRODUCCIÓN.....	205
6.2 COSTES DE UN PRODUCTO.....	207
6.2.1 Costes internos	208
6.2.2 Costes externos.....	209
6.3 METODOLOGÍAS QUE COMBINAN EL ACV CON EL COSTE DE UN PRODUCTO.....	214
6.3.1 Metodologías basadas en el QFD.....	215
6.3.2 Metodologías basadas en el Análisis de Valor	216
6.3.3 Otras metodologías	217
6.4 MODELO DE SOSTENIBILIDAD.....	219
6.4.1 Concepto de sostenibilidad	220
6.4.1.1 <i>Desde la perspectiva de la empresa</i>	220
6.4.1.2 <i>Desde la perspectiva de la sociedad</i>	221
6.4.2 Descripción del modelo	222
6.4.2.1 <i>Etapa I: Análisis ambiental inicial del producto</i>	223
6.4.2.2 <i>Etapa II: Generación de alternativas</i>	224
6.4.2.3 <i>Etapa III: Análisis de las alternativas</i>	224
Análisis de las alternativas desde una perspectiva ambiental	225
Análisis de las alternativas desde una perspectiva económica.....	225
Análisis de las alternativas desde la perspectiva del consumidor.....	226
6.4.2.4 <i>Etapa IV: Selección de las alternativas sostenibles</i>	227
6.5 APLICACIÓN DEL MODELO DE SOSTENIBILIDAD AL DISEÑO DE MOBILIARIO.....	228

6.5.1 Etapa I: Análisis inicial ambiental del producto.....	228
6.5.2 Etapa II: Generación de alternativas	228
6.5.3 Etapa III: Análisis de alternativas	229
6.5.3.1 Cálculo del ACV de las alternativas.....	229
6.5.3.2 Cálculo del CCV de las alternativas.....	229
6.5.3.3 Cálculo de la WTP de las alternativas.....	232
6.5.4 Etapa IV: Selección de las alternativas sostenibles.....	233
6.6 CONCLUSIONES.....	237
7 CONCLUSIONES Y DESARROLLOS FUTUROS	239
7.1 INTRODUCCIÓN.....	239
7.2 CONCLUSIONES.....	240
7.3 DESARROLLOS FUTUROS.....	244
BIBLIOGRAFÍA	247
ANEXO I: FICHAS DE INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA	
ANEXO II: MODELO DE CUESTIONARIO	

1 INTRODUCCIÓN

1.1 PRESENTACIÓN

Durante los últimos años se ha producido una mayor concienciación por los temas ambientales, lo que ha provocado un aumento en la demanda de productos catalogados como *verdes* o *ecológicos*. En el diseño de productos más respetuosos con el medio ambiente, el diseñador juega un papel central, puesto que en sus manos está la posibilidad de reducir el impacto ambiental de los productos mientras son diseñados.

Para conseguir este objetivo, el diseñador necesita herramientas de eco-diseño que permitan evaluar el requerimiento ambiental del producto durante el proceso de diseño, donde es posible incorporar más cambios a más bajo coste.

Son varias las técnicas de eco-diseño que se han desarrollado para analizar los impactos ambientales que un producto genera a lo largo de su ciclo de vida. Sin embargo, la falta de información medioambiental relativa a las materias primas y procesos de fabricación característicos de cada sector industrial es uno de los principales inconvenientes que impiden la adopción de estas técnicas. Algunos

sectores como el energético, embalajes, plásticos, etc. han tenido durante estos últimos años un acercamiento hacia el eco-diseño, lo que ha permitido obtener bases de datos públicas relativas a los impactos ambientales de sus materiales y procesos característicos. Sin embargo, la aplicación de las técnicas de eco-diseño a sectores como el del mueble, supone una completa novedad que requiere un importante proceso de búsqueda y análisis de información.

La industria del mueble desconoce actualmente el grado de *ecológico* que tienen los productos que fabrican y el lugar en que se encuentran con respecto a otros productos de su misma categoría fabricados por la competencia. La aplicación de técnicas de eco-diseño permitirá evaluar el requerimiento ambiental de productos existentes, para tenerlo en consideración durante el desarrollo de nuevos productos.

Pero a pesar de la importancia del requerimiento ambiental, éste no es el único y debe coexistir con otros requerimientos o demandas que valora tanto el consumidor como la empresa. Esta tesis se centra en el estudio de la influencia que la incorporación del requerimiento ambiental tiene sobre el coste de un producto, y lo realiza desde una perspectiva de sostenibilidad con dos enfoques diferentes: uno el de la empresa, y otro el del consumidor. Los productos diseñados para tener un comportamiento respetuoso con el medio ambiente, además de funcionar correctamente deben venderse en el mercado, ya que en caso contrario el producto produce incluso más impacto que si no se fabricase. Por esta razón, se estudia el efecto que la incorporación de mejoras ambientales tiene sobre la disposición a pagar del consumidor y se compara con el coste del producto.

1.2 OBJETIVOS

El principal objetivo de esta tesis es realizar una valoración de los productos ecológicos, realizando una aplicación concreta al caso del diseño de mobiliario de oficina.

Para la consecución de este objetivo general es necesario definir unos objetivos más concretos que se desarrollarán a lo largo de los capítulos de la tesis:

- Revisar las metodologías de eco-diseño existentes actualmente, analizando aquéllas que sean más adecuadas para el estudio del comportamiento ambiental de productos desde una perspectiva global de ciclo de vida.
- Analizar el comportamiento ambiental de materiales y procesos de fabricación, para identificar aquellos aspectos prioritarios de mejora.

- Estudiar y proponer técnicas simplificadas que faciliten la implantación de las técnicas de eco-diseño en las empresas.
- Proponer y analizar alternativas de mejora ambiental para aquellos aspectos identificados como prioritarios.
- Cuantificar la influencia que la incorporación de las mejoras ambientales generan sobre el la decisión de compra del consumidor.
- Proponer una metodología general que permita estudiar el efecto que la incorporación del requerimiento ambiental tiene sobre el coste del producto, y un criterio para seleccionar aquellas alternativas de mejora sostenibles tanto para la empresa como para el consumidor.

1.3 METODOLOGÍA

Para la consecución de estos objetivos se seguirá la metodología que se describe a continuación.

Tomando como punto de partida el estudio de las técnicas de eco-diseño existentes, se seleccionará aquella que sea más adecuada para el estudio del requerimiento ambiental de un producto desde una perspectiva de ciclo de vida.

Tras realizar un estudio de los materiales y procesos de fabricación más utilizados en el sector del mueble, se realizará un inventario y análisis del ciclo de vida de cada uno de ellos a partir de la información de campo recopilada directamente en empresas del sector ubicadas en la Comunidad Valenciana y completada con información bibliográfica e inventarios disponibles en bases de datos comerciales. Esta información servirá de base para la realización de análisis del ciclo de vida de productos representativos del sector del mobiliario de oficina (mesas de oficina), con el fin de demostrar que es posible proponer alternativas al diseño inicial con un mejor comportamiento ambiental. Para cada una de las alternativas propuestas, se cuantificará la mejora en el impacto ambiental con respecto al diseño inicial.

Desde una perspectiva de diseño orientado hacia el consumidor, un producto, además de tener un impacto ambiental reducido, debe cumplir el resto de expectativas exigidas por él. Por tanto, es necesario conocer cuál es el valor percibido por el consumidor por un producto mejorado desde el punto de vista ambiental. Para ello, se realizará un cuestionario basado en la metodología de la valoración contingente con el fin de obtener cuál es la disposición a pagar del consumidor por este producto. Para que este producto sea finalmente aceptado en el mercado, deberá cumplirse que la disposición a pagar obtenida sea igual o superior

al coste que supone la incorporación de las mejoras ambientales. De entre las alternativas de mejora propuestas, se seleccionarán aquellas que son viables siguiendo este criterio.

1.4 ESTRUCTURA DE LA TESIS

La tesis se estructura en los capítulos que se detallan a continuación.

El capítulo 2 presenta una revisión de la evolución del eco-diseño y de las técnicas existentes actualmente para evaluar el requerimiento ambiental de un producto. Analiza en detalle las ventajas e inconvenientes de cada una de ellas para el estudio del requerimiento ambiental desde una perspectiva de ciclo de vida. Este capítulo se centrará en la metodología de Análisis del Ciclo de Vida (ACV), analizando sus etapas y haciendo hincapié en sus puntos más críticos: la calidad del inventario del ciclo de vida y la falta de consenso en la selección de un método único para la evaluación del impacto ambiental.

Los capítulos 3 y 4 se centran en la aplicación de la metodología ACV al caso de aplicación, el sector del mueble, con el objeto de obtener diseños alternativos con un mejor comportamiento ambiental.

El capítulo 3 incluye un inventario del ciclo de vida característico del sector del mueble y adaptado a la situación española. Puesto que en la actualidad no existe ninguna base de datos de inventario del ciclo de vida característica de este sector, se presentará el listado de sus materiales y procesos característicos, y se expondrá la metodología seguida para recopilar la información de inventario del ciclo de vida, obtenida directamente de fabricantes de muebles y proveedores de materias primas y completada con información bibliográfica y de inventarios disponibles en bases de datos comerciales. El Anexo I incluye el detalle de todas las fichas de inventario del ciclo de vida confeccionadas. Como resultado de este trabajo de campo, se presenta además el análisis del ciclo de vida de cada material/proceso, agrupado por categorías funcionales con el objeto de obtener recomendaciones para su selección de materiales desde el punto de vista medioambiental. Se estudia también el efecto que tiene la aplicación de uno u otro método de evaluación del impacto en los resultados.

El capítulo 4 incluye el análisis del ciclo de vida de varios productos del sector del mobiliario, en concreto tres modelos de mesas de oficina. Teniendo en cuenta las recomendaciones de diseño obtenidas para la selección de materiales, se proponen y cuantifican una serie de mejoras medioambientales. Un aspecto que se considera importante en el diseño sostenible de productos es que el diseñador se implique directamente en la reducción del impacto ambiental de sus productos. Esta implicación sólo es posible si se reduce la complejidad metodológica, de forma que

el diseñador pueda comprobar rápidamente cómo afecta al impacto ambiental de su producto las mejoras introducidas en los procesos y materiales utilizados. Se aplicarán diferentes técnicas simplificadas y se seleccionará aquella que dé mejor resultado para el sector del mueble.

Hasta el momento, la tesis se ha centrado en la evaluación del requerimiento ambiental de forma independiente del resto de requerimientos que demanda el consumidor. Pero el objetivo general de la tesis es desarrollar una metodología de trabajo conjunta que permita la integración del requerimiento ambiental en el desarrollo de productos. Para ello, los capítulos 5 y 6 se centran en el estudio del efecto que la incorporación de mejoras ambientales tiene sobre el coste de un producto.

El capítulo 5 estudia la valoración que el usuario hace de un producto respetuoso con el medio ambiente. Con el fin de determinar en términos económicos cuál es este valor, se ha diseñado un novedoso cuestionario basado en la metodología de la valoración contingente que permite identificar cuál es el valor máximo que el consumidor está dispuesto a pagar por el producto que incorpora las mejoras identificadas en el capítulo 4. Una muestra del cuestionario tipo se presenta en el Anexo II.

El capítulo 6 se centra en una propuesta metodológica para el estudio del efecto que la incorporación del requerimiento ambiental tiene sobre el coste de un producto. Para ello, se ampliará el concepto tradicional de coste de un producto (costes en que incurre la empresa para fabricarlo) a una perspectiva de ciclo de vida, considerando, además, los costes que debe soportar la sociedad a causa de la fabricación de dicho producto. Desde la base de que un producto sostenible para la sociedad es aquél que cumple que la disposición a pagar del consumidor es mayor que el coste del ciclo de vida del producto, o al menos, que el impacto ambiental es inferior al de producto original, se seleccionarán aquellas alternativas ecológicas propuestas sostenibles bajo estos criterios. Sin embargo, no debe olvidarse el interés de las empresas por maximizar sus beneficios. La empresa decidirá fabricar un producto ecológico si existe un mercado dispuesto a comprar dichos productos, y que además posibilite mejores beneficios que los obtenidos con la versión estándar del producto.

Finalmente, se presentan las conclusiones y los futuros desarrollos.

2 EL ECO-DISEÑO

2.1 INTRODUCCIÓN

El diseño de productos *ecológicos, verdes o respetuosos con el medio ambiente* implica el desarrollo de nuevos productos que provoquen un menor impacto sobre el medio ambiente. Sin embargo, esta terminología se utiliza actualmente como reclamo publicitario de productos normalmente con fines comerciales, y no siempre va respaldada por una evaluación exhaustiva y objetiva del impacto ambiental que realmente producen.

Ante esta realidad, para mejorar el comportamiento ambiental de un producto es necesario disponer de herramientas que permitan evaluar de forma objetiva su perfil ecológico, y que sean capaces de identificar sus puntos débiles y sus áreas prioritarias de mejora.

Sin embargo, bajo el nombre genérico de eco-diseño se engloban diferentes filosofías cuyo objetivo final es la promoción del diseño de productos mejorados desde una perspectiva medioambiental. Este término ha sufrido, además, una

evolución a lo largo de su corta historia, tanto en su concepto como en las técnicas utilizadas para el estudio del producto.

La intención de este capítulo introductorio es presentar las técnicas existentes actualmente para conseguir este objetivo y seleccionar aquella que se tomará como punto de partida en esta tesis para la evaluación del requerimiento ambiental de un producto. Finalmente, presenta el estado actual del eco-diseño, tanto a nivel internacional como nacional.

2.2 EVOLUCIÓN DEL ECO-DISEÑO

El término eco-diseño puede encontrarse en la bibliografía, aunque con distintos matices que se tratarán posteriormente, como sinónimo de diferentes términos. Entre ellos pueden citarse Diseño considerando el medio ambiente (*Design for Environment -DFE*), Diseño considerando el ciclo de vida (*Life Cycle Design-LCD*), Desarrollo sostenible del producto (*Sustainable Product Development*), Diseño verde o ecológico (*Green Design*), Ingeniería del ciclo de vida (*Life Cycle Engineering- LCE*), Ecología industrial (*Industrial Ecology*) o Ingeniería ecológica (*Ecology Engineering*).

Uno de los primeros autores que inició la investigación relacionada con el DFE fue Navichandra (1991), quien definió la Ingeniería Ecológica como el estudio de, y una aproximación a, la compatibilidad entre la evaluación de un producto/proceso y diseño considerando el medio ambiente, que no compromete la calidad o funcionalidad del producto. En este sentido, un producto *ecológico* es tanto ambiental como comercialmente rentable.

A partir de esta primera definición, diferentes autores fueron combinando el requerimiento ambiental de un producto con requerimientos tradicionalmente aplicados al diseño de productos. De esta forma Keoleian *et al.* (1993) definen inicialmente el Diseño considerando el Ciclo de Vida (LCD) como una extensión lógica de la Ingeniería Concurrente, donde uno de sus principales objetivos es equilibrar las necesidades ambientales con otros criterios como coste, cultural, legal, etc. (Keoleian *et al.*, 1994). Boothroyd (1996) propone una definición en la que considera que Diseño considerando el medio ambiente (DFE) es una práctica cuyo objetivo es reducir el impacto ambiental de un producto y los costes relacionados con él, mediante una adecuada toma de decisión a lo largo de su proceso de diseño, relacionando directamente el DFE con el DFD (Diseño para el Desensamblaje -*Design for Disassembly*). En esta línea de relación del DFE con la Ingeniería Concurrente, Billatos & Basaly (1997) extienden el concepto introducido por Boothroyd (1996) y proponen que el DFE es una integración del DFD, DFR (Diseño para el Reciclaje -*Design for Recycling*), DFMA (Diseño para fabricación y

Ensamblaje -*Design for Manufacturing and Assembly*), DFQ (Diseño para Calidad - *Design for Quality*) y cualquier otro DFX (Diseño para X -*Design for X*) dentro del amplio campo de la Ingeniería Concurrente.

Poco a poco el concepto de ciclo de vida se ha introducido y relacionado directamente con DFE. Asiedu & Gu (1998) amplía el concepto de ciclo de vida al coste del producto y define la Ingeniería del Ciclo de Vida (*Life Cycle Engineering-LCE*) como una aproximación al desarrollo de un producto que ha sido reconocida como un efectivo modo de competir en el actual mercado global, siendo el Análisis del Coste del Ciclo de Vida (CCV – *Life Cycle Cost (LCC)*) el aspecto principal del mismo. Tukker *et al.*(2000) define eco-diseño como una incorporación sistemática del factor ambiental en el diseño y desarrollo de productos con el objetivo de reducir el impacto ambiental del mismo, a lo largo de su ciclo de vida completo.

Simon (1996) introdujo el concepto de sostenibilidad aplicado directamente al diseño de producto, involucrando al diseñador como responsable y participante en este progreso. Destaca que existen dos perspectivas posibles cuando se habla de DFE. Una visión estrecha es considerar el DFE como un ajuste de parámetros dentro del proceso de diseño y desde otra perspectiva mucho más amplia, puede entenderse el diseño en un contexto social, político y económico, como una actividad creadora y que tiene una gran responsabilidad sobre el medio ambiente. Por tanto, en esta perspectiva un producto de calidad no es sólo aquel que satisface únicamente las necesidades individuales del consumidor, sino que satisface las necesidades de la sociedad en su conjunto, como parte del progreso hacia el desarrollo sostenible. Y en este progreso, entran en juego las actividades de los diseñadores, que deben tener una actitud activa a la hora de definir nuevos mecanismos que permitan alcanzar los objetivos ambientales de los nuevos productos. En esta línea, Simon & Sweatman (1997) también involucran al diseñador como parte responsable del desarrollo sostenible de productos.

En cuanto a la relación e incorporación del concepto DFE a la industria, muchos autores hablan de la Ecología Industrial. Puede destacarse el trabajo de Erkman (1997) en el que se presenta una revisión de su aplicación en los últimos años. Berkel *et al.*(1997) la define como una herramienta cuyo objetivo es fomentar el desarrollo industrial en equilibrio con el uso sostenible de los recursos y Ehrenfeld (1997) destaca que se trata de un nuevo sistema que permite diseñar la economía sostenible aplicada a la industria.

Bajo otra perspectiva diferente a lo descrito anteriormente, Poyner & Simon (1995) destacan la problemática de implantar técnicas de DFE en las industrias, ya que cada vez más éstas están aceptando el concepto de ecología industrial siguiendo el modelo de un sistema de gestión ambiental del tipo BS7750, EMAS europeas, ISO14000, etc. Sin embargo, actualmente existe una gran distancia entre la gestión medioambiental y el proceso de desarrollo del producto. Los departamentos de

diseño se encuentran en una posición desfavorable dentro del ranking de prioridades en un sistema de gestión medioambiental, que normalmente se centra más en problemas concretos de emisiones con la finalidad de cumplir la legislación ambiental. Por tanto, es necesario ampliar este concepto y crear técnicas bajo el concepto del DFE que permitan incorporar a los diseñadores en la cadena de gestión medioambiental.

Como conclusión y de una forma global, teniendo en cuenta todas sus acepciones y sinónimos, puede definirse DFE como el conjunto de actividades que tienen lugar a lo largo del diseño del producto con el objetivo de reflejar consideraciones ambientales en el ciclo de vida completo del producto para aumentar la competitividad del producto, añadir valor de mercado, reducir el coste o cumplir existentes y futuras demandas legales ambientales.

2.3 TÉCNICAS DE ECO-DISEÑO

A lo largo de la bibliografía pueden encontrarse diferentes técnicas o metodologías que incorporan el concepto de medio ambiente al diseño de productos. Cronológicamente, en 1991 se introdujeron diferentes indicadores que, de forma individual, evaluaban diferentes aspectos del producto desde una perspectiva medioambiental y de ciclo de vida. A continuación surgieron métodos matriciales y listas de comprobación, que englobaban de forma cualitativa el concepto de ciclo de vida al diseño de productos. Como consecuencia de estos, surgieron diferentes estrategias o recomendaciones de diseño que pueden englobarse en técnicas DFX (Diseño para X). Sin embargo, la metodología que más ha impulsado la consideración del aspecto ambiental en el diseño de productos ha sido la técnica de análisis del ciclo de vida.

2.3.1 Indicadores ambientales

Navichandra (1991) diseñó una serie de parámetros ambientales que permiten evaluar desde el punto de vista ambiental diferentes alternativas de diseños. La definición de estos parámetros parte del conocimiento del ciclo completo de vida del producto y se orientan a determinar o cuantificar aspectos relativos con el reciclaje, degradabilidad, separabilidad, etc. Algunos ejemplos de estos indicadores vienen dados en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Indicadores ambientales según Navinchandra (1991).

Indicador	Descripción
Reciclabilidad	porcentaje de material reciclado en un producto
Degradabilidad	tiempo que tarde en degradarse la porción degradable de un producto
Separabilidad	relación entre el volumen separable y el volumen total
LCC	coste total incurrido en la vida de un producto
Reciclabilidad potencial	relación entre el volumen de material reciclable y el no reciclable
Emisiones totales y netas	suma de emisiones sólidas, líquidas y gaseosas como consecuencia del producto
Total de emisiones peligrosas	relación entre el peso de contaminantes peligrosos emitidos por unidad de peso total del producto

2.3.2 Matrices de diseño

La primera matriz cualitativa que se desarrolló fue la Matriz para el Desarrollo de Requerimientos (*Matrix for Developing Requirements*), presentada por Keoleian *et al.* (1993) y Keoleian & Menerey (1994). Consiste en una matriz multicapa de requerimientos donde se analizan los distintos tipos de requerimientos que pueden considerarse en el desarrollo de un producto. Una de sus capas, Figura 2.1, corresponde al requerimiento ambiental, donde las filas están formadas por los componentes del sistema: producto, proceso y distribución, y cada fila se subdivide en entradas y salidas. En las columnas aparecen las etapas del ciclo de vida. Se trata de una matriz totalmente cualitativa y descriptiva.

	Adquisición materias primas	Procesamiento de materiales	Ensamblaje y fabricación	Uso y servicio	Retirada y recuperación	Tratamiento y retirada final
Producto						
Entrada						
Salida						
Proceso						
Entrada						
Salida						
Distribución						
Entrada						
Salida						

Figura 2.1 Matriz de requerimientos definida por Keoleian *et al.* (1993) y Keoleian & Menerey (1994).

Las siguientes matrices que se presentan son semi-cualitativas. Graedel & Allenby (1995) crearon las Matrices de Análisis Ambiental de Producto/Proceso (*Environmental responsible product/process assessment matrix*). Los autores distinguen dos matrices diferentes, una para productos y otra para procesos. En la matriz correspondiente a la evaluación de un producto las filas representan las etapas de un proceso típico de fabricación de cualquier producto y las columnas representan los problemas ambientales, ver Figura 2.2.

Etapas del ciclo de vida	Problemas Ambientales				
	Selección materiales	Consumo energía	Residuos sólidos	Emisiones gaseosas	Emisiones líquidas
Extracción recursos					
Fabricación					
Embalaje/ distribución					
Uso					
Reutilización/Reciclaje/Retirada					

Figura 2.2 Matriz de análisis ambiental de producto definida por Graedel & Allenby (1995).

En la matriz correspondiente a la evaluación de un proceso, las columnas son comunes a la matriz de producto, sin embargo hay una pequeña variación en las etapas del ciclo de vida, (Figura 2.3).

Etapas del ciclo de vida	Problemas Ambientales				
	Selección materiales	Consumo energía	Residuos sólidos	Emisiones gaseosas	Emisiones líquidas
Extracción recursos					
Implementación del proceso					
Operación del proceso					
Otras implicaciones del proceso					
Reutilización/Reciclaje/Retirada					

Figura 2.3 Matriz de análisis ambiental de proceso definida por Graedel & Allenby (1995).

La evaluación cualitativa se realiza en una escala de 0 (impacto elevado, evaluación muy negativa) a 4 (impacto más bajo, evaluación ejemplar) de cada uno de los 25 (5 x 5) puntos en que queda dividida la matriz. El resultado total de la matriz es el sumatorio de todos los puntos de la matriz, siendo 100 el máximo valor alcanzable.

Similar a las matrices anteriores, Gertsakis *et al.* (1997) desarrolló la matriz EPLC (*Environmental Product Life Cycle*). Se trata de una aproximación cualitativa, similar a la anterior, en la que se analizan los impactos que provoca el uso de materiales y energía, y la producción de residuos y emisiones sobre el medio ambiente. Para ello, se construye una matriz compuesta por las etapas del ciclo de vida en las filas y los impactos ambientales en las columnas, según muestra la Figura 2.4. Posteriormente se valora cualitativamente de 0 (nivel bajo de impacto al medio ambiente) a 4 (nivel alto de impacto al medio ambiente) cada punto de la matriz, siendo el sumatorio de filas o columnas el valor correspondiente al impacto total.

		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Adquisición mat. Prima	Extracción mat. prima									
	Materia Procesada									
Fabricación	Materiales auxiliares									
	Consumo energético									
Distribución	Embalaje									
	Energía transporte									
Uso	Consumo material									
	Energía									
Retirada	Reutilizar/reciclar									
	Retirada final									

1: Reducción recursos; 2: Calentamiento global; 3: Ozono; 4: Emisiones gaseosas; 5: Emisiones líquidas; 6: Residuos sólidos; 7: Reducción biodiversidad; 8: Degradación paisaje; 9: Contaminación visual

Figura 2.4 Matriz EPLC definida por Gertsakis *et al.* (1997).

Al igual que la matriz presentada anteriormente, este método cualitativo presenta dos inconvenientes inmediatos:

- El peso que se le otorga depende el conocimiento y experiencia de la persona o el equipo evaluador, por lo que aparece un alto grado de subjetividad.
- Todos los impactos ambientales son igual de importantes.

2.3.3 Listas de comprobaciones o *checklists*

Las listas de cuestiones o comprobaciones (*checklists*) son una serie de preguntas formuladas que pueden ayudar, de forma sistemática, a incorporar aspectos medioambientales en el diseño de productos. Estas listas pueden responderse de forma cualitativa o cuantitativa. Como ejemplo puede citarse la lista desarrollada por AT&T que se utiliza para identificar si un producto contiene un determinado grupo de contaminantes (Keoleian *et al.*, 1995). Enlazando con las matrices descritas anteriormente, Graedel & Allenby (1996) desarrollaron una lista de comprobación bastante exhaustiva que considera todos los aspectos incluidos en la matriz de Análisis Ambiental de Producto/Proceso (*Environmental responsible product/process assessment matrix*). El objetivo fue desarrollar una guía que facilitara la evaluación y redujera el alto grado de subjetividad que se daba al intentar completarla.

2.3.4 Estrategias de eco-diseño

Keoleian *et al.* (1993, 1994) presentaron un conjunto de estrategias generales de diseño para cumplir con los requerimientos ambientales que aparecen resumidas en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2 Estrategias generales de diseño definidas por Keoleian *et al.* (1993, 1994).

Categoría	Estrategia
Extensión de la vida del producto	Duración adecuada Asegurar la adaptabilidad Incrementar la fiabilidad Extender las opciones de servicio Simplificar el mantenimiento Facilitar la reparación Permitir la refabricación Facilitar la reutilización
Extensión de la vida del material	Facilitar el reciclaje Utilizar materiales reciclados
Selección del material	Sustitución de materiales Reformulaciones
Conservación de recursos	Reducción de material

Tabla 2.2 (cont.) Estrategias generales de diseño definidas por Keoleian *et al.* (1993, 1994).

Categoría	Estrategia
Gestión del producto	Sustituir por procesos mejores Eficiente uso de energía Eficiente uso de material Mejora del control del proceso Control de inventarios Reducción de impactos Adecuado tratamiento
Distribución eficiente	Optimizar el transporte Reducir envases y embalajes Otros materiales de embalaje
Mejora de la gestión	Uso eficiente de materiales Proveedores más responsables Ecoetiquetado y publicidad

Algunas de estas estrategias han desarrollado su propia metodología de diseño, convirtiéndose en diferentes técnicas de la Ingeniería Concurrente, englobadas bajo la denominación común de Diseño para X (DFX). Gertsakis *et al.* (1997) propone una revisión de estas estrategias de diseño para cada una de las etapas del ciclo de vida del producto, que se muestran en la Tabla 2.3.

Tabla 2.3 Estrategias de Diseño para X (DFX) propuestas por Gertsakis *et al.* (1997).

Etapas del ciclo de vida	DFX
Adquisición de materias primas.	Diseño para la conservación de los recursos Diseño para reducir el impacto de materiales
Fabricación	Diseño para una fabricación limpia
Distribución	Diseño para una distribución eficiente

Tabla 2.3 (cont.) Estrategias de Diseño para X (DFX) propuestas por Gertsakis *et al.* (1997).

Etapa del ciclo de vida	DFX
Uso	Diseño para una energía eficiente Diseño para la conservación del agua Diseño para la minimización del consumo Diseño para reducir el impacto durante el uso Diseño para el mantenimiento y reparación Diseño para la durabilidad
Final de la vida útil	Diseño para la re-utilización Diseño para la re-fabricación Diseño para el desensamblaje Diseño para el reciclaje Diseño para la retirada segura

Dentro de cada una de estas estrategias propone una serie de medidas o actuaciones que favorecen su aplicación en un nuevo diseño o su comprobación en un diseño ya existente, equivalentes a las listas de comprobación citadas anteriormente.

2.3.5 Metodología de Análisis del Ciclo de Vida

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es una técnica que nos permite evaluar la carga medioambiental asociada a un producto, proceso o actividad, identificando y cuantificando el uso de materia y energía y los vertidos al entorno. El estudio incluye el ciclo completo del producto, proceso o actividad, teniendo en cuenta las siguientes etapas:

- Extracción y proceso de materia prima.
- Producción, transporte y distribución.
- Uso, reutilización y mantenimiento.
- Reciclado y eliminación del residuo.

La metodología ACV recomendada por la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) es la más extendida y comprende las siguientes etapas (Consoli *et al.*, 1993):

- Definición de objetivos y alcance.
- Análisis del inventario.
- Evaluación del impacto ambiental.
- Evaluación de las mejoras.

Como resultado de la aplicación de la metodología ACV se obtiene una valoración cuantitativa del impacto ambiental que provoca un producto en unidades de un indicador ambiental, y desde una perspectiva de ciclo de vida. De esta forma, es posible comparar el impacto ambiental de varias alternativas a una misma categoría de producto y cuantificar la mejora ambiental que supone la incorporación de ciertas ventajas ambientales, dos de los objetivos que se pretenden alcanzar con la realización de esta tesis.

La metodología ACV se estudia en profundidad en la sección 2.4, por ser núcleo de parte del desarrollo de la tesis.

2.4 ACV: ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA

2.4.1 Orígenes del ACV

Se considera que el ACV tiene sus orígenes entre finales de los años sesenta y principios de los setenta, cuando se llevaron a cabo diversos estudios energéticos en los que se valoraba la eficiencia de determinadas fuentes de energía, motivados fundamentalmente por la crisis del petróleo.

En 1969, la compañía Coca-Cola encargó un estudio (nunca publicado) al Midwest Research Institute (MRI), a menudo referenciado como el que marcó el comienzo de los ACVs, en el que debían compararse diferentes tipos de envases para determinar cuál de ellos suponía un menor consumo de recursos y una menor cantidad de emisiones. En aquel entonces se utilizó la expresión *Análisis de Recursos y Perfil Ambiental*.

Durante los años setenta, una vez empezada a perfilar la metodología, Franklin Associates Ltd. llevaron a cabo más de 60 análisis, sobre todo para empresas

privadas. En 1984, el Laboratorio Federal Suizo para el Ensayo y la Investigación de Materiales (EMPA) publicó un estudio de materiales de envase y embalaje. La exhaustiva base de datos usada en este estudio fue publicada y sirvió para facilitar la posterior realización de numerosos ACVs.

Sin embargo, el gran despliegue en el desarrollo metodológico y en la aplicación del ACV se ha dado en los años noventa. Esto ha sido posible gracias al impulso de algunas organizaciones de referencia, que han suministrado tanto guías metodológicas como bases de datos de inventarios del ciclo de vida para diferentes áreas geográficas: USEPA (*United State Environmental Protection Agency*), la Oficina Federal Suiza para el Medio Ambiente, Bosques y Paisajes (SAEFL), el centro de Ciencias Ambientales de Leiden (CML), o el Consejo Nórdico. El desarrollo de normas internacionales dentro de ISO a partir del año 1993 también ha contribuido notablemente a la difusión del ACV. Pero no hay duda de que el mayor desarrollo ha venido de la mano de los trabajos de la SETAC.

La necesidad de llegar a una metodología estándar se vio enseguida cuando estudios de ACV de productos similares conducían a resultados conflictivos. Para mejorar esta situación, la SETAC publicó en 1993 el primer código de buenas prácticas confeccionado por un grupo de expertos en ACV (Consoli *et al.*, 1993). En él se distinguieron los cuatro componentes principales de un ACV, se definieron una serie de términos y se recogieron una serie de metodologías para realizar las diferentes fases de un ACV.

Por último cabe destacar que en 1992 se creó la SPOLD (*Society for the Promotion of LCA Development*), asociación de veinte grandes compañías en Europa cuyo objetivo era promover el desarrollo y la aplicación del ACV. Esta organización ha apoyado multitud de reuniones de expertos, ha patrocinado algunas actividades de la SETAC en el campo del ACV y ha promocionado varios estudios y publicaciones donde encontrar multitud de aplicaciones y numerosos contactos interesantes entre las principales instituciones de prestigio internacional (Hemming, 1995). Del mismo modo, cabe destacar su intento por promover un formato común en la realización de inventarios del ciclo de vida que facilite y promueva el intercambio de datos e información de inventario asegurando un mismo nivel de calidad en todos ellos (Singhofen, 1996 y Weidema, 1999).

2.4.2 Definición de ACV

La primera definición consensuada del ACV y más utilizada internacionalmente es la propuesta por la SETAC (Consoli *et al.*, 1993): *ACV es un proceso objetivo para evaluar las cargas ambientales asociadas a un producto, proceso o actividad identificando y cuantificando el uso de materia y energía y los vertidos al entorno;*

para determinar que ese uso de recursos y esos vertidos producen en el medio ambiente, y para evaluar y llevar a la práctica estrategias de mejora ambiental.

El estudio incluye el ciclo completo del producto y se proponen las etapas de la Figura 2.5 para llevar a cabo un ACV según la metodología propuesta por la SETAC.

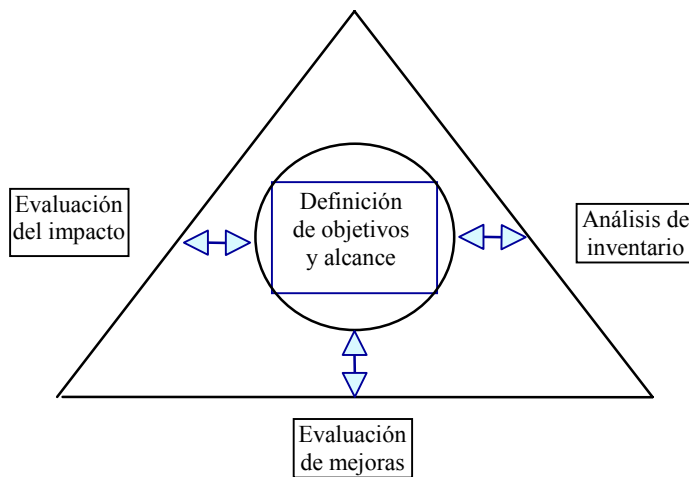


Figura 2.5 Etapas del ACV según la metodología propuesta por la SETAC (Consoli *et al.*, 1993).

Posteriormente, con la publicación de la serie de normas ISO 1404X, la norma UNE-EN-ISO 14040 (1998) definió el ACV como una técnica para evaluar los aspectos medioambientales y los potenciales impactos asociados con un producto, mediante:

- La recopilación de inventario de las entradas y salidas relevantes de un sistema.
- La evaluación de los potenciales impactos medioambientales asociados con esas entradas y salidas.
- La interpretación de los resultados de las fases de análisis de inventario y evaluación de impacto de acuerdo con los objetivos del estudio.

El ACV estudia los aspectos medioambientales y los impactos potenciales a lo largo de la vida del producto (de la cuna a la tumba) desde la adquisición de las materias

primas hasta la producción, uso y eliminación. Las categorías generales de impacto medioambientales que precisan consideración incluyen el uso de recursos, la salud humana y las consecuencias ecológicas. El esquema que propone la norma se refleja en la Figura 2.6.

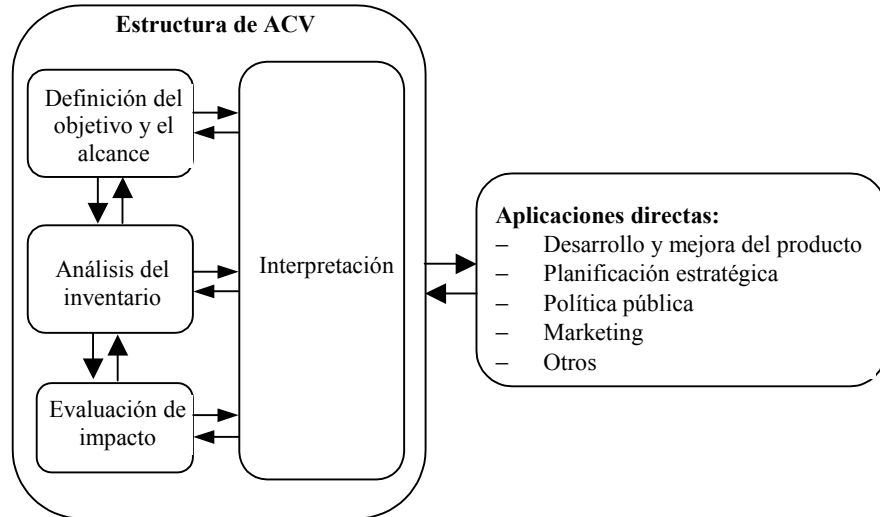


Figura 2.6 Esquema de un ACV según la norma UNE-EN-ISO 14040 (1998).

Previamente, la norma que anula la anterior, UNE 150040 (1996), había definido el ACV como recopilación y evaluación, conforme a un conjunto sistemático de procedimientos, de las entradas y salidas de materia y energía, y de los impactos ambientales potenciales directamente atribuibles al sistema del producto a lo largo de su ciclo de vida.

2.4.3 Etapas del ACV

2.4.3.1 Etapa 1: Definición de objetivos y alcance

La primera etapa en todo ACV es determinar los objetivos y el alcance del estudio. Esta etapa a su vez puede subdividirse en las siguientes fases:

- Definición de objetivos.

La definición de objetivos debe incluir de forma clara, cuál es la razón que nos lleva a realizar un estudio de este tipo y el uso que se pretende dar a los resultados. Del mismo modo, esta fase debe incluir el tipo de decisión que se pretende alcanzar, la información que se requiere, nivel de detalle y utilización del estudio.

- Definición del alcance.

El alcance define el ámbito de aplicación del estudio, límites, requerimientos de datos, hipótesis, etc. El alcance debe definirse de forma que se asegure que la profundidad del estudio es compatible con los objetivos definidos inicialmente.

- Definición de la unidad funcional.

La unidad funcional es aquella a la que irán referidas todas las entradas y salidas del sistema. Es necesaria su definición para poder realizar una comparación entre varios productos que realizan la misma función.

- Definición de un procedimiento que garantice la calidad de los datos.

La calidad de los datos de un ACV se define como el grado de fiabilidad de los datos de entrada y salida, tanto de forma individual como global, y por tanto, de las decisiones que se tomarán a partir de los resultados.

2.4.3.2 Etapa II: Inventario del ciclo de vida

La etapa de inventario, básicamente, consiste en contabilizar los distintos impactos medioambientales que el sistema en estudio ejerce sobre el medio. Por tanto, cada una de las etapas o procesos individuales se considera como un subsistema. Para cada uno de los subsistemas se especifica las materias primas, materias auxiliares, energía utilizada y emisiones medioambientales.

Un análisis de inventario completo (Figura 2.7) comienza con la adquisición de materia prima y finaliza con la retirada del producto una vez finalizada su vida útil, pasando por la producción, embalaje y distribución del producto acabado y por la etapa de uso, reutilización y mantenimiento.

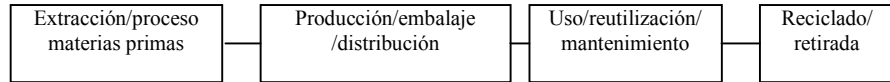


Figura 2.7 Etapas del ciclo de vida.

Para cada una de estas etapas intermedias se realiza una búsqueda de datos en forma de entradas (materia y energía) y en forma de salidas (productos, emisiones gaseosas, líquidas y sólidas) siguiendo el diagrama de flujo como el mostrado en la Figura 2.8.



Figura 2.8 Esquema de la etapa de inventario del ciclo de vida.

Los datos de entrada necesarios para realizar un inventario, en cada una de las etapas en que puede dividirse el ciclo de vida completo de un producto, son:

- Extracción y proceso de materia prima: actividades requeridas para la obtención de la materia prima y el consumo energético necesario para su obtención. Se incluye en esta etapa el transporte de la materia prima hasta el punto de fabricación del producto final.
- Producción, transporte y distribución: incluye las etapas de transformación de la materia prima en producto final, con el gasto energético que conlleva, su embalaje y el transporte hasta los puntos de destino del producto.
- Uso, reutilización y mantenimiento: esta etapa comienza después de la distribución del producto e incluye cualquier actividad en la vida útil del producto y su embalaje, así como su mantenimiento, posible extensión de la vida, etc.
- Reciclado y retirada del residuo: esta etapa comienza después de la vida útil del producto, para entrar en una nueva etapa de reciclaje o de gestión del residuo.

El resultado que se obtiene del inventario es la cuantificación de las emisiones al medio ambiente, diferenciando entre emisiones atmosféricas, vertidos líquidos y residuos sólidos.

Bases de datos de inventario del ciclo de vida comerciales

Existen diferentes bases de datos comerciales que incorporan los resultados de estudios de inventario del ciclo de vida aplicados a diferentes materiales y procesos. Estos estudios corresponden a la situación de países como Suecia, Holanda y Suiza.

- BUWAL250/SAEFL250.

Esta base de datos contiene el inventario para materiales de embalaje (aluminio, cristal, plástico, papel, cartón y acero), incluyendo además, los sistemas de energía y transporte utilizados. El inventario incluye el proceso desde la extracción de las materias primas hasta convertirse en material de embalaje. El tratamiento de los residuos se considera de forma separada (SAEFL, 1998).

- Idemat96.

Idemat (1995) es una base de datos desarrollada en la Universidad de Delft (Holanda) y contiene información sobre materiales, procesos y componentes utilizados en el desarrollo de productos. La información ambiental para cada uno de los materiales, procesos o componentes está disponible en tres formatos:

- . Listado de entradas y salidas.
- . Efectos sobre algunos problemas ambientales: ozono, acidificación, smog, etc.
- . Indicador utilizando dos métodos de valoración del impacto diferentes: Eco-Indicador'95 y EPS.

Además de contener información ambiental, dispone de información técnica, propiedades, etc. para cada uno de los materiales.

Por último, esta base de datos proporciona información sobre la calidad de los datos que contiene a través de dos indicadores: fiabilidad y representatividad, que los puntúa de forma cualitativa.

- IVAM 2.0.

La base de datos creada por IVAM *Research Institute* (Holanda) (Lindeijer & Ewinjk, 1998). Es una base de datos genérica que

incorpora información de diferentes fuentes, entre ellas destacan BUWAL250 y APME (*Association of Plastics Manufacturers in Europe*). Como principal diferencia incorpora, además de las categorías que incluyen el resto de bases de datos, un número muy amplio de materiales englobados en categorías como materiales de construcción y productos de agricultura.

- Pré Consultants.

Se trata de una base de datos bastante reducida, incluida en el software SimaPro (1997) y que completa la información de otras bases de datos incluidas en este software: Idemat, BUWAL250, IVAM, *ETH Energy*.

Calidad de los datos del inventario

Cualquier análisis del ciclo de vida que se realice requiere la utilización de un gran número de datos individuales procedentes de diferentes fuentes. Por tanto, la calidad y credibilidad de los resultados del estudio dependerán en gran medida de la calidad de los datos tomados como partida.

La calidad de los datos, en el contexto de análisis del ciclo de vida, se refiere al nivel de confianza que el analista tiene en cuanto a la información que dispone en el inventario (Vigon, 1997). Esta calidad puede verse influenciada por los siguientes aspectos (Lewis, 1996):

- Fuente de información.

Puede ser primaria (datos recogidos directamente de los procesos particulares que intervienen en cada estudio) o secundaria (información recogida de publicaciones, bases de datos públicas, etc.).

- Nivel de agregación.

Dependerá del número de observaciones disponibles para cada dato. Por tanto pueden ser procedentes de una observación individual, de un promedio de datos (anual, mensual, etc.) o un valor normalizado por unidad de valor.

- Método de recolección de los datos.

Puede ser medido directamente sobre el proceso en estudio, estimado por extrapolación de información de procesos similares, calculado

mediante un modelo matemático o simplemente se puede tomar el valor del límite legal.

- Edad de los datos.

Año en que se ha tomado la información, importante para analizar la validez (tecnología, cambio de procesos, etc.).

Debido a la gran cantidad de factores que pueden influir en el resultado final del análisis, es necesario analizar la calidad de los datos con los que vamos a trabajar o la influencia que puede tener la calidad de los mismos sobre el resultado final del estudio.

Otros autores como Chevalier & Le Téo (1996), Coulon *et al.* (1997) o Huijbregts (1998^{a,b}) han aplicado modelos estocásticos al análisis de la incertidumbre de los datos de inventario del ciclo de vida, aunque en este trabajo no va a estudiarse este aspecto.

2.4.3.3 Etapa III: Evaluación del impacto

La fase de evaluación del impacto tiene por objetivo evaluar la importancia de los impactos ambientales utilizando los resultados obtenidos en la etapa de inventario. El objetivo de esta etapa no es determinar el valor real de los impactos, sino más bien, relacionar los datos de las emisiones cuantificadas en la etapa de inventario con una serie de categorías de impacto definidas previamente, y cuantificar la magnitud relativa de la contribución de cada contaminante a la categoría de impacto correspondiente.

La evaluación del impacto es un proceso técnico, cuantitativo y/o cualitativo para caracterizar y evaluar los efectos de los contaminantes identificados en la etapa de inventario. La SETAC propone cuatro etapas en la evaluación del impacto:

- Clasificación.

Es la etapa en la que se analizan los datos obtenidos en el análisis del inventario. Los diferentes contaminantes se agrupan en categorías de impacto según el tipo de efecto esperado.

- Caracterización.

Es la etapa en la que se analizan los efectos de los agentes contaminantes, y si es posible, se cuantifican y agregan en categorías de impacto.

- Normalización.
El siguiente paso es normalizar los datos por categoría de impacto, para aumentar la posibilidad de comparar los datos de las distintas categorías y entrar estos datos como base para la siguiente etapa.
- Valoración.
Se evalúa de forma cualitativa o cuantitativa la importancia relativa de las distintas categorías de impacto, con el fin de obtener un único indicador del impacto ambiental del producto/sistema.

Es importante destacar que no existe una técnica generalmente aceptada para asociar datos de inventario con potenciales impactos ambientales de un modo consistente y preciso. Por tanto, no existe una única metodología que defina la etapa de evaluación, sino que se han desarrollado diferentes métodos, algunos de ellos basados en esta metodología propuesta por la SETAC. Esto es debido al alto grado de subjetividad necesario para realizar la selección y evaluación de los impactos, que a menudo se basan en datos cualitativos y no cuantitativos, de ahí la gran diversidad de métodos existentes. A continuación se presentan los principales métodos de evaluación del impacto recogidos por la bibliografía, clasificándolos en aquellos que dan el resultado como un parámetro indicador y aquellos que lo dan en unidades monetarias.

Descripción de los métodos de valoración del impacto

Métodos basados en un indicador ambiental

Los métodos cuyo resultado final de la evaluación del impacto ambiental viene dado por medio de un indicador ambiental final se basan, principalmente, en las técnicas de *distancia al nivel objetivo*, aunque últimamente se han venido desarrollando métodos enfocados hacia modelos de daño con el fin de eliminar la dependencia geográfica de la aproximación al nivel objetivo.

Las técnicas basadas en la aproximación del nivel objetivo obtienen el valor del indicador ambiental estudiando la desviación respecto a los actuales niveles de emisiones ambientales, de unos niveles considerados como valores estándares de calidad ambiental. Es decir, calculan la distancia del nivel actual de contaminación para cada uno de los contaminantes, al nivel objetivo. La determinación del nivel objetivo es la característica que diferencia los distintos métodos basados en la distancia al nivel objetivo. Principalmente se basan en dos aspectos:

- en decisiones políticas: valores de emisiones máximas legislados por cada país.

- en decisiones *científicas*: valores máximos recomendables para alcanzar una correcta calidad ambiental.

Los principales métodos basados en la distancia al nivel objetivo son: la aproximación de los Volúmenes Críticos y el método de los EcoPuntos (ambos basados en la legislación suiza para la determinación de los niveles estándares de calidad ambiental) y el método del EcoIndicador'95 (que utiliza una mezcla de la aproximación al nivel objetivo basado en decisiones 'científicas' y una primera aproximación al modelo de daño).

En cuanto a los métodos que utilizan únicamente la aproximación del modelo de daño, destaca el método del Eco-Indicador'99. Es uno de los últimos métodos desarrollados y abandona la técnica de distancia al nivel objetivo para centrarse, únicamente, en un modelo de daño.

A continuación se presenta una breve introducción a cada uno de los métodos comentados.

Aproximación de los Volúmenes Críticos

El método de los Volúmenes Críticos fue desarrollado por el Ministerio Federal Suizo para el Medio Ambiente (BUWAL). Es el primer método utilizado para agregar los resultados de las emisiones de contaminantes obtenidos de la etapa de análisis de inventario del ciclo de vida.

Se define el volumen crítico en aire o agua para una sustancia determinada, como el cociente entre la masa de emisión (la masa total de la sustancia emitida al medio ambiente durante su ciclo completo de vida) y el límite legal.

Para calcular los volúmenes críticos en aire se utilizan como límites los valores de MIC (Concentración de Inmisión Máxima) que establece el Reglamento de Calidad del Aire y las normas VDI de la Asociación de Ingenieros Alemanes. En caso de falta de información de valores MIC, se utilizan los valores MAC (Concentraciones máximas de sustancias insalubres en lugares de trabajo, para una exposición diaria de 8-9 horas). Para calcular los volúmenes críticos en agua, se utiliza el Reglamento Suizo de aguas residuales.

La definición de estos límites da idea de la gran dependencia geográfica que tiene el método.

Método Eco-Puntos

El método de los Volúmenes Críticos ha servido de base para el desarrollo de otros métodos de evaluación del impacto. El método de los Eco-Puntos o de la escasez ecológica (*Ecological Scarcity Method -ECO*) fue desarrollado inicialmente en Suiza y está basado en la idea de la escasez ecológica, entendida como la elasticidad del medio ambiente frente a los niveles actuales de contaminación. Es decir,

establece las emisiones de cada contaminante en relación con el máximo que podría ser disuelto dentro de unos niveles aceptables de contaminación y con el nivel actual de contaminación. Este indicador determina el área requerida para que se disuelvan o degraden las emisiones provocadas como consecuencia de un proceso o producto, y para que no se excedan los estándares de calidad ambiental.

Eco-Indicador'95

El principal punto de partida del método es la existencia de una correlación entre la gravedad del efecto producido por las emisiones y su distancia al nivel actual o nivel objetivo marcado como estándar de calidad ambiental (Goedkoop, 1995 y 1996). Por tanto, el método del Eco-Indicador'95 utiliza una mezcla entre el modelo de daño y la aproximación de la distancia al nivel objetivo.

El método del Eco-Indicador'95 es el método que reproduce de forma más fiel la metodología recomendada por la SETAC para realizar un análisis del Ciclo de Vida. Considera todas las etapas incluidas en la fase de análisis del impacto: clasificación, caracterización, normalización y valoración final.

La mejora que presenta el método del Eco-Indicador con respecto a los anteriores es la definición del límite objetivo para las categorías de daño y no para los impactos. Además, esta definición se realiza de forma independiente a las decisiones políticas y se basa en decisiones *científicas*. Sin embargo, surge la dificultad de unir los distintos puntos de vista de los distintos especialistas en temas medioambientales. Una de las principales razones de la dificultad de obtener consenso en este aspecto, es que los diferentes problemas ambientales (efectos) causan diferentes tipos de daños. Es en este aspecto donde existe mayor discrepancia de opinión.

Una vez determinados los daños, se establecen los factores de equivalencia para los mismos. Aunque es un paso altamente subjetivo, es necesario para obtener un único indicador que nos indique el impacto producido por un producto a lo largo de su ciclo de vida. La Figura 2.9 muestra la base del método.

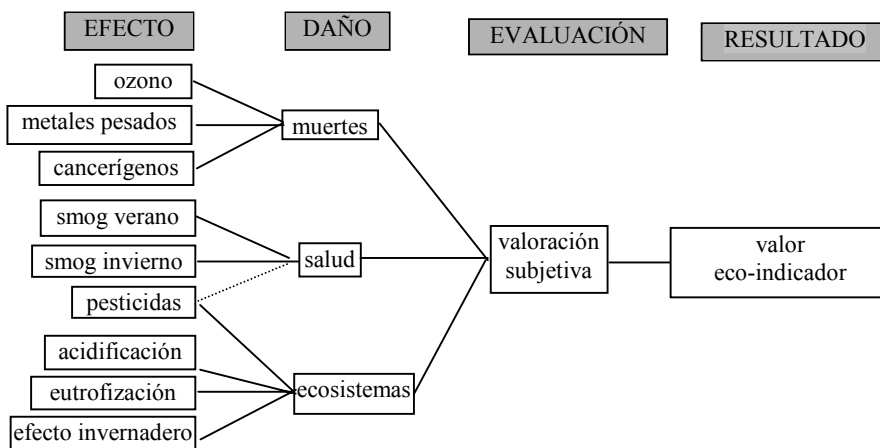


Figura 2.9 Base del método Eco-Indicador'95 (Goedkoop, 1995).

Eco-Indicador '99

El Eco-Indicador '99 es una actualización del Eco-Indicador'95, que ha sido promovida por el VROM (*Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment*) y presentada por Goedkoop & Spriensma (1999) y Goedkoop *et al.* (2000).

Este método se centra únicamente en el modelo del daño, siendo una evolución considerable con respecto al modelo de daño utilizado en la versión 95. Esta nueva versión deja atrás la aproximación de distancia al nivel objetivo, por lo que la dependencia geográfica deja de ser un problema. Considera tres categorías de daño relacionadas directamente con el resultado del inventario: salud humana, calidad del eco-sistema y agotamiento de recursos. La Figura 2.10 muestra la relación entre las categorías de daño y los efectos considerados:

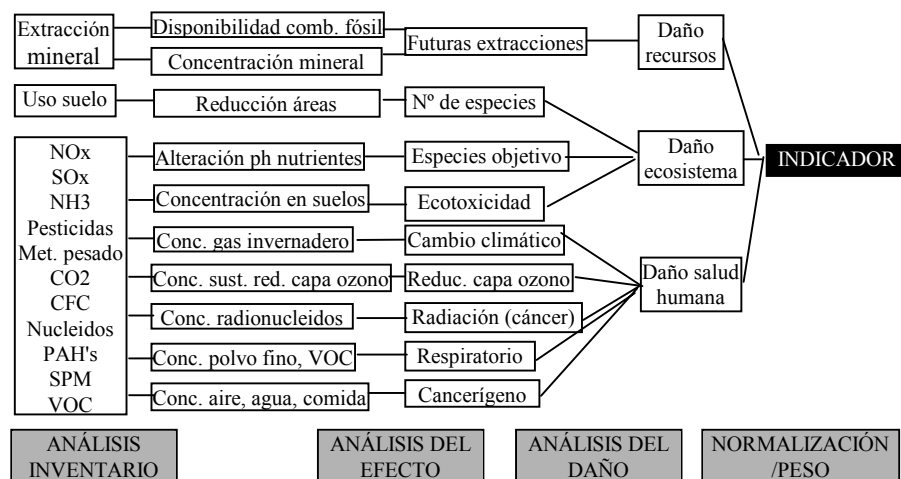


Figura 2.10 Metodología del método Eco-Indicador'99 (Goedkoop & Spriensma, 1999).

A la hora de agrupar los resultados de cada una de las categorías de daño consideradas en un único indicador, utiliza un panel de expertos para obtener los factores de peso de la etapa de valoración. Este panel de expertos, en lugar de valorar todos y cada uno de los efectos ambientales, únicamente valora las tres categorías de daño citadas previamente.

En función de estas valoraciones se definen tres versiones diferentes, dependiendo del modelo de daño utilizado:

- E (Egalitarian): perspectiva a largo plazo (justifica la inclusión de efectos, aunque estén poco probados).
- I (Individualist): perspectiva a corto plazo (sólo incluye efectos probados).
- H (Hierarchist): perspectiva a medio plazo (un consenso científico determina la inclusión o no de los efectos).

Métodos basados en una valoración económica

Los métodos cuyo resultado viene dado por una valoración económica se basan en el cálculo de los costes externos provocados por la contaminación. La consideración de la metodología de análisis del Ciclo de Vida combinada con métodos de valoración

económica es una técnica relativamente nueva. A continuación se describen los métodos más importantes de valoración económica del impacto ambiental, basados, principalmente, en la valoración contingente.

Tellus Institute

La metodología fue desarrollada por el Tellus Institute en 1992 para evaluar el coste ambiental asociado a la fabricación de diferentes materiales de embalaje. Utiliza el coste marginal del control de la contaminación para contaminantes regulados y no regulados, a la hora de realizar una valoración económica ambiental (Tellus, 1992).

Esta metodología parte de la base de la metodología de la SETAC, en concreto, de la etapa de inventario del ciclo de vida, pero difiere en la etapa de evaluación del impacto. Para realizar la evaluación del impacto de los distintos contaminantes emitidos al ambiente utiliza, por un lado, los efectos que producen sobre la salud y por otro, el precio de los mismos. Para determinar los costes ambientales utiliza la valoración económica de los distintos contaminantes aplicando el método de la valoración contingente. Es decir, determina la disposición de la sociedad a pagar por controlar los niveles de contaminación, para que no superen unos ciertos valores considerados como estándares de calidad ambiental (niveles objetivos), de ahí la relación que existe entre este método y los métodos basados en la distancia al nivel objetivo. La obtención de los precios de cada uno de los contaminantes se obtiene a partir de la valoración establecida para seis sustancias: CO, NO_x, partículas, SO_x, VOC y Pb.

Environmental Priority System (EPS)

El método EPS fue desarrollado inicialmente como una herramienta conceptual para realizar ACVs en 1991 para Volvo Car Corporation en Suecia por el IVL (Swedish Environmental Research Institute), y posteriormente fue revisado por Steen (1995). Últimamente se ha desarrollado una nueva versión del método: EPS 2000 (Steen, 1999^{a, b}) basado en el mismo esquema que las versiones anteriores, pero ampliando el conjunto de factores de peso calculados para diversos contaminantes.

Inicialmente fue desarrollado para dotar a la industria de una herramienta de diseño de productos de forma sostenible, permitiendo el cálculo económico de las consecuencias ecológicas del producto o proceso a analizar. Se construye sobre la base de la metodología propuesta por la SETAC. En la etapa de caracterización, el método EPS requiere la determinación del daño y la asignación monetaria de dicho daño basada en métodos de valoración de economía ambiental, por lo que no se aplican las últimas etapas de normalización y valoración.

EPS define cinco áreas de protección: salud humana, capacidad de producción de los ecosistemas, recursos, bio-diversidad y valores culturales y recreativos (estas áreas han sufrido pequeñas variaciones con las sucesivas versiones). El método de valoración económica utilizado es el de disposición a pagar para evitar un

determinado cambio en el ambiente en cada una de las cinco áreas de protección que definen. Como unidad monetaria se utiliza el ELU (*Environmental Load Unit*).

CSERGE

El objetivo de la metodología utilizada por el CSERGE (*Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, U.K.*), es incorporar la evaluación de costes, tanto económicos como sociales, en la etapa de análisis del impacto dentro de la metodología de ACV.

Resuelve el problema de agregación de información en la etapa de evaluación del impacto, utilizando la valoración económica de costes externos (coste de las emisiones al ambiente, costes sociales, etc.). Por tanto, este método presenta la ventaja frente al resto de métodos presentados, de poder valorar los impactos ambientales junto a otros impactos externos o sociales.

La valoración económica tiene que ver con la estimación del daño ambiental. Para ello utiliza el método de la valoración contingente para determinar la disposición de la sociedad a pagar para evitar los impactos identificados en la etapa de inventario del ciclo de vida de un producto (Powell., 1996).

El daño ambiental se define en función de las emisiones gaseosas, y el daño social en función del transporte, en concreto, por los accidentes de tráfico y la congestión del tráfico provocado como consecuencia del transporte. A esta nueva metodología la denomina *Life Cycle Evaluación (LCE)* (Craighill & Powell, 1996).

Selección del método de evaluación del impacto

Se ha visto en la descripción de los métodos anteriores que no existe consenso en la utilización de un único método de evaluación de impacto, sino que se ha desarrollado un amplio abanico de métodos con distintos fundamentos cada uno de ellos.

Los métodos basados en la aproximación al nivel objetivo y centrados al caso concreto de un país, como ocurre en el método de los Volúmenes Críticos y el Método de Eco-Puntos presentan el principal inconveniente de que a la hora de obtener el valor de los límites permitidos, puede que no estén legislados todos los posibles contaminantes y además, en caso de estarlos, estos valores pueden estar obsoletos y la variación geográfica de estos límites imposibilita utilizarlos en distintos países.

Además, el método de los Eco-Puntos, aparte de la gran dependencia con la región geográfica (actualmente se han calculado los eco-factores para cuatro países diferentes: Suecia, Noruega, Holanda y Suiza, por lo que su aplicación para el caso concreto de España podría modificar los resultados de su aplicación), presenta la dificultad de determinar el valor de la carga aceptable y la consideración de todos

los contaminantes del mismo modo, sin diferenciar el efecto que causan, lo que implica una simplificación excesiva.

El método Eco-Indicador'95 incorpora la mejora, con respecto a los métodos anteriores, de que el límite objetivo no se obtiene de decisiones políticas, es decir, de los límites propios de cada país, sino que se han calculado tras obtener un consenso entre opiniones *científicas*. Además, basándose en las experiencias de los métodos EPS y EcoPuntos, el método Eco-Indicador'95 valora efectos en lugar de valorar impactos. Esto implica que los impactos han de ser clasificados y caracterizados previamente, según marca la metodología propuesta por la SETAC, y posteriormente valorados para obtener un único indicador. La principal ventaja que supone este hecho, es que la incorporación del modelo de daño permite diferenciar el efecto de cada uno de los contaminantes sobre las diferentes categorías de impacto. Además, pueden incluirse un mayor número de impactos, ya que lo que se valora son los efectos que producen dichos impactos.

El método Eco-Indicador'99 es una evolución del método Eco-Indicador'95, que elimina la aproximación al nivel objetivo y se basa totalmente en un modelo de daño. El modelo de daño utilizado en la versión 95 ha sido revisado y ampliado para un mayor rango de contaminantes. Teniendo en cuenta estos cambios, los resultados obtenidos con uno y otro método pueden variar debido a las siguientes mejoras incluidas en la versión del 99:

- Incorporación de una categoría de daño relacionada con el agotamiento de los recursos fósiles y minerales. (Únicamente el método Eco-Indicador '99 y el método EPS incluyen esta categoría de daño).
- Consideración del uso del suelo como efecto incluido en la categoría de daño al ecosistema.
- Aplicación de modelos de dispersión y degradación para las distintas sustancias.

Por tanto, el método Eco-Indicador'99 supone una importante evolución hacia la no dependencia geográfica de los métodos de evaluación del impacto. Sin embargo, la obtención de los pesos correspondientes a estas tres categorías de daño (salud humana, ecosistemas y agotamiento de recursos), se realizó según un procedimiento basado en la técnica del panel de expertos. Los miembros del panel fueron seleccionados de los componentes de una plataforma suiza de discusión sobre el método ACV, por lo que de forma indirecta e innecesaria se ha incorporado una dependencia geográfica que podría resolverse con ampliar el grupo de expertos y abarcar todas las diferencias geográficas. Aún así, podría cuestionarse la validez de los coeficientes obtenidos siguiendo esta técnica, puesto que únicamente el 22% de los cuestionarios enviados obtuvieron respuesta, por lo que los coeficientes de

valoración de las categorías de daño incluidos en el método Eco-Indicador'99 proceden de la opinión de 82 personas y además, todas ellas miembros de una asociación relacionada con el ACV, por lo que podría no considerarse una muestra representativa de la sociedad. Sin embargo, los mismos creadores del método Eco-Indicador'99 señalan en Goedkoop & Spriensma (1999) que los pesos obtenidos del panel de expertos no son representativos de la población europea, aunque sirven de referencia como una primera aproximación a la etapa de valoración. Como alternativa a la utilización del paso de valoración, se propone la utilización de la herramienta gráfica *Triangle Tool* (Goedkoop & Spriensma, 1999). Sin embargo, esta herramienta no resuelve el problema de la etapa de valoración. Permite realizar una comparación de pares de productos y como resultado permite tomar decisiones del tipo Producto_1 es mejor que Producto_2 o viceversa, pero no cuantifica cuánto, y por tanto, no nos permite obtener un indicador global para cada uno de los productos. Desde el punto de vista del diseñador y siguiendo la metodología propuesta por la SETAC, llegar a la etapa de valoración es de vital importancia para poder comparar varias alternativas o soluciones a un mismo problema y de esta forma, poder integrar los resultados obtenidos de la aplicación de la metodología ACV con los resultados de evaluación de otros requerimientos diferentes del ambiental.

Hasta el momento la discusión se ha centrado en los métodos basados en un indicador ambiental, ya que el uso de los métodos de valoración económica está mucho más limitado. Es cierto que la posibilidad de obtener un resultado en una unidad monetaria puede parecer, en un principio, la solución al problema de toma de decisión a la hora de unificar las valoraciones de un producto bajo diversos puntos de vista. Sin embargo, la falta de claridad y transparencia en la obtención de los coeficientes basados en métodos de valoración contingente es un hecho común a los métodos EPS y Tellus (Eriksson *et al.*, 1996, Hertwich *et al.*, 1997 y Goedkoop, 1995). Este hecho implica una gran ambigüedad a la hora de interpretar los resultados y sobre todo, a la hora de unificarlos con otras valoraciones económicas.

Los coeficientes del método Tellus se obtuvieron en el año 1992 y hasta la fecha no se ha publicado ninguna actualización. Presentan el inconveniente, además de la falta de transparencia en la extrapolación de la valoración de los seis contaminantes establecidos al resto de contaminantes, que los coeficientes para cada una de los contaminantes son comunes tanto si la emisión se produce al aire, agua o suelo. Este método es, además, el método que presenta el menor número de factores para diferentes contaminantes. Este hecho es importante, ya que cuanto menor sea el número de factores para los contaminantes, menor es la sensibilidad del método y sus resultados pueden ser engañosos.

La nueva versión del método EPS, versión 2000 (Steen, 1999^a, ^b), actualiza los indicadores para los contaminantes en función de los valores de la disposición a

pagar de los habitantes de la zona de la OECD, ya que son los principales afectados por los cambios en las salvaguardas que define. Pero no define el modo de actualizarlos temporalmente, ni su validez para utilizar los resultados de valoraciones económicas con las valoraciones de otros requerimientos del producto.

Por ahora no se ha alcanzado ningún acuerdo sobre qué método utilizar como método estándar en la aplicación de la etapa de evaluación del impacto. Las ventajas e inconvenientes de cada uno de los métodos se han discutido previamente, pero sin alcanzar una conclusión concreta a la selección de uno de ellos. Simplemente a modo ilustrativo, la Tabla 2.4 presenta una comparativa de los cuatro métodos que se han presentado previamente. Los valores en esta tabla representan los valores de los indicadores para distintas sustancias normalizado al valor del indicador del CO₂, para cada uno de los métodos de valoración del impacto.

Tabla 2.4 Factores de impacto normalizados al factor del CO₂.

	CO ₂	NO _x	SO ₂	CO	VOC	PAH	Pb	Zn
EI95	1	4.15e+2	7.43e+2	-	2.91e+2	4.82e+6	4.82e+5	-
EI99	1	5.05e+2	2.74e+2	-	3.07	8,10e+2	3.62e+4	4.11e+4
EPS00	1	1.95e+1	3.00e+1	3.04	-	5,90e+5	2.67e+4	-
Tellus	1	6.35e+2	1.02e+3	7.34e+1	-	1,73e+6	2.54e+5	1.92e+3

En esta tabla puede observarse claramente las grandes diferencias (en algunos casos aparecen diferencias de un orden de magnitud) que existen en los métodos, por lo que la utilización de uno de ellos podría llevarnos a obtener conclusiones contradictorias. Los resultados obtenidos en esta tabla nos dan una idea del cuidado que hay que tener a la hora de aplicar un método de evaluación del impacto, ya que la reducción del inventario del ciclo de vida a un único valor puede ocultar mucha información. Como conclusión de esta discusión, se obtiene que es necesario contrastar los resultados obtenidos con diferentes métodos de evaluación del impacto antes de tomar ninguna decisión.

A este respecto, la norma ISO 14042 (2000) remarca que en un estudio de ACV es deseable que se utilicen simultáneamente diferentes métodos de evaluación y se realice un análisis de sensibilidad que permita obtener una correcta interpretación de los resultados obtenidos. Así mismo, Hanssen *et al.* (1996) destaca que es importante probar en paralelo diferentes métodos de evaluación del impacto puesto que la etapa de evaluación del impacto es la menos desarrollada de la metodología ACV.

Aunque puede establecerse una preferencia aproximada en la validez y fiabilidad de los métodos de evaluación presentados bajo distintos criterios, es complicado elegir

de forma justificada uno de ellos para su aplicación en el resto del trabajo que se presenta. Por tanto, y como consecuencia de la discusión realizada en este apartado, en los capítulos posteriores van a aplicarse diferentes métodos de evaluación del impacto en paralelo: métodos basados tanto en un indicador adimensional (Eco-Indicador'95 y Eco-Indicador'99) como en una valoración económica (EPS 2000 y Tellus). El objetivo es obtener conclusiones basadas en todos ellos y no únicamente en un método, con lo que se intenta que los resultados obtenidos sean lo más fiable y contrastados posible. De esta forma se resuelve el problema a la crítica que presenta la metodología ACV en cuanto a la dependencia de los resultados con respecto al método de evaluación utilizado.

2.4.3.4 Etapa IV: Interpretación de resultados

En esta última etapa de un ACV se combina la información obtenida en la fase de inventario y evaluación del impacto para llegar a conclusiones y/o recomendaciones de acuerdo con los objetivos y el alcance del estudio. Los resultados de esta interpretación pueden adquirir la forma de conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones.

2.4.4 Normas Internacionales relativas al ACV

Las primeras normas, tanto a nivel nacional como internacional, empezaron a publicarse a finales de los años noventa. Las más importantes y directamente relacionadas con el ACV forman parte de la serie de normas ISO 14000, donde una de sus partes (ISO 1404X) se dedica en exclusiva a esta metodología. Existe otra serie, quizás menos conocida, que trata el enfoque de aplicación del eco-diseño al ecoetiquetaje y declaraciones ambientales de productos (ISO 1402X).

Pero como guía introductoria a la aplicación del eco-diseño al diseño de productos, puede destacarse la guía ISO GUIDE 64:1997, que está destinada a todas aquellas personas que participan en la elaboración de normas que incorporan aspectos ambientales de productos. Propone como técnicas para identificar y analizar los impactos ambientales, la técnica ACV y los estudios de Análisis del Impacto Ambiental (AIA) (*Environmental Impact Assessment -EIA*), aunque no entra en detalle de ninguna de ellas. Propone el esquema de la Figura 2.11 como modelo conceptual de relación entre las normas de producto y los impactos ambientales asociados a lo largo de su ciclo de vida.

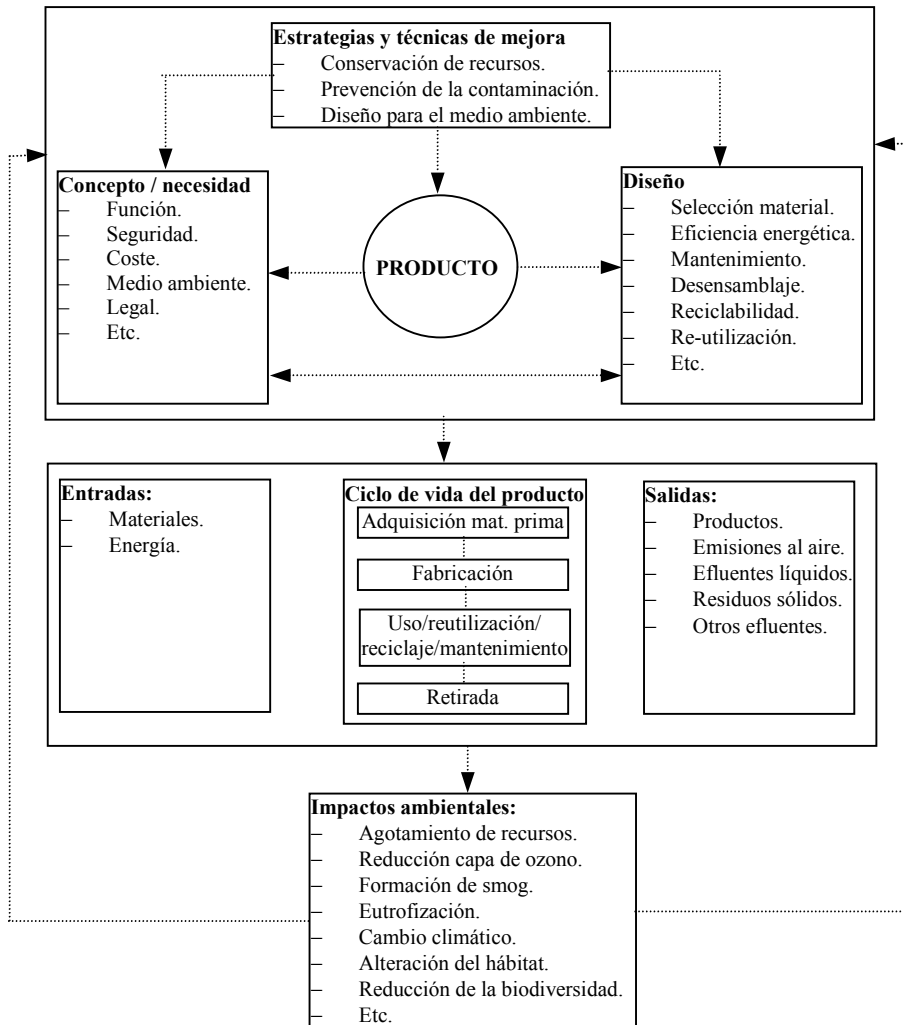


Figura 2.11 Relación conceptual entre un producto y los impactos asociados a su ciclo de vida, adaptado de ISO GUIDE 64 (1997).

Y por último, propone la consideración de estrategias o técnicas como la conservación de los recursos, la prevención de la contaminación o el diseño considerando el medio ambiente, para fomentar la mejora ambiental.

Se trata de una guía muy genérica que marca pautas demasiado ambiguas como para que sea de utilidad directa en el diseño de productos. Además, dada la gran variedad

de productos y de impactos que producen, esta guía debe ser apoyada por guías sectoriales que aporten ideas o soluciones más concretas a productos determinados.

En lo que respecta a la normas directamente relacionadas con la metodología ACV, se han publicado normas específicas para cada una de las etapas de la misma. La norma EN ISO14040:1997 especifica la estructura general, principios y requisitos metodológicos para la realización y presentación de los estudios de análisis del ciclo de vida, aunque no describe con detalle la técnica ACV. Una información más detallada de cada una de las etapas aparece en las normas internacionales complementarias ISO 14041 (1998), ISO 14042 (E) (2000) e ISO 14043 (E) (2000) referidas a las distintas fases del ACV. La norma ISO 14041: 1998 trata en profundidad las dos primeras etapas de la metodología, definición de alcance y objetivos y análisis de inventario. Esta norma se completa con un trabajo técnico de ejemplos de aplicación que se presenta en ISO/TR 14049 (2000). La norma ISO 14042 (E) (2000) describe y ofrece un marco general para el análisis del impacto del ciclo de vida dentro de un estudio de ACV. Marca los requisitos para realizar un Análisis del Impacto del Ciclo de Vida (AICV) y su relación con el resto de etapas de un ACV. Siguiendo la metodología propuesta por la SETAC da pautas a seguir en cada una de las subetapas en que se divide la etapa de análisis del impacto: clasificación, caracterización, normalización y evaluación. Destaca además, la necesidad de aplicar diferentes métodos de evaluación y realizar análisis de sensibilidad antes de tomar decisiones. Y por último, la norma ISO 14043 (E) (2000) representa una guía para la interpretación de los resultados de un estudio ACV.

Con respecto a la parte de la serie ISO 14000 dedicada al uso de eco-etiquetas y declaraciones ambientales de productos, se han publicado hasta el momento algunas normas aunque algunas de ellas estén aún en fase de desarrollo. ISO 14020 (2000) ofrece un marco genérico y principios generales que sirven de base para el desarrollo del resto de normas relativas al eco-etiquetaje y declaraciones ambientales de productos. El resto de normas inciden en el estudio de cada una de los tres tipos de etiquetas y declaraciones: ISO 14021 (1999) presenta una guía de términos, simbología y metodologías de comprobación y verificación, que cualquier organización debe utilizar para las auto-declaraciones de los aspectos ambientales de un producto o servicio (Eco-etiquetas Tipo II); ISO 14024 (1999) ofrece una guía y procedimientos para los programas de certificación de eco-etiquetas (Eco-etiquetas Tipo I); y por último, la norma ISO/TR 14025 (2000) es una guía para la obtención de Declaraciones ambientales Tipo III.

2.5 ESTADO ACTUAL DEL ECO-DISEÑO

A nivel europeo, países como Holanda, Dinamarca, Suecia o Alemania ocupan los primeros lugares en el desarrollo, expansión y educación en el campo del eco-diseño y de la técnicas ACV. Holanda es el país que se encuentra al frente del desarrollo del eco-diseño. CML (*Centre for Environmental Sciences of Leiden University*), IVAM (*Environmental Research*), TNO (*Institute of Industrial Technology*), *Delf University of Technology* o *Pré Consultants*, son ejemplos de algunas de las organizaciones que actualmente tienen influencia a nivel internacional en el fomento del eco-diseño. Estos centros son pioneros en el desarrollo de metodologías de eco-diseño, centrándose prioritariamente en la técnica de Análisis del Ciclo de Vida (ACV), desarrollando diversas bases de datos de inventario del ciclo de vida y diversos métodos de evaluación del impacto aplicables a esta técnica. Dinamarca, a partir de 1991, con el inicio del proyecto EDIP (*Environmental Design of Industrial Products*) lanzó una serie de iniciativas con el fin de desarrollar métodos para incorporar aspectos medioambientales en la fase de desarrollo de productos. La Agencia de Protección del Medio Ambiente Danesa (*Danish Environmental Protection Agency, Danish EPA*) y la *Technical University of Denmark* han sido durante este tiempo las organizaciones que han liderado este proyecto. Sin embargo, Suecia tiene un esquema diferente del eco-diseño mucho más aplicado a la empresa que el resto de países. Volvo, Electrolux, TetraPack o Ericsson, son algunos ejemplos de compañías suecas con tradición en el eco-diseño. Sin embargo, a parte de la industria, también existe una tradición en el eco-diseño en universidades y centros de investigación entre los que puede destacarse: *Chalmers University of Technology* en Goteborg o el centro IIIIE (*International Institute for Industrial Environmental Economics*) de la Universidad de Lund. Y por último, Alemania tiene más de 20 años de experiencia en el campo del eco-diseño, siendo su etiqueta ecológica la más reconocida a nivel europeo, aunque como remarcan Fishbein (1994) y Serrano (1995) no destaca ninguna organización de referencia, como ocurre en el resto de países.

VITO en Bélgica, el *Centre for Sustainable Design* en la *Surrey University* de Reino Unido, EMPA (Laboratorio Federal Suizo para el Ensayo y la Investigación de Materiales) y SAEFL (Oficina Federal Suiza para el Medio Ambiente, Bosques y Paisajes) en Suiza o *Ecobilan Group* en Francia, son otros ejemplos de organizaciones a nivel europeo con tradición y experiencia en la promoción del eco-diseño. El resto de países europeos se encuentran actualmente en un estado menos desarrollado que el de los países citados previamente, aunque en todos ellos ha surgido interés por el eco-diseño en mayor o menor grado.

Con respecto a la evolución del eco-diseño en Norte América, existen diversos centros dedicados a su fomento. En Estados Unidos destaca sobre todo, la labor de la USEPA (Agencia Americana de Protección del Medio Ambiente) con innumerables

publicaciones relativas a diversos aspectos del eco-diseño y el trabajo de innumerables universidades en este campo. En Canadá destacan los trabajos de diferentes grupos de investigación relacionados directamente con el eco-diseño en la Universidad de Toronto y la Universidad de Windsor. Con respecto a Australia, el centro más importante en el fomento del eco-diseño es el CfD (*Centre for Design*) del RMIT (*Royal Melbourne Institute of Technology*), destacando el proyecto *Eco-Re-Design*, con aplicaciones a diversos productos de distintos sectores industriales.

2.5.1 El eco-diseño en España

El eco-diseño y la aplicación de la metodología ACV en España están todavía en un incipiente estado de aplicación. Junto con la publicación de las primeras normas nacionales e internacionales, la publicación del libro Fullana & Samitier (1996) fue el punto inicial de la expansión de la metodología ACV. Con respecto a la aplicación y difusión de la metodología ACV, la situación española lleva ya unos cuantos años realizando pequeñas aplicaciones a productos concretos. Actualmente se han realizado diversos estudios, con mayor o menor profundidad, relacionados directamente con la aplicación de la metodología ACV a diversos tipos de productos: bolsas de basura (Fullana, 1996), envases (Fullana & Puig, 1997 y Rieradevall & Navas, 1998), calzado (Milà *et al.*, 1996), automóvil (Castells *et al.*, 2000), gestión de residuos (Barruetabeña *et al.*, 1999, Ferrer *et al.*, 2000 y Vidal *et al.*, 2001).

En relación a software para la elaboración de ACV, González *et al.* (2000) presentan una herramienta informática denominada CÍCLOPE, con una aplicación al modelo energético español (Mendoza *et al.*, 2000).

Se han publicado también algunas aplicaciones del eco-diseño a diferentes sectores industriales. (IHOBE, 2000 y Kortabarría, 2001) presentan una guía de implantación del eco-diseño en las PYMES, con una aplicación a cuatro productos industriales: luminaria de emergencia, mesa, lavadora y olla a presión. Más recientemente, (Rodrigo *et al.*, 2002) presenta una guía para el eco-diseño aplicada a sistemas eléctricos y electrónicos.

En 1995 se formó APRODACV (Asociación Española para la Promoción del Desarrollo del Análisis del Ciclo de Vida), con el objetivo de disponer en nuestro país de una asociación independiente dedicada a fomentar el avance del ACV.

En cuanto a la legislación española, la primera norma relativa al ACV que se publicó fue la UNE150040 EX (1996), que posteriormente fue anulada por la norma UNE-EN-ISO 14040 (1998).

2.6 CONCLUSIONES

En este capítulo se ha proporcionado una introducción al eco-diseño, evaluando su evolución a lo largo del tiempo y las técnicas disponibles que existen para su aplicación al diseño de productos.

- Conclusiones relativas a las técnicas de eco-diseño:
 - . Los indicadores ambientales permiten estudiar aspectos ambientales concretos del producto, pero no pueden utilizarse con el objetivo de cuantificar de forma global el comportamiento ambiental de un producto, puesto que se pierde la perspectiva de ciclo de vida.
 - . Las matrices cualitativas son adecuadas cuando no se dispone de información detallada del producto para realizar su estudio ambiental, y pueden combinarse con listas de comprobación o *check-lists*. Sin embargo, presentan varios inconvenientes. El primero de ellos, es la gran dependencia de resultado de la persona o grupo evaluador, puesto que al ser una evaluación cualitativa presenta un alto grado de subjetividad. El segundo inconveniente es que consideran el mismo nivel de importancia para todas las categorías de impacto.
 - . La metodología de Análisis del Ciclo de Vida es la más adecuada para valorar objetivamente el requerimiento ambiental de un producto, puesto que se salvan los inconvenientes detectados en las otras técnicas. Permite obtener una evaluación ambiental cuantitativa global del producto, ponderando los diferentes tipos de impactos ambientales que produce a lo largo de su ciclo de vida completo. Además, permite obtener un indicador cuantitativo que puede ser útil para comparar varias alternativas e integrar los resultados de esta evaluación con otros requerimientos del producto.
- Conclusiones relativas a la metodología ACV:
 - . La calidad del resultado final del ACV depende en gran medida de la calidad de los datos del inventario del ciclo de vida.
 - . La etapa de análisis del inventario es la más costosa de la metodología y requiere un estudio de campo de todos

aqueellos materiales y procesos que intervienen a lo largo de ciclo de vida de un producto. Existen bases de datos comerciales de inventario del ciclo de vida especializadas en sectores industriales concretos y su utilización debe hacerse con cuidado, adaptando la información que contienen a los productos objeto a analizar.

- . No existe un único método de evaluación del impacto aceptado internacionalmente para la etapa de análisis del impacto. Antes de obtener conclusiones sobre el comportamiento ambiental de un producto, es necesario contrastar los resultados obtenidos con todos ellos para evitar resultados contradictorios.
- Conclusiones relativas al estado actual del eco-diseño y ACV en España:
 - . Comparando la evolución del eco-diseño a nivel internacional con la situación española, se observa que nos encontramos en una situación desfavorable. A pesar de que en los últimos años ha iniciado su fomento y desarrollo por diferentes grupos de investigación, normalmente ubicados en universidades, no se ha mostrado un progreso importante en su promoción a la industria. A nivel internacional existen bases de datos de inventario y aplicaciones de ACV de determinados sectores industriales y de países concretos. Desde esta perspectiva, queda mucho que hacer en España para alcanzar los niveles de implantación de otros países, sobre todo los del norte de Europa.

3 INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA DEL SECTOR DEL MUEBLE

3.1 INTRODUCCIÓN

A la vista de las conclusiones obtenidas en el capítulo anterior, se desprende que la aplicación de la metodología ACV es la mejor opción para realizar un estudio del requerimiento ambiental de un producto. El paso previo e indispensable necesario para analizar el comportamiento ambiental de cualquier producto perteneciente a un determinado sector industrial, es disponer de información de inventario del ciclo de vida de todos los materiales y procesos característicos de dicho sector, que en el caso de aplicación que nos ocupa es el sector del mobiliario de oficina.

Pero la falta de información desde el punto de vista medioambiental relativa a las materias primas y procesos de este sector, impiden la adopción en las industrias de técnicas como el análisis del ciclo de vida.

A nivel internacional, ha habido algunos esfuerzos encaminados a cubrir esta deficiencia. Todd & Higham (1996) publicaron un estudio cualitativo preliminar relativo al ACV de maderas y tableros derivados de la madera adaptado a las condiciones de Australia. Este estudio se centró en la búsqueda de fuentes de información necesarias para poder completar el ACV, pero no llegó a obtener resultados concretos relativos a las entradas y salidas que definen un inventario del ciclo de vida.

En EE.UU., la EPA (*Environmental Protection Agency*) ha publicado diversos estudios relativos a la aplicación de técnicas de prevención de la contaminación (P2: *Pollution Prevention*) para reducir las emisiones de productos derivados de la madera. Puede destacarse el trabajo realizado por Brockmann *et al.* (1998), que propone un método para estimar o cuantificar las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COV) de diversos tipos de tableros de partículas con diferentes revestimientos, o el de Anex *et al.* (1998), que se centra en la estimación de las emisiones de COV de la industria del acabado del mueble de madera en el estado de California y en la comparación de los resultados entre las diversas zonas en que puede dividirse dicho estado. Más recientemente se han publicado factores de emisión para los tableros de partículas y de fibras de densidad media (USEPA 1998 y 2001). Estos estudios se centran en el análisis de emisiones, principalmente COV, sin entrar en el estudio de materias primas, consumos energéticos, etc. que intervienen en la fabricación de los productos derivados de la madera.

A nivel europeo, sólo algunas bases de datos comerciales de inventario del ciclo de vida descritas en el capítulo anterior: Idemat'96 e IVAM LCA Data 2.0 incluyen información de inventario relativa a productos derivados de la madera, pero como se verá a lo largo de este capítulo, la calidad de estos datos es muy deficiente y la edad de los mismos corresponde a la década de los 70-80 y a países como Alemania u Holanda, principalmente.

A nivel nacional, en la Comunidad Valenciana se realizó en 1994 una diagnosis inicial medioambiental del sector del mueble y actividades afines, en la que desde el punto de vista cualitativo se reflejaron los principales problemas medioambientales existentes en el sector, y desde un punto de vista cuantitativo se realizó la caracterización y cuantificación de los residuos y vertidos generados (Mossi, 1994).

Ante la falta de información para la realización de un inventario de materiales y procesos del sector de mueble, se propone en este capítulo la realización y análisis del impacto de un inventario propio de este sector industrial. Este inventario está adaptado a la situación española, puesto que la información se ha obtenido directamente de empresas fabricantes de materias primas o empresas que utilizan los procesos de fabricación ubicadas en la Comunidad Valenciana. Sin embargo, uno de los principales inconvenientes a la hora de realizar este inventario es la disponibilidad de los datos, ya que la actitud de las industrias privadas se opone

normalmente a hacer pública la información de sus procesos de fabricación, cantidades y tipos de materias primas que utilizan y, sobre todo, los resultados de los estudios medioambientales.

Este capítulo describe la metodología utilizada para la realización del inventario y muestra los resultados estructurados en fichas para la unidad funcional de cada material o proceso (ver Anexo I: Fichas de inventario del ciclo de vida). Finalmente, se muestra el análisis del impacto de cada uno de ellos, por varios métodos de

3.2 INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA DEL SECTOR DEL MUEBLE

El objetivo de este apartado es describir la metodología seguida del inventario del ciclo de vida de los procesos y materiales característicos del sector del mobiliario de oficina.

La realización de este inventario ha sido posible gracias a la cofinanciación por parte de la Generalitat Valenciana y Ministerio de Educación y Cultura del proyecto *Diseño de muebles respetuosos con el medio ambiente*. Para la realización del inventario de los materiales plásticos de embalaje y los materiales utilizados para las patas y estructuras metálicas, se contó además con la colaboración de dos institutos tecnológicos de la Comunidad Valenciana: AIMPLAS (Instituto Tecnológico del Plástico) y AIMME (Instituto Tecnológico Metalmecánico), respectivamente, gracias a la financiación obtenida del IMPIVA con el proyecto *Base de datos para el eco-diseño de muebles y afines*.

Los pasos seguidos se describen en los siguientes subapartados.

3.2.1 Necesidades de inventario de materiales y procesos

Puesto que el objetivo es estudiar el comportamiento ambiental de productos del sector del mueble, el primer paso ha sido determinar qué tipo de materiales y procesos intervienen a lo largo de su ciclo de vida y de los cuales es necesario realizar un inventario. La Tabla 3.1 muestra, para cada categoría de material/proceso, cuáles son las alternativas estudiadas.

Tabla 3.1 Materias primas características del sector del mueble.

Categoría	Materiales/Procesos
Tableros	Tablero de partículas normal Tablero de partículas con bajo contenido en formaldehído Tablero de fibras de densidad media
Revestimiento superficial	Papeles impregnados de melamina Estratificado de alta presión Chapa natural
Canto	Canto de PVC Canto de melamina Canto chapa natural Postformado
Colas / resinas	Colas termoendurecibles (UF, MF, FF) Acetato de polivinilo
Barniz	Poliuretano etapa de fondo Poliuretano etapa de acabado
Operaciones de transformación de la madera	Corte de tablero Rechapado de caras con laminado baja densidad Rechapado de caras con laminado alta densidad Aplacado de cantos rectos Post-formado con laminado de alta densidad Mecanizado
Operaciones sobre el revestimiento de chapa natural	Lijado de caras revestidas con chapa natural Imprimación de caras revestidas con chapa natural Acabado de caras revestidas con chapa natural
Elementos metálicos	Acero inoxidable Acero al carbono Aluminio

Tabla 3.1 (cont.) Materias primas características del sector del mueble.

Categoría	Materiales/Procesos
Acabado superficial elementos metálicos	Anodizado Cromado Pintura en polvo Pintura con base disolvente
Material de embalaje	Bolsa de polietileno Film de burbujas Film termorretráctil Poliestireno expandido

Para cada uno de estos materiales y procesos que intervienen a lo largo del ciclo de vida de un mueble, es necesario obtener información de inventario y realizar una asignación a la unidad funcional. Pero para cada uno de ellos, será necesario retroceder varios pasos y estudiar cuáles son las materias primas necesarias para su fabricación. Desde una perspectiva de ciclo de vida, y como se verá en el apartado 3.3, es importante estudiar cada uno de estos materiales integrado en el producto al cual va destinado.

3.2.2 Estudio de bases de datos comerciales

Realizar una base de datos única y exclusivamente con la intención de realizar un análisis del ciclo de vida de un producto del sector del mueble puede resultar demasiado caro y el resultado puede no ser totalmente correcto, ya que puede tener omisiones disponibles en otras bases de datos. Por tanto, a la hora de realizar un inventario hay que utilizar toda la información, bases de datos, estudios, etc. ya existentes (sobre todo en aspectos relativos a sectores como el eléctrico, transporte, etc. muy estudiados). Esto permitirá reducir el coste del ACV y hacer que nuestro estudio sea mucho más completo.

El objetivo de este paso es determinar qué materiales están ya disponibles en bases de datos comerciales y por tanto, no será necesario recabar información en una

Como se ha apuntado en el capítulo anterior, el problema que presentan las bases de datos comerciales cuando se toma su información para realizar estudios del ciclo de vida de productos fabricados en España y cuyas materias primas mayoritariamente son también españolas, es que contienen información relativa a materiales fabricados

en otros países europeos, principalmente Alemania, Suiza y Holanda. La situación de cada país es diferente, la procedencia de la energía o las distancias en el transporte de materiales, son dos ejemplos básicos de los inconvenientes que se presentan a la hora de utilizar bases de datos comerciales. En la actualidad no existe ninguna base de datos de inventario adaptada a la situación española o que incluya materiales o procesos desarrollados en este país. Por estas razones, aunque es necesario utilizar información ya disponible para que la realización del estudio sea viable, hay que hacerlo con cierta cautela y realizando los cambios necesarios para adoptarla a la situación española, modificando perfiles energéticos, distancias y medios de transportes, etc.

Las bases de datos consultadas han sido las descritas en el capítulo anterior:

- BUWAL250 (SAEFL, 1998).
- Idemat96 (Idemat, 1996).
- Pré Consultants (SimaPro, 1997).
- IVAM LCA Data 2.0 (Lindeijer & Ewinjk, 1998).

La información contenida en estas bases de datos ha sido utilizada y adaptada a la situación española para completar algunos de los datos necesarios en las fichas de inventario de los materiales y procesos presentados en la Tabla 3.1. Principalmente se ha utilizado información de inventarios de sectores industriales con experiencia en la aplicación del ciclo de vida, como son el transporte, energía, materiales plásticos, etc. La información utilizada corresponde en su mayor parte a estudios realizados a nivel europeo con una participación muy amplia de empresas y países, por lo que se asegura la representatividad de los resultados. Algunos ejemplos de los datos utilizados y procedentes de bases de datos comerciales se describen a continuación. Hay que hacer notar que el detalle de los valores de las entradas y salidas de cada uno de ellos no se incluye en esta descripción, aunque puede consultarse en las bases de datos de referencia.

Así mismo, en las fichas de inventario confeccionadas se utilizan como entradas para la fabricación de materias primas características del sector del mueble, por lo que el impacto producido por cada una de ellas se ha contabilizado en la evaluación del impacto de las materias primas y procesos de la Tabla 3.1.

- Energía
El sistema energético considerado corresponde a la estructura de energías primarias utilizadas por ESU-ETHZ (*Swiss Federal Institute of Technology, Zurich*), (SAEFL, 1998), e incluido en varias de las bases

de datos citadas anteriormente. En concreto, la combinación de energías primarias es la reflejada en la Tabla 3.2, que actualiza los utilizados por IDAE (2000) en su estudio de impactos ambientales de la producción

Tabla 3.2 Combinación de referencia de energías primarias del parque eléctrico español. Fuente REE (2002), primer trimestre de 2002.

Energía primaria	%
Lignito	13.88
Antracita/hulla	23.80
Carbón importación	7.45
Fuel-oil	9.42
Gas natural	3.25
Nuclear	32.11
Hidráulica	10.09

El inventario incluye la producción y transporte de las fuentes primarias de energía y excluye la infraestructura necesaria para los sistemas de

- Transporte

Los datos de inventario relativos al transporte han sido obtenidos de la base de datos BUWAL250, (SAEFL, 1998). Se han utilizado principalmente tres modelos distintos de medios de transporte en función del tonelaje del camión y para un uso del 50%.

Según este modelo de transporte, el impacto ambiental se cuantifica en del peso que transporta el camión y el kilometraje que recorre (para cada uno de estos tonelajes), expresándolo en unidades de tkm (toneladas por kilómetro). Los consumos de combustible para esta unidad aparecen reflejados en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3 Requerimientos energéticos para los diferentes modelos de transporte (tkm), (SAEFL, 1998).

Tonelaje (Tm)	Consumo diesel (kg)
16	0.0635
28	0.0423
40	0.0259

▪ Aceros / Aluminios

Los materiales base para la realización del inventario de las piezas/embalajes metálicos utilizados en el sector del mueble se han obtenido de diferentes bases de datos dependiendo de la aplicación del material. La base de datos BUWAL 250 se centra únicamente en aquellos aceros/aluminios aplicables a los materiales de embalaje, por lo que su aplicación a las estructuras metálicas y patas de muebles es inviable. Para estos casos se ha utilizado la base de datos Idemat'96, que contiene una amplia variedad de tipos de aceros y aluminios para diferentes aplicaciones.

En el caso de los materiales de embalaje se ha utilizado principalmente la lámina de acero para la fabricación de botes que contengan pinturas, resinas, disolventes, etc. El detalle de las entradas y emisiones puede consultarse en SAEFL (1998).

Para el caso de los perfiles de aceros aplicables a las estructuras y patas de muebles se ha tomado el acero base de Idemat'96, que contiene un 18% de acero reciclado. En el cómputo del impacto ambiental producido por este material reciclado únicamente se considera el transporte a una distancia media de 200 km. A este acero base se le han añadido los elementos adicionales (Cr, Ni, Mo, Si, Mn, C, P, etc.) dependiendo del tipo de acero deseado. Los datos cuantitativos referentes a las entradas y salidas pueden obtenerse de Idemat (1996).

Finalmente, el aluminio base utilizado para las patas de aluminio se ha obtenido también de la base de datos Idemat'96, con un porcentaje de reciclado del 15%, y al que se le han añadido los elementos adicionales n (Mg, Zn, Cu, Si, Mn, Fe, etc.). Para el

caso del aluminio reciclado, además de contabilizarse el transporte como en el caso del acero, se han incluido también los consumos energéticos y emisiones necesarios para su tratamiento previo (Idemat, 1996).

▪ **Materiales plásticos**

Los inventarios del ciclo de vida de los materiales base (granza) utilizados para confeccionar las fichas de inventario de los materiales plásticos de embalaje y de algunas piezas pequeñas de plástico, se han obtenido de APME (*Association of Plastics Manufacturers in Europe*). Esta asociación comprende la mayor agrupación de fabricantes europeos de materiales plásticos, de ahí que estos datos de inventario sean los más representativos existentes actualmente. A continuación se muestran las principales características de los plásticos más utilizados, aunque el detalle de los datos de entradas y salidas puede consultarse en SAEFL (1998).

- Polietileno (PE): inventario que recoge el promedio de datos procedente de 36 plantas productoras de 4.5 MTm/año de HDPE, LDPE y LLDPE, correspondiente a la mitad de PE producido en Europa Occidental.
- Polipropileno (PP): inventario que recogen el promedio de datos recopilados en 14 compañías, considerando un total de 1.5 Mtm/año, correspondiente a la mitad de PE producido en Europa Occidental.
- Poliestireno (PS): inventario que recoge el promedio de información de 42 compañías durante un período de un año, con una producción anual de 2.3 MTm.
- Cloruro de Polivinilo (PVC): inventario basado en datos recogidos en 14 plantas de polimerización, con una capacidad anual de 2.2 MTm.

3.2.3 Contacto con empresas fabricantes de materia prima del sector

Una vez identificados los materiales y procesos característicos del sector en estudio y estudiada la información ya disponible en bases de datos comerciales, el siguiente paso ha sido realizar una búsqueda de empresas fabricantes de todos los materiales y

empresas que utilizaran los procesos mostrados en la Tabla 3.1 y de los cuales no existe información de inventario de su ciclo de vida. Se recurrió a diferentes fuentes como Cámara de Comercio, bases de datos de fabricantes españoles de mueble y anuarios como el Directorio de la madera (2000), asociaciones de empresas, etc.

Inicialmente se contactó con empresas representativas de cada una de las materias primas a nivel nacional. El problema que se encontró fue que en la mayor parte de las empresas consultadas no se había realizado ningún estudio de características similares e incluso no disponía de información sobre la diagnosis medioambiental inicial a partir de la cual empezar a trabajar.

A la vista de la situación, se decidió realizar una selección de las empresas siguiendo dos criterios principales. El primero y fundamental, que estuvieran ubicadas en el entorno de los Comunidad Valenciana, para poder realizar una visita y recopilar directamente la información necesaria para el inventario. El segundo criterio fue intentar contactar con empresas cuyo volumen de producción fuera lo más alto posible, con el objetivo de que los datos que se obtuvieran fueran lo más representativos posible.

El contacto con las empresas se realizaba principalmente vía teléfono o fax y las respuestas obtenidas fueron muy variadas, desde negativas rotundas hasta permiso para consultar y obtener toda la información de proceso, consumos de materiales, de agua, de energía y combustibles, etc. disponible en la empresa. Es importante destacar que las empresas participaban de forma gratuita y desinteresada.

3.2.4 Toma de datos

Una vez mostrado el interés de una empresa por participar, se realizaba una visita en la que se estudiaba el proceso y los flujos de entradas y salidas para una unidad de tiempo determinada (en la mayoría de los casos se trataba de información anual).

La información que se recopilaba era:

- Descripción del proceso de fabricación.
- Flujos de materiales en cada paso del proceso. Cantidades y tipo de materiales necesarios, procedencia de cada uno de ellos, medio de transporte utilizado, etc.
- Consumos de recursos durante el proceso de fabricación (electricidad, gas, combustibles, agua, etc.).
- Cantidades de producto acabado y coproductos producidos.

- Recopilación de información relativa a las salidas del sistema (emisiones atmosféricas, análisis de las aguas residuales, clasificación y destino de los residuos sólidos).

Con respecto a los primeros aspectos, proceso fabricación, flujo de materiales y consumos energéticos se ha obtenido suficiente información para completar el inventario de cada uno de los materiales, puesto que se trata de información conocida a nivel de los encargados de planta o de producción.

El principal problema ha surgido a la hora de recoger información de las salidas del sistema. La gestión de los residuos sólidos está empezando a considerarse en estos momentos y la mayor parte de las empresas realizaba algún control sobre los mismos. Sin embargo, a la hora de obtener valores de emisiones al aire y agua ha habido mayor problema, puesto que muchas de las empresas no habían realizado y disponían tampoco de información relativa a la diagnosis medioambiental inicial. Por este motivo, de varios de los materiales estudiados no se dispone de información relativa a emisiones directas del proceso de producción, según se detalla en las fichas de inventario del Anexo I.

Según Fullana & Puig (1997), cuando un ACV se realiza por primera vez es aconsejable no despreciar ningún dato por su calidad, ya que futuras revisiones del estudio y la dedicación de más recursos permitirán la mejora del mismo. El objetivo perseguido ha sido obtener información para realizar un primer estudio del sector del mueble desde el punto de vista de ciclo de vida que sirviera de base para el desarrollo de una metodología de diseño. El objetivo no ha sido desarrollar un inventario exhaustivo, ya que futuras revisiones del mismo puede ir aumentando poco a poco la calidad de los datos recopilados en este primer estudio. La mayor parte de los datos proceden de una única empresa, y en el mejor de los casos son promedio de dos empresas. Todos los datos se han medido directamente sobre los procesos de fabricación objeto de estudio utilizando fuentes primarias de información y corresponden normalmente a promedios anuales.

3.2.5 Asignación a la unidad funcional (Un.F.)

Una vez recopilada la información de las empresas para un período de tiempo, el siguiente paso es traducir o asignar toda la información a la unidad funcional de cada uno de los materiales o procesos estudiados.

Algunos de los procesos de fabricación utilizados para la fabricación prima son procesos de múltiple salida, donde se fabrica más de un producto simultáneamente y, por tanto, es necesario aplicar algún criterio de asignación de materiales y recursos.

En lo que respecta a las cantidades de materiales necesarias para la fabricación de cada una de las materias primas, normalmente son conocidas y en este caso no es necesario realizar ninguna asignación. Sin embargo, otras cargas ambientales como consumo energético, emisiones al ambiente o residuos sólidos generados necesitan un proceso de asignación al producto en concreto.

Las asignaciones realizadas en cuanto a los consumos eléctricos se ha hecho en base a la potencia de cada una de las máquinas y al número de horas invertidas en el proceso objeto de estudio. Siguiendo este criterio, a partir de los consumos energéticos globales de la empresa se ha realizado una asignación a los diferentes procesos unitarios.

En cuanto a las emisiones al ambiente se han aplicado criterios de asignación causa-efecto siempre que ha sido posible. Sin embargo, se ha recurrido a criterios generales para aquellos casos en los que las emisiones no pueden diferenciarse por procesos. Algunos de los criterios utilizados para la asignación de las emisiones han sido:

- Residuos de mantenimiento, en función de los consumos energéticos de cada proceso.
- Aguas de limpieza de maquinaria (principalmente, encoladoras), en función de los consumos de materia primas (cola) en cada uno de los procesos.
- Emisiones atmosféricas procedentes de calderas, en función del número total de horas trabajadas en cada uno de los procesos.

3.2.6 Ficha de inventario del ciclo de vida

Una vez realizada la asignación a la unidad funcional, se ha completado una ficha de inventario correspondiente a cada uno de los materiales y procesos estudiados.

La ficha está estructurada en los campos que se detallan a continuación.

Bloque I: Identificación del producto

Este bloque contiene aspectos generales para la identificación del producto objeto de la ficha de inventario e información de la calidad de la información que contiene.

Los campos relativos a la identificación del producto son:

- Producto: nombre del material o proceso objeto de estudio.

- Unidad funcional: unidad a la que van referidas las entradas y salidas (1 kg, 1 m², etc.), dependiendo de la naturaleza del producto o proceso. Es uno de los aspectos más importantes de la recogida de datos, puesto que cualquier dato incluido en la ficha está referenciado a ella.

Es importante incluir en la ficha información relativa a la calidad de los datos, puesto que la transparencia es un factor fundamental para la credibilidad de los resultados. Además, la calidad de los resultados de cualquier estudio del ciclo de vida depende en gran medida de la calidad de los datos tomados como partida. Siguiendo los indicadores descritos en el capítulo anterior, se ha propuesto aplicar los siguientes indicadores de calidad a cada uno de los inventarios realizados:

- Método de recolección de los datos. Se ha codificado según la siguiente
 - . información obtenida directamente del proceso en estudio
 - . por extrapolación de información de procesos similares
 - . información recogida de publicaciones y bibliografía
- Representatividad de los datos. Indica la procedencia de los datos, si se trata de una compañía o promedio de varias compañías. Siempre que ha sido posible se ha incluido el valor de producción anual, que permite estimar si la información es representativa o no dentro del sector.
- Nivel de agregación. Indica si se ha considerado la información diaria, semanal, mensual o anual, para cada una de las empresas consultadas.
- Tecnología. Referido al nivel tecnológico del proceso de fabricación utilizado en la empresa para fabricar el producto (obsoleta, media, moderna, optimizada o promedio de diferentes tecnologías para el caso en que la ficha no corresponda a una única empresa).
- Localización geográfica: zona de ubicación de la empresa de la cual se ha recopilado la información. Este campo es necesario para poder realizar estimaciones de distancias al centro de producción del producto que lo utiliza como materia prima.
- Edad o fecha de recogida de datos. Es importante disponer de información relativa a la antigüedad de los datos contenidos en la ficha.

Bloque II: Descripción del proceso de fabricación

Este bloque está enfocado a obtener una descripción cualitativa del proceso de fabricación, desglosado en procesos unitarios.

Incluye, además, un diagrama en el que se muestra de forma cualitativa las entradas y salidas de cada uno de los procesos unitarios.

Bloque III: Entradas al sistema

Este bloque contiene información cuantitativa relativa a todas las entradas al sistema referenciadas a la unidad funcional. Cuando ha sido posible, se ha detallado la información para cada uno de los procesos unitarios en que se ha subdividido el proceso de fabricación:

- Materias primas (incluido el material de embalaje):
 - . Cantidad referenciada a la unidad funcional.
 - . Procedencia, kilometraje.
 - . Medio de transporte utilizado, tonelaje.
- Consumos de agua. Se indica el consumo total de agua por el proceso de fabricación y, si es posible, su desglose por procesos unitarios.
- Consumos energéticos totales y, si es posible, su desglose por procesos unitarios, diferenciando entre:
 - . Energía eléctrica.
 - . Gas natural, gas propano, etc.
 - . Gasolina, fuel-oil, gas-oil, etc.

Bloque IV: Salidas del sistema

Este bloque contiene la información cuantitativa relativa a todas las salidas del sistema correspondiente a cada uno de los procesos unitarios en que se ha subdividido el proceso de fabricación.

- Emisiones gaseosas. Composición y cantidad de las emisiones gaseosas referidas a la unidad funcional.
- Efluentes líquidos. Composición y cantidad de las aguas residuales referidas a la unidad funcional.

- Residuos sólidos: composición y cantidad de cada uno de los residuos generados, referidos a la unidad funcional. Se hace una observación al tratamiento de los mismos.

Bloque V: Observaciones

Este bloque incluye todas aquellas suposiciones, hipótesis, formas de asignación, etc. utilizadas a la hora de traducir consumos de materiales y de energía así como emisiones a la unidad funcional.

Identifica la fuente utilizada para la realización del inventario de cada materia prima o proceso, indicando si se trata de un inventario propio o si se ha obtenido de alguna base de datos comercial. Señala, además, si alguno de estos materiales o procesos cuantificados en los bloques anteriores no se ha tenido en cuenta para la realización de los análisis del impacto presentados en el apartado 3.3.

En esta tesis se ha considerado importante incluir las fichas de inventario de los materiales y procesos utilizados, puesto que una de las críticas que siempre se achaca a los estudios de ACV es la falta de transparencia en los datos de inventario utilizados, como señalan Ayres (1995) y Fava & Pomper (1997).

3.3 EVALUACIÓN DE INVENTARIOS E IMPACTOS

Este apartado muestra los impactos ambientales producidos por cada una de las materias primas y procesos de la Tabla 3.1. La presentación de los resultados se realiza tomando como método de referencia para la evaluación del impacto el -Indicador'99. Pero según se ha comentado en el capítulo anterior, debido a la falta de consenso en esta etapa del ACV se contrastarán los resultados obtenidos por los otros tres métodos descritos con anterioridad: Eco-Indicador'95, Tellus y EPS'00. Para cada material se hace hincapié en la aparición de diferencias en las conclusiones dependientes del método de evaluación de impacto utilizado. Así mismo, como resumen del ACV de los diversos materiales y procesos del sector del mueble, se mostrará al final de este apartado, en la Tabla 3.46, un resumen que contempla el impacto ambiental para cada unidad funcional y para cada uno de los cuatro métodos estudiados.

3.3.1 Tableros derivados de la madera

3.3.1.1 Descripción del inventario del ciclo de vida

En la industria del mueble se utilizan principalmente dos tipos de tableros derivados de la madera, i) tablero de partículas y ii) tablero de fibras. Los primeros están formados por partículas de madera o de otro material leñoso, aglomeradas entre sí mediante una resina y presión a la temperatura adecuada. Los segundos sustituyen las partículas por fibras lignocelulósicas y se caracterizan por su uniformidad y homogeneidad en todo su espesor.

La única base de datos comercial que incorpora este material es la IVAM LCA Data 2.0, que en la categoría de materiales de construcción incluye el inventario del ciclo de vida de diversos tipos de tableros, entre ellos, el de partículas estándar y el de fibras de densidad media. Sin embargo, la calidad de los datos es muy deficiente, ya que las cantidades de materias primas y residuos provienen de diversas referencias entre los años 1971 y 1988 en Bélgica y Alemania, muchos datos son estimaciones y aparecen algunas contradicciones entre los dos tipos de tableros. El detalle de los datos de inventario que incluye esta base de datos se muestra en la Tabla 3.4.

Tabla 3.4 Características del inventario de los tableros derivados de la madera incluidos en la base de datos IVAM LCA Data 2.0 (Un.F.: 1 kg).

	Tablero de partículas	Tablero de fibras media densidad
Madera húmeda ¹	0.4025 kg	0.5175 kg
Urea-formaldehído ²	0.335 kg	0.115 kg
Energía	11.5 MJ	1.35 MJ
Transporte 16 Tm	200 km	-
Residuo de madera	1.15 kg	0.14 kg
Residuo de cola	-	0.007 kg

A partir de la información recopilada directamente en una empresa fabricante de 187.000 Tm/año de tablero de partículas y una empresa fabricante de tablero de

¹ 0.805 kg de partículas, suponiendo que el peso de la partícula es la mitad que el de la madera de pino de la que se obtiene (0.4025 kg).

² 1.035 kg de partículas, suponiendo que el peso de la partícula es la mitad que el de la madera de pino de la que se obtienen (0.5175 kg).

densidad media, se observa que el inventario mostrado en la Tabla 3.4 presenta importantes deficiencias. Con respecto a la composición de la madera que conforman las partículas y las fibras, no distingue una composición para cada uno de los de tableros sino que el tipo de madera es el mismo para ambos (ver en la Tabla 3.5 la composición real que se utiliza para la fabricación del tablero de partículas) y el balance de masas con los residuos no es el correcto, teniendo en cuenta la diferencia de humedad entre la madera inicial y el tablero final. Con respecto a la cola de urea-formaldehído, utiliza un inventario procedente también de la base de datos IVAM LCA Data 2.0 en el que no considera ni la totalidad de materias primas ni los consumos energéticos necesarios para su producción, así como el transporte de las materias primas (ver detalles en el apartado 3.3.4.1). Además, considera restos de cola para el caso del tablero de fibras y no en el de partículas. A la inversa ocurre con el transporte, que lo estima e incluye en el de partículas y lo obvia en el de fibras. En cuanto a los residuos de madera generados indica que son enviados a un vertedero, cuando la situación más habitual es su utilización como combustible en el mismo proceso para el curado del tablero. Finalmente, indicar que existe una discrepancia muy importante en cuanto al consumo energético, ya que el de fibras, con una densidad de 800-850 kg/m³ requiere un consumo superior al de un tablero de partículas, con una densidad media de 650 kg/m³.

Se ha estudiado el inventario de tres tipos de tableros derivados de la madera: tablero de partículas estándar, tablero de partículas con bajo contenido en formaldehído y tablero de fibras de densidad media. La producción de estos tres tipos de tableros es similar y de forma esquemática consiste en los procesos unitarios mostrados en la Figura 3.1.

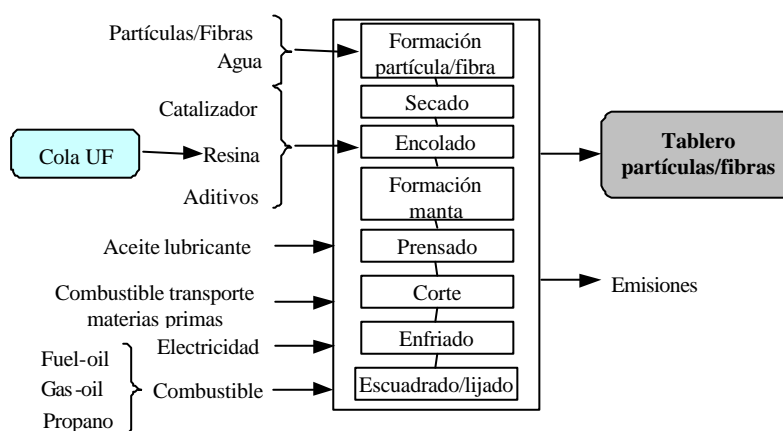


Figura 3.1 Esquema del inventario de la etapa de fabricación de los tableros derivados de la madera.

A partir de la información recopilada directamente de las empresas fabricantes, las materias primas y las proporciones utilizadas para su fabricación son:

- Partículas/fibras obtenidas a partir de chapas de madera natural o residuos. Las partículas para los tableros de partículas se obtienen a partir de una mezcla de chapas de madera virgen y residuos de madera, en una proporción aproximada de 10% y 90%, respectivamente. Estos porcentajes se invierten para la producción de las fibras del tablero de fibras de densidad media, que utiliza un 90% de chapa y 10% de residuo. La Tabla 3.5 muestra una composición típica de un tablero de partículas.

Tabla 3.5 Composición típica de las partículas en un tablero de partículas.

	MATERIAL	%
CHAPAS DE MADERA	Coníferas	6,4
	Fronosas	1,4
RESIDUO DE MADERA	Astillas	15,3
	Serrín	3,1
	Viruta	12,1
	Residuos Astillables	28,4
	Reciclado	33,2

- Resina/Cola³ de tipo termoendurecible de Urea-Formaldehído (UF) en una proporción aproximada de 10 % de cola y 90 % de partículas/fibras. El contenido en formaldehído es el principal parámetro ambiental que se controla en los tableros derivados de la madera, debido a los efectos que provoca sobre la salud humana (problemas respiratorios y cancerígenos). La resina UF utilizada como adhesivo en la fabricación del tablero es la causante de estas emisiones. Los tableros con bajo contenido en formaldehído reducen estas emisiones sustituyendo parte de la resina de UF por otra del tipo Melamina-Formaldehído (MF) o Fenol-Formaldehído (FF) que retienen mejor el formaldehído.
- Aditivos que se incorporan para mejorar ciertas propiedades, p.e. ceras (parafinas) para aumentar la repelencia a la humedad, productos ignífugos, productos insecticidas, etc.

³ Ver análisis del ciclo de vida de las resinas en apartado 3.3.4.1.

- Catalizadores para aumentar la velocidad de las reacciones.
- Combustible para el transporte de las materias primas hasta el centro de fabricación de los tableros.
- Consumo energético y combustible necesario para la maquinaria utilizada en las operaciones de fabricación del tablero.

Todos los datos de entradas del inventario del tablero de partículas estándar se han obtenido directamente de la empresa fabricante citada previamente. Las cantidades y procedencia de cada uno de los materiales de entrada al sistema, así como la procedencia de los datos de inventario de cada uno de ellos (si es propia u obtenida de alguna base de datos comercial) está detallada en las observaciones de la ficha del Anexo I: *Tablero de partículas estándar*.

Según USEPA (2001), cualitativamente las emisiones durante la producción del tablero se deben a partículas durante el proceso de generación de las mismas; a compuestos orgánicos volátiles (COV), partículas y productos de la combustión (CO, CO₂ y NO_x) si se utiliza una caldera para la generación de calor; formaldehído y otros COV durante el proceso de presión y enfriamiento del tablero; y partículas durante el lijado final del tablero. La empresa consultada únicamente tenía cuantificadas las emisiones al aire causadas por la caldera que quema los residuos de madera y que genera el calor necesario para el secado de la partícula, y que se muestran en la Tabla 36. Las emisiones debidas al prensado y enfriamiento del tablero se han obtenido de fuentes bibliográficas.

Tabla 3.6 Emisiones producidas por el proceso de secado de la partícula.

	Cantidad (gr/kg tablero)
CO ₂	99.41
SO ₂	0.75
CO	2.19
NO ₂	0.26
partículas	0.41
COV*	0.022

*Fuente: USEPA (2001)

Según Safriet (1991) las emisiones de formaldehído durante el proceso de prensado y posterior enfriamiento del tablero son función del formaldehído libre contenido en la resina. A partir de los datos del fabricante de las resinas descritas en el apartado

3.3.4.1, el formaldehído libre (y por tanto las emisiones de formaldehído) que contienen las colas termoendurecibles es el mostrado en la Tabla 3.7.

Tabla 3.7 Formaldehído libre contenido en las resinas U-F durante la producción del tablero de partículas.

	Porcentaje	gr (formaldehído) / kg (resina)
U-F estándar	< 0.1%	0.243
U-F bajo formol	<< 0.01 %	0.0081

Los datos relativos a las emisiones del proceso de prensado y enfriamiento del tablero se han obtenido de USEPA (2001) y se muestran en la Tabla 3.8 para partículas, NO_x y CO, y en la Tabla 3.9 para los principales COV. Únicamente se muestran en esta tabla los contaminantes orgánicos para los cuales existen factores de caracterización para alguno de los métodos de evaluación del impacto que se están aplicando a lo largo de esta tesis. El listado completo puede consultarse en las fichas del Anexo I.

Tabla 3.8 Emisiones de partículas, NO_x y CO durante el prensado y enfriamiento del tablero (gr/kg de tablero). Fuente: USEPA (2001).

	partículas	NO _x	CO
Prensado del tablero	0.077 0.006*	0.0068	0.088
Enfriamiento del tablero	0.060	-	0.060

*Diámetro de la partícula inferior a 10 micras.

Tabla 3.9 Principales emisiones de COV durante el prensado y enfriamiento del tablero (gr/kg de tablero). Fuente: USEPA (2001).

	prensado	enfriamiento
2-5 dimetil benzaldehído	0.000128	-
Acetaldehído	0.0044	-
Acetona	0.0116	-
Benzaldehído	0.00072	-
Benceno	0.0012	-
Butilaldehído	0.00076	-
Fenol	0.0044	0.00328
Metano	0.0044	-
Metanol	0.236	-
Metil etil cetona	0.00208	-
Metil isobutil cetona	0.00396	-
Formaldehído*	0.038	

* A partir del contenido libre en formaldehído de la Tabla 3.7.

En cuanto a las emisiones al agua producidas durante la fabricación del tablero, se producen principalmente en la limpieza de las encoladoras de resina y partículas. La Tabla 3.10 muestra los datos medidos directamente de la empresa fabricante del tablero.

Tabla 3.10 Emisiones al agua durante la fabricación del tablero de partículas.

	Cantidad (gr/kg de tablero)
Sólidos en suspensión	3.004
DQO	18.214
DBO	3.099
Cloruros	9.251

El inventario del ciclo de vida de tablero estándar se ha utilizado como base para la realización del inventario del de bajo contenido en formaldehído, modificando el consumo energético y tipo de cola termoendurecible. Estos datos modificados se han obtenido directamente de una empresa fabricante de tableros con bajo contenido en formaldehído ubicada fuera de la Comunidad Valenciana, sin que se haya podido disponer de la totalidad de datos necesarios para completar el inventario, por lo que se han extrapolado del tablero estándar. Las emisiones de partículas y las emisiones procedentes en la combustión de la caldera se han supuesto iguales a las del tablero de partículas estándar. Las emisiones de formaldehído se han obtenido a partir de los datos de la Tabla 3.7 para la resina U-F con bajo contenido en formaldehído. El detalle de todas las cantidades de entradas y salidas, y todas sus hipótesis puede consultarse en la ficha *Tablero de partículas con bajo contenido en formaldehído*.

En cuanto al tablero de fibras de densidad media, al igual que con el tablero anterior, las cantidades y procedencia de las entradas al sistema se han obtenido por comunicación directa con una empresa gallega fabricante de tableros de fibras. En cuanto a las emisiones, dicha empresa no disponía de información relativa a la diagnosis medioambiental por lo que se han extrapolado a partir de los datos del tablero de partículas o se han obtenido de datos bibliográficos. Las emisiones al aire del proceso de secado de la partícula y las emisiones al agua se han extrapolado a partir del tablero de partículas proporcionales a la densidad del tablero (ver el detalle de las cantidades en la ficha del Anexo I: *Tablero de fibras de densidad media*). Los datos relativos a las principales emisiones de los procesos de prensado y enfriamiento del tablero se han obtenido a partir de datos bibliográficos (USEPA, 1998), según muestra la Tabla 3.11.

Tabla 3.11 Emisiones de partículas durante el prensado y enfriamiento del tablero de fibras de densidad media (gr/kg de tablero).

Fuente: USEPA (1998).

	prensado del tablero	enfriamiento del tablero
Partículas	0.052	0.017 0.001*
2-5 dimetil benzaldehído	-	5.81e-5
Acetaldehído	-	3.06e-4
Acetona	-	6.42e-3
Benzaldehído	-	3.03e-5
Butilaldehído	-	4.28e-4
Formaldehído **	0.036	

*Diámetro de la partícula inferior a 10 micras.

**A partir del contenido libre en formaldehído de la Tabla 3.7.

3.3.1.2 Análisis del impacto

El objetivo es comparar el impacto ambiental producido por los tableros durante su ciclo de vida completo. La unidad funcional que se ha considerado ha sido 1 m² de tablero de espesor normalizado 30 mm.

La incorporación del tablero derivado de la madera al ciclo de vida completo de un producto del sector del mueble es más amplio que el mostrado en la Figura 3.1, que sólo representa a la etapa de fabricación del tablero. Al impacto producido por la fabricación del tablero hay que añadirle el impacto producido por las restantes etapas del ciclo de vida de un mueble:

- Fabricación del tablero, según se ha descrito en las fichas del Anexo I.
- Transporte de materia prima: incluye el transporte del tablero desde la empresa fabricante hasta la empresa de muebles encargada de su transformación para su incorporación final al producto. Se han supuesto las siguientes características del transporte mostradas en la Tabla 3.12.

Tabla 3.12 Características del transporte del tablero.

	Distancia (Km)	Tonelaje camión (Tm)
Tablero de partículas	150	40
Tablero de fibras	300	40

- Incorporación al producto final: incluye los procesos de transformación del tablero al producto final. En concreto, considera los procesos de corte y mecanizado que se detallan en el apartado 3.3.5 previos al montaje final del producto.
- Distribución⁴: se ha supuesto distribución nacional e internacional más el correspondiente reparto, con las características detalladas en la Tabla 3.13.

⁴ Las características de la etapa distribución son comunes a todos los ciclos de vida de todos los materiales considerados en este estudio.

Tabla 3.13 Características del sistema de distribución.

	Internacional	Nacional	Reparto
Porcentaje (%)	20	80	-
Kilometraje (km)	2000	600	20
Tonelaje camión (Tm)	40	28	16

- Retirada⁵: se ha utilizado el modelo de retirada utilizado actualmente por el Ayuntamiento de Castellón para la recogida de voluminosos (sistema de recogida de los muebles una vez finalizada su vida útil), que es su retirada a un vertedero, sin recibir ningún tipo previo de tratamiento (Ferrer *et al.*, 2000).

A partir de las características de cada una de las etapas del ciclo de vida de los tableros derivados de la madera, la Tabla 3.46 muestra el impacto ambiental producido para cada uno de los cuatro métodos de evaluación del impacto considerados. Tomando como referencia el tablero de partículas estándar, que es el actor del mueble, y comparándolo con el de bajo contenido en formaldehído y el de fibras, se observa que existen diferencias dependiendo del

Tabla 3.14 muestra el porcentaje de reducción del impacto que supone la utilización del tablero de partículas con bajo contenido en formaldehído con respecto a uno estándar y el porcentaje de aumento del impacto que supone el uso del tablero de fibras de densidad media con respecto al de partículas estándar.

Tabla 3.14 Porcentaje de reducción/aumento del impacto ambiental con respecto al tablero de partículas estándar.

Un.F.: 1 m ² x 0.03m	Partículas bajo formaldehído	Fibras densidad media
EI'95	-1.18%	+162.55%
EI'99	-6.11%	+153.27%
EPS'00	-15.96%	+196.14%
Tellus	-0.35%	+157.90%

⁵ Las características de la etapa retirada son comunes a todos los ciclos de vida de todos los materiales considerados en este estudio.

Además, según refleja la Figura 3.2, tomando como referencia el tablero de partículas estándar se observa una reducción del impacto en el tablero de partículas con bajo contenido en formaldehído y un aumento del impacto en los tableros de fibras.

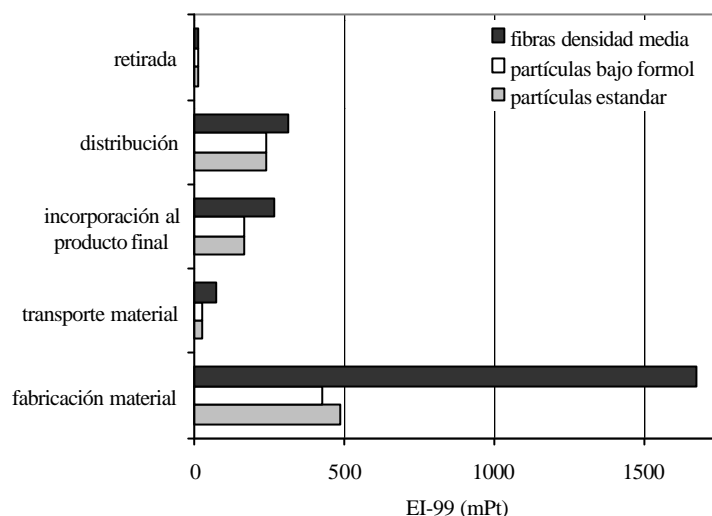


Figura 3.2 Comparación del ciclo de vida de tableros derivados de la madera (Eco-Indicador'99).

La diferencia de impacto entre los tableros de partículas y fibras es debida en gran parte a dos factores, al porcentaje de madera reciclada incluido en su composición y a la densidad del tablero. Los porcentajes de madera reciclada son del 90% en los tableros de partículas y el 10% en los de fibras. La diferencia de densidad tiene consecuencias sobre los consumos energéticos de varias etapas de su ciclo de vida. Por ejemplo, la Tabla 3.15 muestra las diferencias en los consumos eléctricos para las etapas de fabricación del tablero y las operaciones de transformación del mismo (ver también el apartado 3.3.5).

Tabla 3.15 Comparación del consumo energético en diversas etapas del ciclo de vida del tablero derivado de la madera (kWh).

Un.F.: 1 m ² x 0.03m	Fabricación del tablero	Corte	Mecanizado
Partículas estándar	3.68	0.71	0.41
Partículas bajo formaldehído	3.86	0.71	0.41
Fibras densidad media	7.17	0.92	0.53

Las diferencias con respecto al impacto producido por el transporte (transporte del tablero a la empresa transformadora y distribución del tablero una vez incorporado al producto final) se deben por un lado a la diferencia de kilometraje mostrado en la Tabla 3.12, y por otro, a la diferencia de densidad entre los tableros de partículas y de fibras. Esta diferencia de densidad, unido al modelo de transporte utilizado y ya comentado en el apartado 3.2.2, provoca que el impacto del tablero de fibras de densidad media sea superior al de partículas, como muestra la Tabla 3.16.

Tabla 3.16 Comparación del transporte en diversas etapas del ciclo de vida del tablero derivado de la madera (tkm).

Un.F.: 1 m ² x 0.03m Tonelaje del camión	Transporte tablero	Distribución		
	40 Tm	16 Tm	28 Tm	40 Tm
Partículas estándar	2.93	0.39	9.36	7.8
Partículas bajo formaldehído	2.93	0.39	9.36	7.8
Fibras densidad media	7.65	0.51	12.24	10.2

Comparando el impacto ambiental producido por los tableros de partículas, estándar y de bajo contenido en formaldehído, la sustitución parcial de la resina de UF por otra de MF es la principal causa de la reducción de las emisiones de formaldehído en los tableros de bajo contenido en formaldehído, según mostraba la Tabla 3.7. En contrapartida, la sustitución de la resina estándar por una de bajo contenido en formaldehído tiene consecuencias sobre el consumo energético necesario para la fabricación del tablero, que aumenta entre un 5-10%, según refleja la Tabla 3.15.

Analizando la contribución al impacto que cada una de las etapas del ciclo de vida tiene sobre el total, se concluye que la etapa de fabricación del tablero produce aproximadamente 50-60% y 70-80% del impacto total para los tableros de partículas y densidad media, respectivamente (los rangos incluyen las diferencias entre los métodos de evaluación del impacto, siendo el EPS'00 el que más se desvía de la media). Las operaciones de transformación del tablero suponen aproximadamente 18-20% para los de partículas y 11-12% para los de fibras. En cuanto al transporte, la distribución del producto tiene un impacto muy superior al del transporte del tablero a la empresa transformadora, suponiendo en global alrededor de un 25-30% y 15-20% para los tableros de partículas y fibras, respectivamente. Finalmente, la retirada del tablero al vertedero supone entre un 1-3% del impacto total.

3.3.2 Revestimientos superficiales

3.3.2.1 Descripción del inventario del ciclo de vida

Los revestimientos superficiales más utilizados en el sector del mueble pueden dividirse en dos grupos bien diferenciados, tanto en su fabricación como en su incorporación al producto final, 1) laminados de alta y baja densidad y 2) chapas de madera natural.

En cuanto a la información contenida en bases de datos comerciales para estos materiales, únicamente la base de datos de IVAM LCA Data 2.0 incluye información para la chapa natural, que será completada con datos recopilados directamente en una empresa consultada. Con respecto a los laminados, se completará un inventario nuevo a partir de la información recopilada de empresas fabricantes.

Los laminados están formados por papel y resina termoendurecible. Dependiendo del gramaje del papel, número de hojas y tipo de resina, se obtienen los laminados de alta y baja densidad. Los de baja densidad o papeles melamínicos son los más utilizados y básicamente su proceso de fabricación se muestra en la Figura 3.3. Consiste en la formulación de resinas, que se aplican sobre la lámina de papel y su posterior secado y polimerización inicial. El perfeccionamiento del espesor de la lámina se realiza mediante rodillos intermedios en la etapa de secado. La última polimerización ocurre durante el rechapado del tablero, con la formación del -tablero-melamina (ver también rechapado del tablero con papeles melamínicos, apartado 3.3.5).

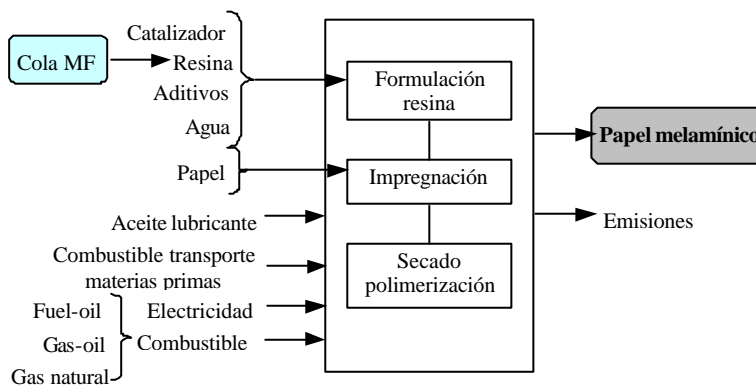


Figura 3.3 Esquema del inventario de la etapa de fabricación del laminado de baja

Las materias primas que se utilizan para la fabricación de los laminados de baja

- Papel, básicamente de tipo alfacelulósico, con gramaje variable 70-120 gr/m², dependiendo de la impresión del acabado final. Corresponde, aproximadamente, al 40 % (en peso) del total.
- Resina de Melamina-Formaldehído⁶ (MF), en una proporción aproximada del 60 % (en peso).
- Tintes, aditivos, etc., dependiendo de las características finales del producto (su uso es opcional⁷). Los tintes utilizados normalmente son en base acuosa y una composición típica podría ser: 30% ligante (p.e.: poliuretano acrílico), 20% pigmento (dióxido de titanio para conseguir el color blanco, óxidos de hierro para el amarillo, etc.) y 50% agua.

A partir de la información recopilada en una empresa con una producción de laminado de baja densidad representativa a nivel nacional (14.000.000 m²) se ha completado la ficha de inventario del Anexo I: *Revestimiento laminado de baja densidad / papel melamínico*. En ella puede consultarse el detalle, tanto de las materias primas y consumos energéticos como de emisiones medidas directamente sobre el proceso objeto de estudio.

Las emisiones atmosféricas más importantes se deben al secado del propio proceso y, en menor medida, a las calderas utilizadas para procesos auxiliares. Los vertidos se deben, principalmente, a la limpieza de las encoladoras. La Tabla 3.17 y la Tabla 3.18 muestran los valores de las emisiones atmosféricas y al agua, respectivamente, medidos en la empresa fabricante del laminado. En cuanto a los residuos sólidos, son básicamente restos de papel, ya estén impregnados o no, y restos de envases de los productos químicos (tintas, aditivos, etc.).

⁶ Ver análisis del ciclo de vida de las resinas en apartado 3.3.4.1.

⁷ No se ha tenido en cuenta en el inventario del ciclo de vida.

Tabla 3.17 Emisiones al aire producidas durante la fabricación del laminado de baja densidad.

Un.F.: 1 m ²	Cantidad (g)
CO ₂	938.73
CO	6.20
NO ₂	0.28
Partículas	0.45
SO ₂	5.20
NO	2.64

Tabla 3.18 Emisiones al agua producidas durante la fabricación del laminado de baja densidad.

Un.F.: 1 m ²	Cantidad (mg)
Sólidos en suspensión	4.07
DQO	24.68
DBO	4.20
Cloruros	12.53
Fenoles	0.03
Sulfatos	12.28
Fósforo total	0.10
Nitrógeno total	3.97
Aldehídos	0.05
Nitrógeno amoniacal	3.10

El laminado de alta densidad está formado por varias capas de papeles impregnados de resinas termoendurecibles. Su fabricación es similar a la fabricación de los (Figura 3.3), diferenciándose en los tipos y proporciones de papel y resina:

- Capa exterior: papel decorativo de bajo gramaje impregnado de cola melamínica (MF), con proporción aproximada 50/50.
- Capa interior: papel base tipo kraft (varias capas dependiendo del espesor final del laminado) impregnado de cola fenólica (FF), con

El Anexo I incluye la ficha de inventario del *Revestimiento laminado de alta densidad*. La información relativa a materias primas y consumos energéticos se ha obtenido como promedio de dos empresas consultadas. Sin embargo, dada la falta de información relativa a las emisiones, éstas se han extrapolado a partir de la información de los laminados de baja densidad. Las emisiones al aire no se han extrapolado puesto que la fuente energética que se utiliza es diferente. En el caso del papel melamínico, la emisiones son causadas principalmente por la combustión que se produce en la caldera, que se alimenta con los residuos de madera generados durante la fabricación del tablero de partículas (la empresa de donde procede la información produce tanto el tablero como el revestimiento del laminado de alta presión, la empresa únicamente produce el laminado y su principal fuente energética es la electricidad y las emisiones producidas por ésta se contabilizan automáticamente en el análisis del impacto. En cuanto a las emisiones al agua, puesto que proceden mayoritariamente de la limpieza de las encoladoras, se han extrapolado a partir de las emisiones de la Tabla 3.18, proporcional a la cantidad de cola utilizada. El detalle de las emisiones consideradas puede consultarse en la ficha correspondiente del Anexo I.

El revestimiento de chapa natural se obtiene directamente de los troncos de madera (ver Figura 3.4), que se descortezan y cortan a una determinada longitud y posteriormente pasan a través de unos baños de vapor que facilitan el corte de las hojas. Finalmente, estas hojas se secan y se dimensionan a las características de la superficie a cubrir. El inventario considerado para la chapa procede de una adaptación de la información contenida en la base de datos IVAM LCA Data 2.0 para la obtención de chapa natural seca y completada con datos obtenidos de una empresa de canto de chapa natural para la operación final de dimensionado de la chapa.

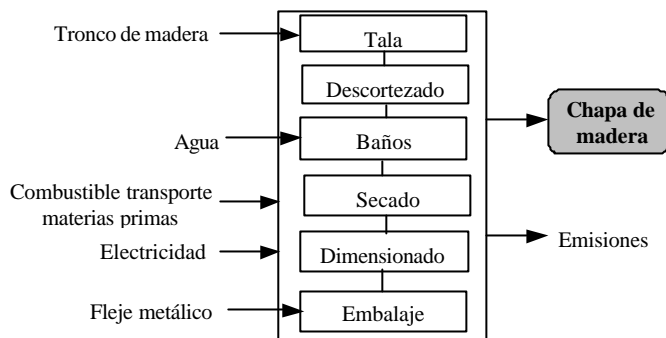


Figura 3.4 Esquema del inventario de la etapa de fabricación de la chapa de madera.

Los datos energéticos correspondientes al transporte de los troncos hasta la empresa transformadora y al proceso de producción de la chapa en bruto son los recomendados por la base de datos IVAM (ver ficha de inventario en el Anexo I: *Chapa de madera*). El transporte de la chapa ya seca hasta la empresa final que la corta/cose a medida se ha supuesto una media de 1500 km (nacional e importación).

3.3.2.2 Análisis del inventario

La unidad funcional seleccionada para comparar el ciclo de vida de los distintos tipos de revestimientos superficiales es 1 m². Al igual que en el caso de los tableros, es importante analizar el ciclo de vida del revestimiento incorporado al producto final del sector del mueble. Las etapas consideradas han sido:

- Fabricación del revestimiento, según se ha descrito anteriormente.
- Transporte de materia prima: incluye el transporte del revestimiento desde la empresa fabricante hasta la empresa de muebles encargada de su transformación para su incorporación final al producto. Se ha supuesto una distancia media de 150 Km con un camión de 28 Tm.
- Incorporación al producto final: incluye el proceso de revestimiento del tablero, que es diferente dependiendo del material utilizado:

- . laminado de baja densidad o papel melamínico⁸: incluye la polimerización final del sándwich revestimiento-tablero-revestimiento. No requiere la incorporación de ningún tipo de cola adicional, la propia resina MF actúa de adhesivo al someterse a altas temperaturas y presión.
 - . laminado de alta densidad⁹: considera el pegado de la lámina a la superficie, con la incorporación de la cola necesaria para el proceso.
 - . chapa natural¹⁰: además del pegado de la chapa al tablero, requiere procesos adicionales de lijado de la superficie de la chapa, imprimación y acabado final, con la incorporación del barniz correspondiente para estas dos últimos procesos.
- Distribución: según se ha descrito en la Tabla 3.13.
 - Retirada: según se ha descrito en el apartado 3.3.1.

La Tabla 3.46 muestra el impacto producido por los tres tipos de revestimientos, según los distintos métodos de evaluación aplicados. La Figura 3.5 muestra gráficamente la contribución al impacto total de cada una de las etapas del ciclo de vida calculada según el método Eco-Indicador'99.

Tomando como referencia el laminado de baja presión, el más utilizado en el sector del mueble, el laminado de alta presión supone un incremento del impacto en un rango de 30-44%, mientras que la chapa supone un incremento del 120-160%, dependiendo del método de evaluación del impacto aplicado (Eco-Indicador'95, Eco-Indicador'99 y Tellus). Si el método es el EPS los porcentajes varían significativamente, siendo de un 10% y 51% para el laminado de alta presión y chapa, respectivamente.

⁸ Consultar el apartado 3.3.5 y la ficha de inventario del Anexo I: *Rechapado de tablero con papel melamínico*.

⁹ Consultar el apartado 3.3.5 y la ficha de inventario del Anexo I: *Rechapado de tablero con laminado de alta densidad*.

¹⁰ Consultar el apartado 3.3.5 y las fichas de inventario del Anexo I: *Rechapado de tablero con laminado de alta densidad*, *Lijado pieza plana rechapada con chapa natural*, *Fondo de pieza plana rechapada con chapa natural* y *Acabado de pieza plana rechapada con chapa natural*. Por falta de información, se ha supuesto que el inventario del proceso de rechapado del tablero con chapa natural es el mismo que el del rechapado con laminado de alta densidad.

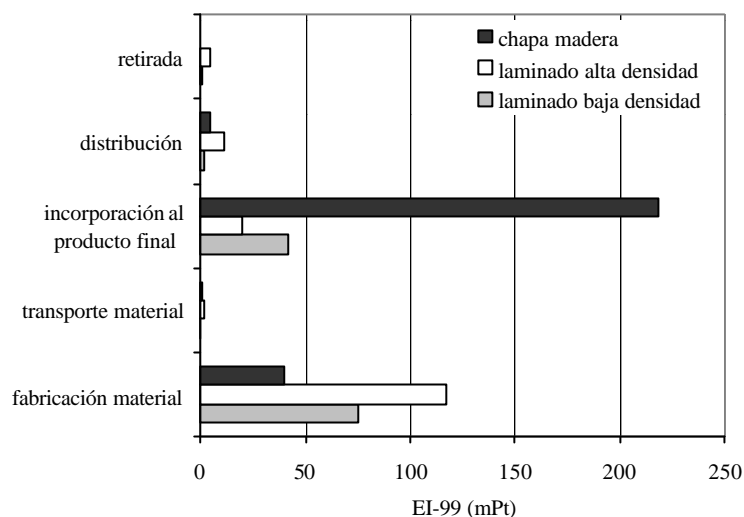


Figura 3.5 Comparación del ciclo de vida de revestimientos superficiales (Eco-Indicador'99).

En la Figura 3.5 se observa claramente la importancia de estudiar cada materia prima integrada en el ciclo de vida del producto final al que va destinado. Para los laminados, la etapa de fabricación del revestimiento es la que provoca una mayor contribución al impacto total, mientras que para la chapa, las operaciones de transformación de la misma para su incorporación al producto final producen un impacto muy superior al provocado por la propia fabricación de la chapa. Sin embargo, la producción de la chapa contribuye negativamente a la categoría de impacto de agotamiento de recursos. Este hecho no aparece reflejado en los resultados de la Figura 3.5, ya que de los cuatro métodos aplicados, únicamente el EI'99 y el EPS'00 consideran el agotamiento de los recursos naturales como categoría de impacto, pero no tienen índices de impacto calculados para la madera.

3.3.3 Canto

3.3.3.1 Descripción del inventario del ciclo de vida

El revestimiento del canto de los tableros puede realizarse con laminados, chapa natural o PVC. Es importante destacar que los espesores de los cantos difieren del material utilizado. En este caso, los espesores estudiados han sido los espesores comerciales más utilizados: 2 mm para el de PVC, 0.4 mm para el laminado de baja

densidad, 0.8 mm para el laminado de alta densidad y postformado y 0.5 mm para el canto de chapa natural. Estas diferencias de espesor provocan una resistencia a golpes variable con el espesor.

La producción de los laminados ha sido expuesta en el apartado anterior, por lo que en este apartado sólo se considera la fabricación del canto de PVC y del canto de chapa natural.

El laminado de PVC es el material más utilizado en la industria del mueble para el revestimiento de canto. A partir de la información recopilada en una empresa fabricante de láminas de PVC, su producción pasa por los procesos mostrados en la Figura 3.6.

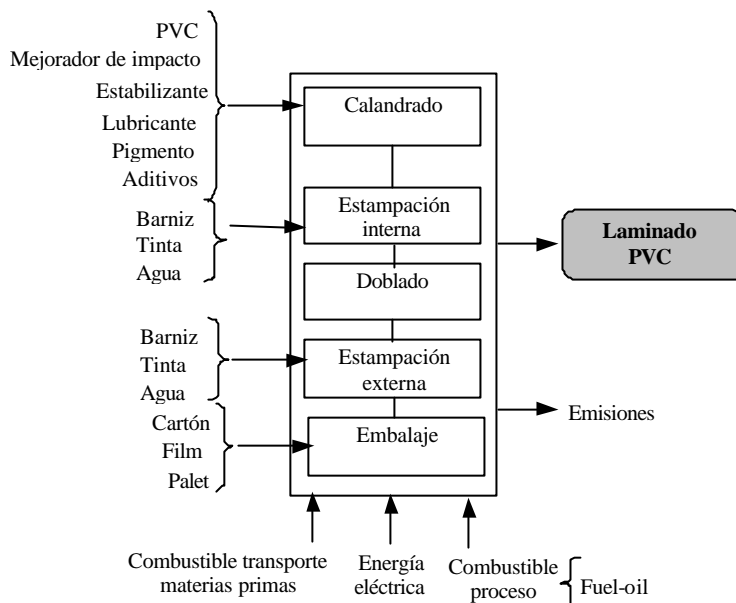


Figura 3.6 Esquema del inventario de la etapa de fabricación del canto de PVC.

La base de datos de Pré Consultants (SimaPro, 1997) incluye el inventario del ciclo de vida de la primera etapa de la producción del canto de PVC (calandrado), elaborado por APME a partir de la información recopilada en cuatro compañías alemanas en 1997. Puesto que el detalle de las cantidades y tipos de materias primas, distancias de procedencia y tipo de transporte utilizado, etc. no se incluye en la base de datos, no es posible determinar su adecuación al caso de aplicación del sector del mueble, por lo que se realizará un inventario propio a partir de los datos recopilados en una empresa fabricante de canto de PVC para dicho sector.

La ficha del Anexo I: *Laminado PVC* muestra el detalle de las cantidades y procedencia de las materias primas y emisiones, así como las hipótesis consideradas. Todos los datos de entradas y salidas se han recopilado como promedio anual de una empresa productora de canto de PVC. Dadas las altas temperaturas de los procesos, se generan compuestos orgánicos volátiles como consecuencia de la utilización de tintas y barnices, en una cantidad de 37.04 gr de COV/ kg de canto producido. La limpieza de la maquinaria del proceso de estampación produce el mayor volumen de agua residual y de sólidos filtrados, aunque no se han cuantificado.

Los cantos de chapa natural se fabrican a partir de chapas naturales de espesor medio 0.5 mm. Para darle el espesor correspondiente al canto se forman multicapas obteniendo espesores de hasta 3 mm. El proceso de fabricación es el reflejado en la Figura 3.7, donde las chapas entrantes se cizallan para escuadrar los lados. Puesto que las chapas tienen anchos diferentes dependiendo del tronco de origen, se unen o cosen mediante colas con el objeto de conseguir una anchura mayor y aumentar así el rendimiento del proceso. Posteriormente se procede a la unión longitudinal de las chapas y si es necesario, a la formación de multicapas. Se pedido, obteniendo los cilindros de canto y se embalan.

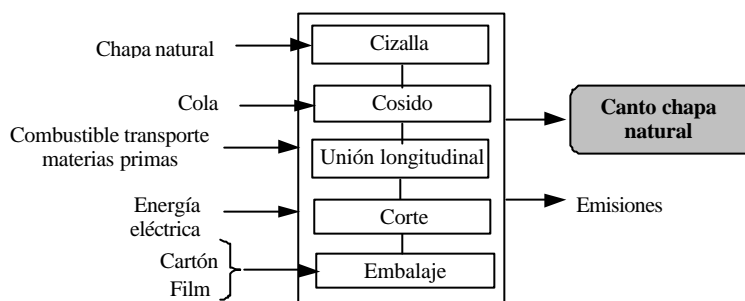


Figura 3.7 Esquema del inventario de la etapa de fabricación del canto de chapa natural.

La información cuantitativa de las entradas y salidas se detalla en la ficha de inventario del Anexo I: *Canto de chapa natural*. Toda la información contenida corresponde al promedio mensual de una única empresa. En cuanto a las emisiones, únicamente se han cuantificado los residuos sólidos, ya que la empresa acababa de iniciar el control de los residuos sólidos generados y no disponía información relativa a emisiones. Aproximadamente el 75% de los residuos sólidos generados durante la fabricación del canto corresponden a restos de chapas, mientras que el restante 25% corresponde principalmente a materiales de embalajes.

3.3.3.2 Análisis del impacto

Previo al análisis del ciclo de vida del canto integrado en el producto final, va a compararse el impacto ambiental del calandrado del PVC incluido en la ficha de inventario del laminado de PVC del Anexo I, con el incluido en la base de datos de Pré Consultants. Dependiendo del método de evaluación aplicado, aparecen diferencias que oscilan entre un 0.35% y un 15% en los indicadores de impacto ambiental. El proceso de calandrado supone una media del 80% del impacto total producido durante la fabricación del canto, ya que incluye el impacto del PVC utilizado como materia prima. En ambos inventarios se ha tomado como inventario del PVC el calculado por APME, por lo que las diferencias se deberán al transporte o al consumo energético. En el caso del inventario realizado, el kilometraje y medio de transporte utilizado se ha detallado en la ficha del Anexo I: *Laminado de PVC* y el consumo energético es de 0.5 kWh/kg. Sin embargo, como se ha comentado anteriormente, no pueden compararse estos valores con los de la base de datos Pré Consultants porque no se detallan en la misma. Este problema es el más habitual al utilizar las bases de datos comerciales, la falta de información sobre la procedencia de los datos que contienen, por eso en esta tesis se ha intentado justificar en todas las fichas de inventario confeccionadas la procedencia de todos los datos utilizados.

Pasando al análisis comparativo del impacto ambiental producido por el aplacado de los cantos de los tableros, se ha considerado como unidad funcional el revestimiento de 1m lineal de ancho normalizado 30 mm.

Las etapas del ciclo de vida de los cantos aplicados a un producto del sector del mueble son las mismas que las estudiadas en el caso de los revestimientos superficiales, a excepción de la etapa de incorporación al producto final. Según se describe en el apartado 3.3.5, el aplacado de canto puede realizarse con canto recto¹¹ o postformado¹². En este estudio se ha considerado la aplicación de canto recto con laminado de baja densidad, PVC y chapa natural, y postformado con laminado de alta densidad. Previo al pegado del canto, es necesario preparar la superficie con un proceso de escuadrado y lijado (en el caso de canto recto) y de fresado con el fin de dar la forma definitiva (en el caso de postformado). Además, el aplacado de canto con chapa natural requiere procesos adicionales de lijado, imprimación y acabado, al igual que ocurría con el revestimiento superficial.

A pesar de que en ningún caso ha sido posible estimar las emisiones atmosféricas y los vertidos al agua producidos en la etapa de aplacado del canto, la Figura 3.8 y la Tabla 3.46 muestran, con los datos disponibles, la distribución del impacto a lo largo de las etapas del ciclo de vida el canto por el método Eco-Indicador'99 y el valor del

¹¹ Consultar el apartado 3.3.5 y la ficha del Anexo I: *Aplacado de canto recto*.

¹² Consultar el apartado 3.3.5 y la ficha del Anexo I: *Postformado con laminado de alta densidad*.

impacto por cada uno de los métodos de evaluación del impacto estudiados, respectivamente.

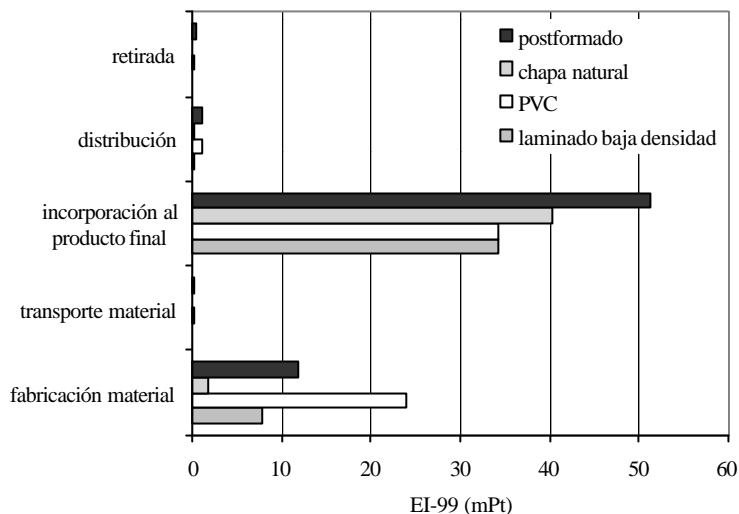


Figura 3.8 Comparación del ciclo de vida del aplacado de canto (Eco-Indicador'99).

Observando el comportamiento de las distintas etapas del ciclo de vida se concluye que la etapa de incorporación del canto al producto final es la que contribuye en mayor medida al impacto total (7-85% para los laminados, 94-95% para la chapa y 55-70% para el canto de PVC). Esto es debido a los elevados consumos energéticos necesarios para las operaciones de aplacado de canto, que necesitan de un proceso previo de tratamiento de la superficie a cantear, según se ha descrito en el apartado 3.3.5. De nuevo, se observa la importancia de considerar el ciclo de vida completo del material incorporado al producto al que va destinado.

3.3.4 Colas y barnices

3.3.4.1 Colas termoendurecibles

Descripción del inventario del ciclo de vida

Las colas termoendurecibles son disoluciones acuosas de un producto de condensación de urea-formaldehído, melamina-formaldehído o fenol-formaldehído.

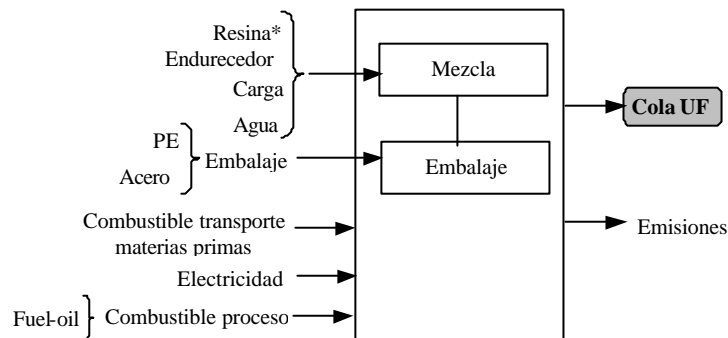
Su aplicación al sector del mueble se realiza en la fabricación de revestimientos de tableros y en la fabricación de tableros.

En bases de datos comerciales puede encontrarse información relativa a la resina de urea-formaldehído (en Idemat'96 e IVAM LCA Data 2.0) y melamina-formaldehído (en Idemat'96). La Tabla 3.19 muestra los datos de inventarios incluidos en cada una de ellas.

Tabla 3.19 Inventario de las resinas termoendurecibles incluido en las bases de datos comerciales (Un.F.: 1 kg).

	Urea-formaldehído		Melamina-formaldehído
	Idemat'96	IVAL LCA 2.0	Idemat'96
Urea (kg)	0.35	0.27	0.29
Formaldehído (kg)	0.35	0.73	0.41
Carga (kg)	0.35	-	0.3
Emisiones de formaldehído (kg)	-	0.0001	-

A partir de la información recopilada en una empresa productora de cola termoendurecible, se ha definido su proceso de fabricación y los inventarios de su ciclo de vida. Para la producción de la cola termoendurecible, se realiza una mezcla de todos los componentes en un reactor en el que se controlan principalmente los parámetros de temperatura y tiempo de reacción, dependiendo del tipo de resina a fabricar, según muestra la Figura 3.9



* Formaldehído, melamina, urea o fenol, dependiendo del tipo de cola termoendurecible.

Figura 3.9 Esquema del inventario de la etapa de fabricación de la cola termoendurecible.

Se han considerado cuatro tipos de colas, cuyos inventarios se detallan en las fichas del Anexo I:

- Urea-formaldehído (U-F) estándar, para su utilización en la fabricación de tablero contrachapado y/o aglomerado. Presenta un porcentaje de formaldehído libre $< 0.1\%$ (este límite se ha considerado como emisión Ver Anexo I: *Cola termoendurecible de urea-formaldehído estándar*).
- Urea-formaldehído (U-F) con bajo contenido en formaldehído, para su utilización en la fabricación de tablero de partículas, contrachapado o fibras clasificados como calidad E-1 (UNE-EN 120). Este tipo de resinas se formulan con un inhibidor de formol y normalmente se compensa una menor proporción de contenido en formaldehído con melamina. Presenta un contenido en formaldehído libre $\ll 0.01\%$ (este límite se ha considerado como emisión máxima d *Cola termoendurecible de urea-formaldehído bajo formol*).
- Melamina-formaldehído (M-F), para su utilización en la fabricación de papeles melamínicos de impregnación como revestimiento de tableros. Presentan un contenido nulo en formaldehído libre. (Ver Anexo I: *Cola termoendurecible de melamina-formaldehído*).
- Fenol-formaldehído (F-F), para su utilización en la fabricación de la base de los revestimientos de laminado de alta presión. (La reacción de tiene una duración doble que el resto). (Ver Anexo I: *Cola termoendurecible de fenol-formaldehído*).

Las principales materias primas utilizadas para su fabricación son:

- Resina, formada por aldehídos (formaldehído) y grupos amidas (urea y melamina), dependiendo del tipo de cola a fabricar.
- Endurecedores, con el fin de conseguir un endurecimiento más rápido en el proceso de fabricación de tableros o revestimientos.
- Cargas, con el fin de mejorar las características de la mezcla y abaratar precio.
- Agua, como vehículo para poder obtener unas mezclas de una viscosidad adecuada. Se evapora con la aportación de calor al proceso de fabricación de tableros y revestimientos.

- Embalaje, que consiste en jaulas de acero protegiendo los envases de plástico (PE de alta densidad).

La Tabla 3.20 muestra la composición en porcentaje de las materias primas utilizadas para la producción de cada una de las resinas consideradas.

Tabla 3.20 Composición de los diferentes tipos de colas termoendurecibles.

	UF estándar	UF bajo formol	MF	FF
Urea	16.2%	22.3%	25.8%	-
Formaldehído	24.3%	8.1%	-	12.0%
Melamina	-	11.3%	17.2%	-
Fenol	-	-	-	8.0%
Endurecedor	2.5%	2.5%	2.0%	6.0%
Carga	22.0%	20.8%	10.0	28.0%
Agua	35.0%	35.0%	45.0%	46.0%

Los consumos energéticos corresponden al combustible para la caldera que proporciona el calor necesario para iniciar la reacción química de polimerización, energía eléctrica y combustible para el transporte de todas las materias primas hasta la planta de fabricación de las resinas.

Una de las principales emisiones es la producida durante la fabricación de las colas es el formaldehído. A pesar de que éste es un contaminante tóxico a partir de ciertas concentraciones, la empresa consultada no disponía de mediciones, por lo que se han obtenido a partir de fuentes bibliográficas. Safriet (1991) estima las emisiones de formaldehído a partir de diversas fuentes de generación. Para el caso concreto de la -F, M-F y P-F las emisiones estimadas son las reflejadas en la Tabla 3.21.

Tabla 3.21 Emisiones de formaldehído durante la producción de la cola de U-F, M-F y P-F.

	Cantidad (Kg de formaldehído/Tm de cola)
Polimerización	0.15 – 1.5
Almacenaje	0.03 – 0.2
Emisiones fugitivas	0.03 – 0.2

Aplicando los valores medios de estas emisiones, se obtienen las emisiones mostradas en la Tabla 3.22 para cada una de las colas.

Tabla 3.22 Emisiones de formaldehído durante la producción de cola termoendurecible.

Un.F.: 1 kg	Formaldehído (gr)
U-F estándar	0.231
U-F bajo formol	0.077
M-F	0.245
F-F	0.114
U-F papel	0.188

Análisis del impacto

Puesto que estas colas se utilizan en una pequeña proporción y con aplicaciones diferentes (fabricación de los tableros o revestimientos de laminados) únicamente se va a estudiar el impacto que producen durante su fabricación. Tomando como unidad funcional común a todas las colas 1 kg, la Figura 3.10 muestra la comparación entre ellos para el método Eco-Indicador'99.

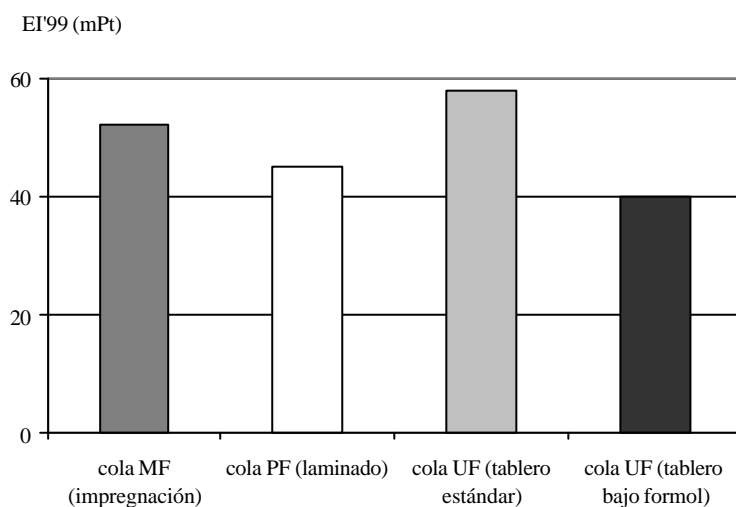


Figura 3.10 Comparación del impacto producido por diferentes tipos de colas termoendurecibles (Eco-Indicador'99).

El valor del indicador del impacto ambiental por cada uno de los métodos de impacto se muestra en la Tabla 3.46.

En el caso de la cola U-F para tableros y M-F, estos resultados pueden compararse con los que se obtienen de analizar los inventarios incluidos en las bases de datos comerciales (descritos en la Tabla 3.19) y que se muestran en la Tabla 3.23. Las diferencias que se obtienen se deben tanto a la falta de información como a la falta de factores de caracterización para algunos contaminantes, dependiendo del método

Tabla 3.23 Comparación del impacto ambiental de las colas termoendurecibles incluidas en las bases de datos comerciales.

Un.F.: 1 kg	Eco-Ind'95 (mPt)	Eco-Ind'99 (mPt)	EPS'00 (m-elu)	Tellus (m\$)
U-F (Idemat'96)	0.12	82.77	813.10	6.50
U-F (IVAM)	1.74	24.92	145.40	73.31
M-F (Idemat'96)	0.06	54.61	536.30	5.30

3.3.4.2 Acetato de polivinilo (cola blanca)

Descripción del inventario del ciclo de vida

La cola blanca se trata de una emulsión de una resina orgánica en agua, que al evaporarse provoca que la resina se sude, dando lugar a una película dura que permite la unión de los materiales. Su uso es generalizado en el sector del mueble, principalmente para el encolado de juntas.

La cola es una emulsión acuosa con un 55% de contenidos sólidos formados por resina de acetato de polivinilo (45%) y plastificante (10%) según el proceso mostrado en la Figura 3.11.

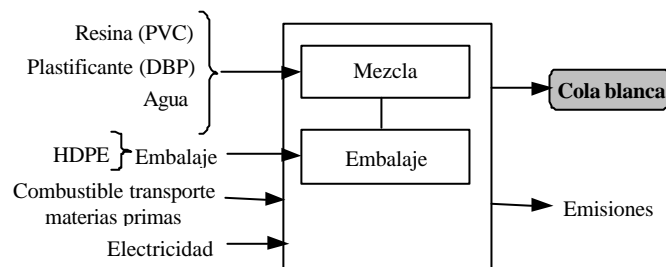


Figura 3.11 Esquema del inventario de la etapa de fabricación de la cola blanca.

En la ficha *Cola blanca* del Anexo I se muestra el inventario considerado para esta cola. Como se observa, únicamente se han cuantificado las entradas al sistema.

Análisis del impacto

Al igual que se ha hecho con las colas termoendurecibles, únicamente se va a considerar el análisis del ciclo de vida de la etapa de fabricación de la cola. La Tabla 3.46 muestra el impacto producido por 1 kg de cola por cada uno de los métodos de impacto.

3.3.4.3 Barnices

Descripción del inventario del ciclo de vida

El tipo de barniz más utilizado para el acabado superficial de los muebles es el de poliuretano. Se obtiene al mezclar los dos componentes principales (resina alquídica polioliol-poliéster con poliisocianatos) en base disolvente. Los datos de inventario considerados para el caso del barniz de poliuretano aplicable a la etapa de fondo o imprimación y el aplicable a la etapa de acabado se refleja en las fichas de inventario del Anexo I: *Barniz poliuretano (etapa fondo)* y *Barniz poliuretano (etapa acabado)*, respectivamente.

El esquema del inventario de la etapa de fabricación del barniz se muestra en la Figura 3.12.

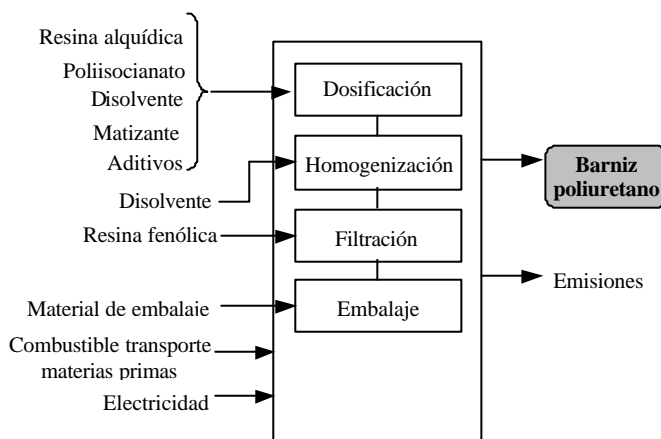


Figura 3.12 Esquema del inventario del ciclo de vida de la etapa de fabricación del barniz de poliuretano.

Análisis del impacto

A la hora de estudiar el impacto ambiental que produce este barniz, se va a considerar como unidad funcional su aplicación a 1 m^2 de superficie revestida con chapa natural, que según el fabricante corresponde a unos gramajes de 160 gr/m^2 y 180 gr/m^2 para la etapa de fondo y acabado, respectivamente. La Figura 3.17 muestra gráficamente la comparación del impacto entre las etapas de imprimación y -Indicador'99. La valoración del impacto por los restantes métodos puede consultarse en la Tabla 3.46.

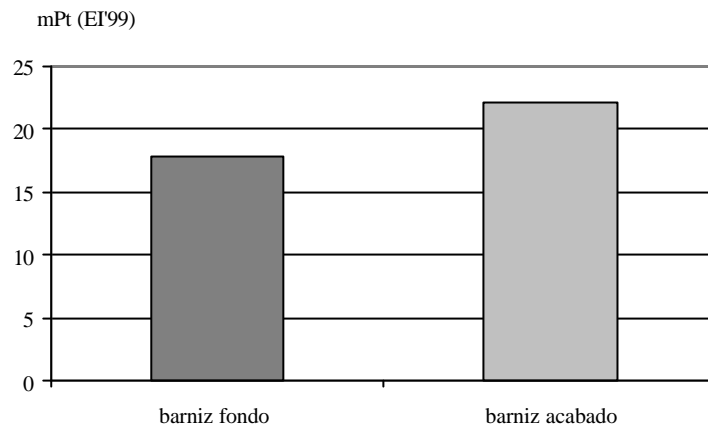


Figura 3.13 Comparación del impacto producido en las etapas de fondo y acabado durante el tratamiento de 1 m^2 de chapa (Eco-Indicador'99).

3.3.5 Operaciones de transformación del tablero

3.3.5.1 Descripción del inventario del ciclo de vida

Dentro de las operaciones de transformación del tablero puede diferenciarse entre aquellas operaciones que se realizan sobre los tableros derivados de la madera para:

- dimensionar y preparar el tablero para el posterior montaje: corte y mecanizado,
- preparar la superficie del canto del tablero para el posterior pegado del canto: aplacado de canto recto y postformado con laminado de alta densidad, y

- rechapar la superficie con un revestimiento superficial: rechapado con laminado de baja densidad y rechapado con laminado de alta densidad o chapa natural.

En ninguna base de datos comercial aparece información de inventario relativa a estos procesos, por lo que se han medido directamente en una empresa fabricante de mobiliario de oficina. Todas estas operaciones de transformación del tablero se efectúan normalmente en la misma empresa, y es necesario aplicar un criterio para la asignación de los consumos energéticos a cada uno de los procesos unitarios. La Tabla 3.24 muestra el reparto en función de la energía consumida por cada proceso unitario (potencia nominal de las máquinas por el número de horas trabajadas) y asignada a cada unidad funcional. Se ha supuesto que el consumo de los servicios generales es despreciable comparado con el consumo del proceso de producción.

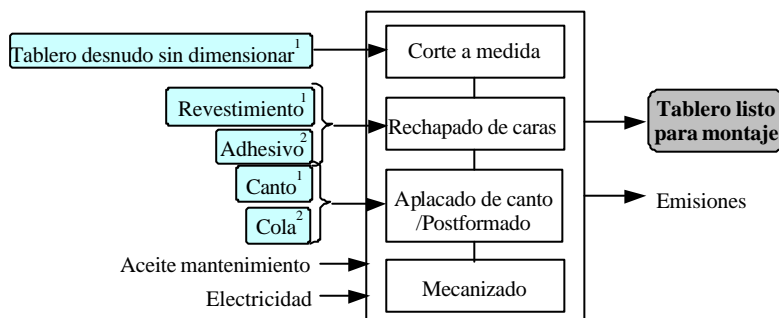
Tabla 3.24 Consumos energéticos de cada proceso unitario de la transformación del tablero, asignados a cada unidad funcional.

	Corte ^{+,*}	Mecanizado ⁺	Rechapado	Aplacado canto recto	Postformado
Un.F.	m ²	m ²	m ²	m-lineal	m-lineal
kWh	0.52	0.41	0.56	1.06	1.35

⁺ se ha supuesto como unidad funcional el corte y el mecanizado de 1 m² de tablero.

^{*} el espesor equivalente considerado es de 22 mm (1 m² = 14.3 kg).

La Figura 3.14 muestra el esquema seguido por un tablero que sufre todos estos procesos unitarios.



¹ No contabilizado en el cálculo del impacto ambiental

² Dependiendo del tipo de revestimiento.

Figura 3.14 Procesos unitarios en las operaciones de transformación del tablero derivado de la madera.

Normalmente los tableros se reciben en dimensiones estándar de 3.66 x 2.05 m² y es necesario su corte a la medida del producto final. Tras realizar sobre la pieza dimensionada las operaciones de rechapado y aplacado de canto (si son necesarias), se mecaniza para que sea posible su posterior montaje.

En la ficha de inventario del Anexo I: *Corte a medida de tablero de partículas* se muestran los datos de inventario de este proceso. Los datos que contiene la ficha son para un espesor equivalente de 22 mm, por lo que debe ponderarse para otros espesores. Esto se ha hecho para poder diferenciar el impacto del corte entre los diferentes espesores.

En el proceso de rechapado de caras intervienen el tablero, el revestimiento y la cola de unión. El proceso tiene dos etapas bien diferenciadas: extendido y prensado. En el primero, se deposita la cola mediante dos rodillos encoladores, que giran a velocidades contrarias de 20-50 m/min alimentadas por un motor. En el segundo, se facilita el contacto entre el tablero y la cola mediante una prensa que ejerce presión. El tipo de cola a aplicar depende del revestimiento. Si el revestimiento es papel impregnado de melamina, no es necesario el encolado previo de la superficie, ya que la resina del revestimiento actúa como cola al aplicar sobre él un prensado de 70-80 kg/cm² a una temperatura de 170-180°C. Los datos de inventario considerados pueden consultarse en la ficha del Anexo I: *Rechapado de papel impregnado de melamina/laminado de baja densidad*. En la ficha no se incluye el tablero ni el revestimiento y por tanto, sólo se contabiliza el impacto producido por el propio proceso. Todos los datos de entradas y emisiones se han medido directamente en una empresa que realiza este proceso.

Por el contrario, si el rechapado se realiza con laminados de alta densidad se aplican colas de fraguado rápido y en frío (se ha supuesto de tipo acetato de polivinilo) aplicando una presión de 10 kg/cm². Si se trata de rechapado con chapas naturales se suele utilizar más la cola de urea-formaldehído, reduciendo la temperatura y la presión a 60-98 °C y 5 kg/cm², respectivamente. En la ficha de inventario del Anexo I: *Rechapado del tablero con laminado de alta densidad* se muestran los datos considerados, que se han medido directamente en una empresa que realiza este proceso. Este mismo inventario se ha considerado para el rechapado con chapa natural, debido a la falta de información.

La siguiente operación es el acabado del canto del tablero, que puede hacerse con canto recto o postformado. En el primer caso, los tableros alimentan a una perfiladora que prepara la superficie donde va a aplacarse el canto. Sobre esta superficie se aplica cola termofusible que ha sido fundida previamente por el efecto del calor, y simultáneamente se va alimentando el canto, que gracias a unos elementos de presión se fija a la superficie. En el caso del postformado con laminado de alta densidad, el proceso es similar. Una vez perfilada la forma del canto y rechapado el tablero con el laminado de alta densidad (dejando una

superficie libre del revestimiento suficiente como para cubrir la forma del canto a postformar) se aplica calor mediante rayos infrarrojos que permiten, gracias a la cola y a unos elementos de presión, adaptar el revestimiento a la forma del canto. El inventario correspondiente a cada uno de estos procesos puede consultarse en el Anexo I: *Aplacado de canto recto y Postformado con laminado de alta densidad*, respectivamente. En estas fichas no se incluye el tablero a aplacar ni el canto, por lo que el impacto es el provocado, únicamente, por el proceso objeto de estudio sin contabilizar el producido por el material.

Finalmente, la ficha del Anexo I: *Mecanizado de tablero de partículas* incluye los datos de inventarios de las operaciones de mecanizado del tablero para su posterior montaje.

3.3.5.2 Análisis del inventario

La Figura 3.15 muestra el valor del impacto ambiental según el método Eco-Indicador'99, producido por cada uno de los posibles procesos unitarios que pueden aplicarse a un tablero derivado de la madera (las unidades funcionales son las mostradas en la Tabla 3.24). Hay que hacer notar, que en la evaluación del impacto no se ha incluido el impacto del tablero, canto o revestimiento, dependiendo del proceso. De esta forma, únicamente se ha contabilizado el impacto causado por cada proceso unitario.

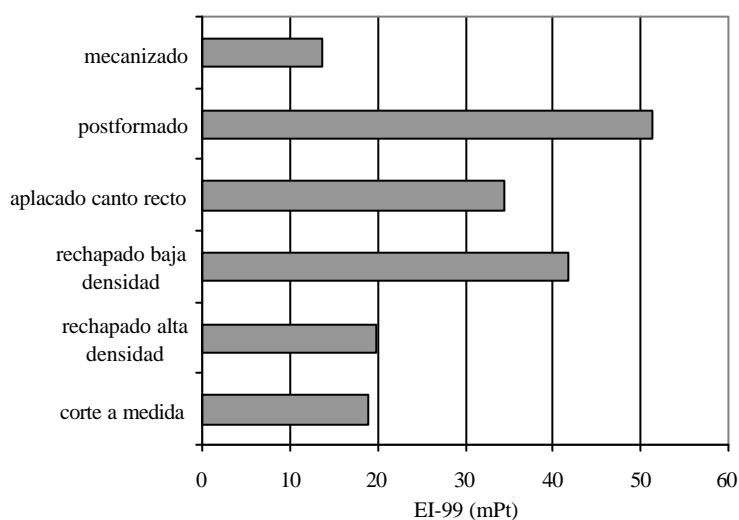


Figura 3.15 Comparación del impacto producido por los procesos unitarios de transformación del tablero de partículas (Eco-Indicador'99).

Resultados análogos se han obtenido con el resto de métodos de evaluación del impacto y los valores de los indicadores para cada método pueden consultarse en la Tabla 3.46.

Con respecto a las dos opciones para rechapar el tablero, se observa que el rechapado con papel melamínico produce un impacto superior al del laminado de alta presión debido a que el fraguado de la resina melamínica requiere una presión y temperatura muy superior a la del laminado de alta densidad, que normalmente se realiza en frío. Por esta razón, en el laminado de alta densidad, las emisiones son las causadas únicamente por el consumo energético de la prensa, mientras que en el papel melamínico se desprenden además contaminantes al aire causados principalmente por las emisiones de la caldera utilizada para conseguir las altas temperaturas de fraguado de la resina, según muestra la Tabla 3.25.

Tabla 3.25 Emisiones al aire durante el proceso de rechapado con papel melamínico (Un.F.: 1 m²).

Composición	Cantidad (kg)
Partículas	3.915
CO ₂	1.521
CO	0.119
NO _x	0.014
SO ₂	0.041

Con respecto a las dos opciones estudiadas para revestir el canto del tablero, se observa que el postformado tiene un impacto superior al aplacado de canto recto. La causa principal es debida a que las operaciones de perfilado del canto son más importantes en el postformado, como ha quedado reflejado en la Tabla 3.24, puesto que la forma final del canto del tablero requiere un mayor consumo energético que en el caso de canto recto, en el que únicamente se escuadran los cantos paralelos.

3.3.6 Operaciones para el tratamiento de la chapa natural

3.3.6.1 Descripción del inventario del ciclo de vida

Si el revestimiento del tablero es chapa natural, al finalizar los procesos descritos en la Figura 3.14, es necesario realizar una serie de operaciones previas a su montaje. En primer lugar, se procede al lijado de la pieza, cuyo polvo suele aspirarse y

enviarse a un silo para su posterior tratamiento. Después de este lijado, se le aplica una primera capa de barniz denominada fondo o imprimación. Tras ella, se deja secar para realizar un posterior lijado y aplicar otra capa de barniz denominada acabado. Las piezas, una vez barnizadas, son almacenadas a la espera de ser utilizadas en el premontaje o montaje. En ocasiones pueden llevar una capa de tinte para dar el color definitivo a la madera, pero este proceso no se ha contemplado en el inventario realizado.

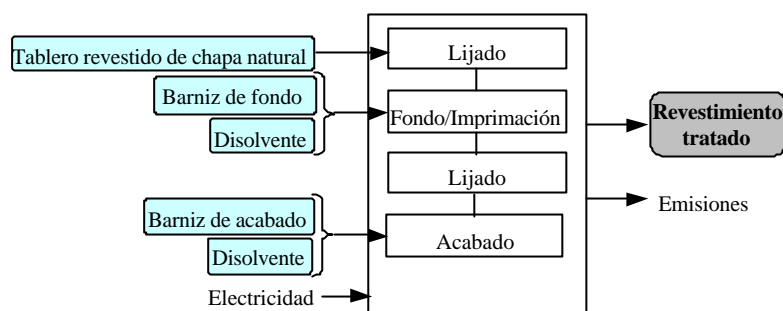


Figura 3.16 Procesos unitarios en las operaciones de tratamiento del tablero revestido con chapa natural.

Una vez completados los inventarios de los barnices según se ha descrito en el apartado 3.3.4.3, para su aplicación al revestimiento se han considerado los siguientes gramajes: para la etapa de fondo 160 gr/m² y para la etapa de acabado final 180 gr/m², siendo 31.66% el promedio de pérdidas con diferentes sistemas de aplicación según Mossi (1994). En la ficha del Anexo I: *Fondo de piezas planas rechapadas de chapa natural* y *Acabado de piezas planas rechapadas de chapa natural* pueden consultarse las entradas y salidas y suposiciones realizadas para completar el inventario.

Al igual que ocurre en el caso anterior, todas las operaciones de transformación de la chapa natural se realizan en la misma empresa, por lo que para realizar una asignación del consumo energético a cada proceso unitario y a cada unidad funcional se ha aplicado el mismo criterio que en el caso anterior, obteniéndose los consumos energéticos mostrados en la Tabla 3.26.

Tabla 3.26 Consumos energéticos de cada proceso unitario del tratamiento de la chapa natural.

Un.F.: 1 m ²	Lijado	Imprimación	Acabado
kWh	3.1	1.42	0.19

La información relativa a la composición de las aguas procedentes de las cabinas de pintura se ha basado en la información publicada en Mossi (1994) y se detalla en la Tabla 3.27.

Tabla 3.27 Emisiones al agua durante la etapa de fondo y acabado del tratamiento de la chapanatural (mg/m²). Fuente (Mossi, 1994).

Composición	fondo	acabado
Sólidos en suspensión	491.79	91.5
DQO	6100.9	16970.2
DBO ₅	304.2	2440
Cloruros	483.34	462.99
Sulfatos	930.18	739.93
Fenoles	0.37	0.97
Formaldehído	3.77	0.37
Amoníaco	14.11	4.88
Nitratos	60.84	76.25
Nitritos	21.97	7.63
Fósforo total	16.22	3.05
Mercurio	0.0085	0.021

En cuanto a las emisiones al aire producidas durante la aplicación de los barnices, son principalmente COV. Anex *et al.* (1998) han estimado factores de emisión para diversos tipos de sustancias utilizadas para el tratamiento de la madera, entre ellos, barniz de acabado y de fondo, tintes, esmaltes, colores, etc. Distingue entre recubrimientos con bajo contenido en COV y aquellos con alto contenido en COV. Los primeros son aquellos recubrimientos con menos de 0.36 kg de COV/litro de recubrimiento, condición que cumplen principalmente los barnices, tintes, etc. en base acuosa. Los restantes se incluyen en el segundo grupo de alto contenido en COV. La Tabla 3.28 muestra un resumen de algunos de los valores estimados, aunque estos valores no han sido incluidos en el inventario realizado por falta de criterio para realizar una correcta extrapolación a los datos disponibles.

Tabla 3.28 Factores de emisión estimados para diversos tipos de recubrimientos de madera natural (kg/litro).

Fuente: Anex *et al.* (1998).

	Recubrimiento con altas emisiones de COV	Recubrimientos con bajas emisiones de COV
Barniz acabado	0.65 ± 0.03	0.17 ± 0.04
Barniz fondo	0.37 ± 0.28	0.19 ± 0.12
Tinte	0.66 ± 0.03	0.09 ± 0.05
Esmalte	0.54 ± 0.14	0.21 ± 0.12
Colores	0.64 ± 0.07	0.03 ± 0.09
Disolvente	0.79 ± 0.02	-

3.3.6.2 Análisis del impacto

A la hora de estudiar el impacto ambiental que produce el tratamiento de un tablero rechapado con chapa natural, se va a considerar como unidad funcional 1 m² de superficie lijada y tratada con la capa de fondo y acabado.

El valor del indicador de impacto producido por cada uno de estos procesos puede consultarse en la Tabla 3.46 para cada uno de los métodos de evaluación del impacto. La Figura 3.17 muestra la contribución al impacto de cada uno de estos procesos unitarios.

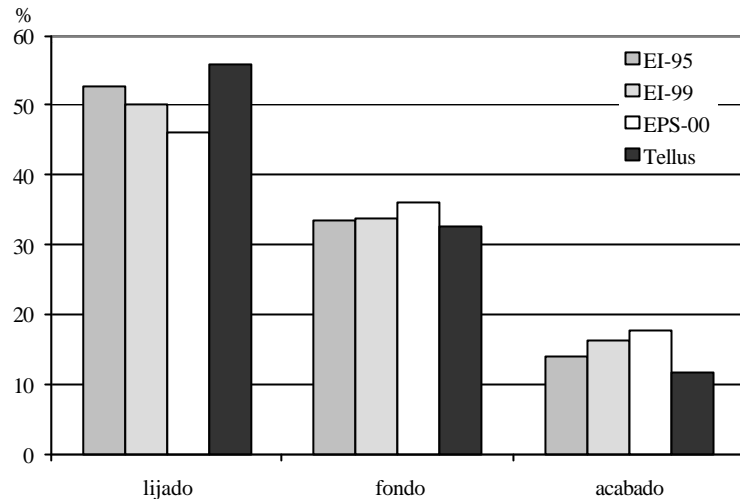


Figura 3.17 Contribución al impacto global de los procesos unitarios del tratamiento del revestimiento de chapa natural.

Con los datos de inventario disponibles, el proceso de lijado es el que contribuye en mayor grado al impacto debido al elevado consumo energético necesario para esta operación, según se ha visto en la Tabla 3.26. En los procesos de fondo y acabado se ha incluido el impacto provocado tanto por el barniz y el disolvente, como por su aplicación.

3.3.7 Elementos metálicos

3.3.7.1 Descripción del inventario del ciclo de vida

El inventario de los materiales utilizados para las partes metálicas de los muebles se ha centrado en el estudio de tres materiales distintos: acero inoxidable, acero al carbono y aluminio.

El proceso general de fabricación de la estructura de acero (al carbono/inoxidable) es el descrito en la Figura 3.18. El considerado para la estructura de aluminio únicamente contempla las etapas de recepción de la materia prima, corte y embalaje. El detalle de los procesos, las entradas y salidas y las suposiciones para cada una de las tres estructuras consideradas puede consultarse en las fichas del Anexo I: *Estructura de acero al carbono*, *Estructura de acero inoxidable* y *Estructura de aluminio*. Todos los datos corresponden a promedios anuales y las cantidades de

materias primas y energía, así como de todas las emisiones, se han medido directamente en empresas fabricantes de las estructuras.

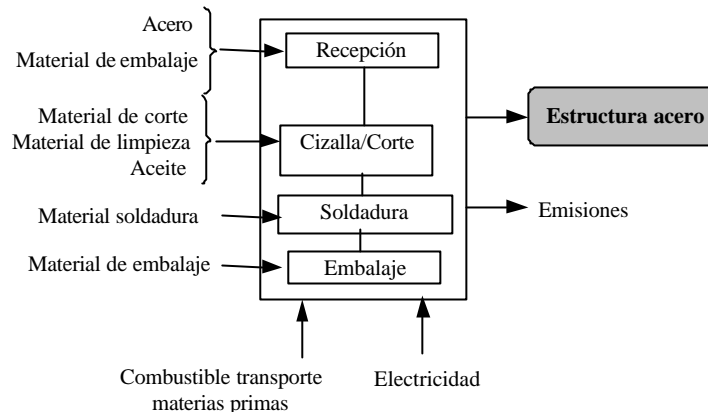


Figura 3.18 Esquema del inventario de la etapa de fabricación de la estructura.

Como se ha comentado en el apartado 3.2.2, la materia prima base para la confección de los inventarios del acero y aluminio se ha obtenido de la base de datos Idemat'96 siguiendo el procedimiento explicado previamente.

3.3.7.2 Análisis del impacto

Una vez la pieza metálica llega a la empresa fabricante de los muebles, normalmente no sufre ninguna modificación y se incorpora directamente al producto final en la etapa de ensamble o embalaje, dependiendo del tipo de mueble. Por tanto, en el análisis del impacto del ciclo de vida únicamente se ha considerado la etapa de fabricación de la pieza metálica, el transporte de la pieza hasta la empresa de muebles (se ha supuesto una distancia media de 500 km con camión de 28 Tm) y finalmente distribución y retirada según se ha descrito en el apartado 3.3.1. Se ha omitido la etapa de incorporación de la pieza al producto final.

Dependiendo del uso que vaya a tener el material (estructural o estético) va unidad funcional. En el primer caso, en el que el material tiene una función estructural se ha considerado como unidad funcional el peso por unidad de longitud de una sección con el mismo momento flector para los tres materiales. Para el e la unidad funcional de la estructura se ha partido de la siguiente hipótesis. Tomado como referencia el peso por unidad de longitud (gr/cm) de una sección cuadrada hueca de lado 5 cm y espesor 1 mm de acero inoxidable, se ha calculado el peso equivalente de una sección de lado 5 cm y espesor variable para el caso del

acero al carbono y aluminio, que soporte el mismo momento flector que la sección de acero inoxidable.

En el segundo caso, en el que la función es predominantemente estética, se ha considerado como unidad funcional el peso por unidad de longitud de una sección de dimensiones fijas para los tres materiales. Se ha supuesto una sección fija para los tres materiales (sección cuadrada de lado 5 cm y espesor 1 mm) y se han comparado sus pesos por unidad de longitud (gr/cm).

Con estas hipótesis, los materiales comparados para cada unidad funcional son los reflejados en la Tabla 3.29.

Tabla 3.29 Comparación de pesos por unidad de longitud de material según su función (gr/cm).

	Función estructural	Función estética
acero inoxidable	15.29	15.29
acero al carbono	17.38	15.29
Aluminio	14.64	5.43

Con este planteamiento, la Tabla 3.46 muestra los resultados del análisis del ciclo de vida para el caso de aplicación con función estructural y estética por cada uno de los métodos de evaluación del impacto aplicados. La diferencias en la evaluación entre los cuatro métodos se deben principalmente a la diferente valoración de los índices de impacto para los metales pesados y los PAHs, según se ha visto en el capítulo anterior.

En todos los casos más del 95% del impacto es producido por la etapa de adquisición de materia prima (fabricación de la pieza), según muestra la Figura 3.19 y Figura 3.20 para los casos de función estructural y estética, respectivamente.

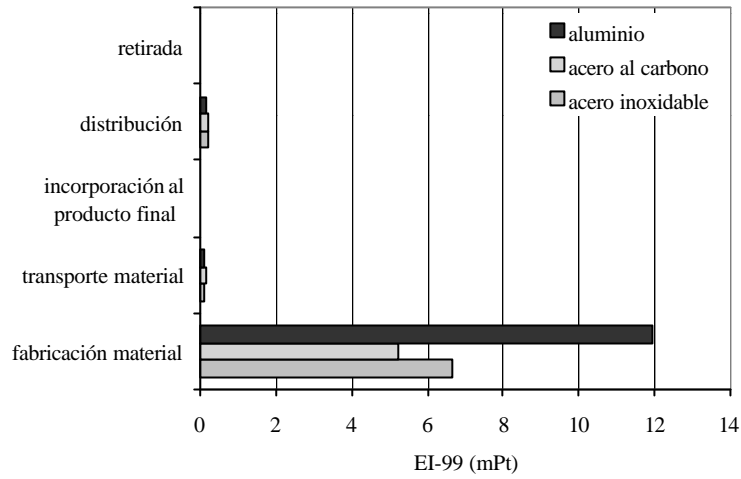


Figura 3.19 Comparación del ciclo de vida de materiales metálicos con función estructural (Eco-Indicador'99).

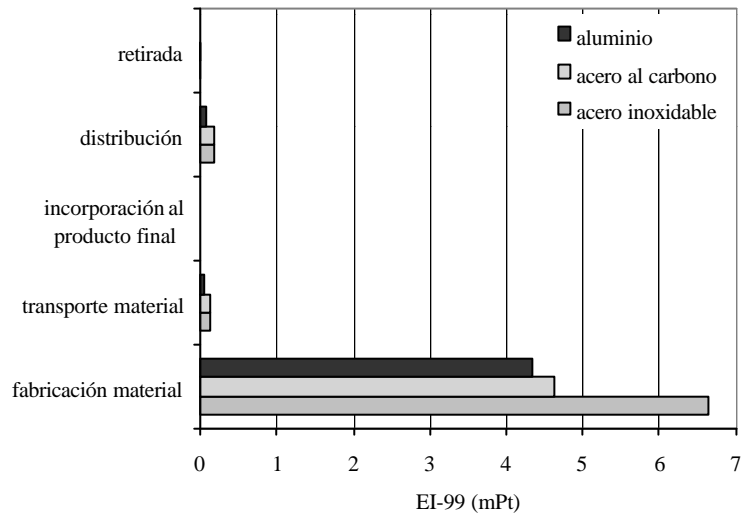


Figura 3.20 Comparación del ciclo de vida de materiales metálicos con función -Indicador'99).

Uno de los principales factores que afecta al impacto ambiental en este tipo de materiales es el porcentaje de reciclado en la obtención de los aceros y aluminios. Aumentando el porcentaje de reciclado hasta un 50% y 80%, se produce una

sensible reducción del impacto como media para todos los métodos de evaluación del impacto de 5% y 11% para el acero inoxidable, 21% y 43% para el acero al carbono y 32% y 61% para el aluminio, según muestran la Figura 3.21 con el método Eco-Indicador'99.

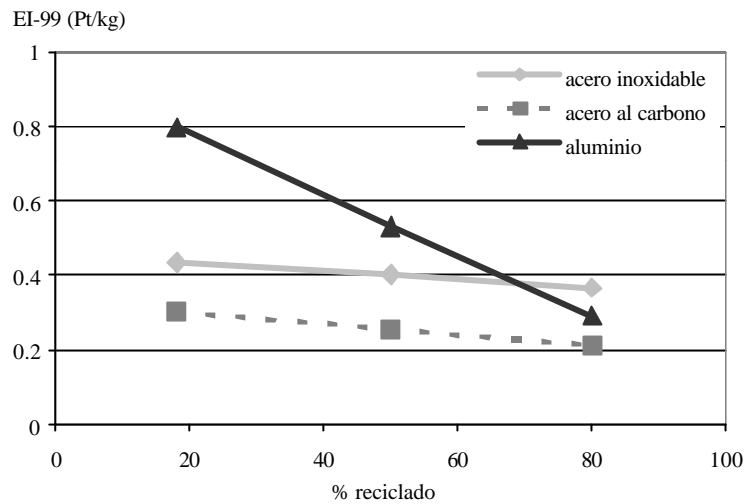


Figura 3.21 Influencia del porcentaje de reciclado en el impacto ambiental (Eco-Indicador'99).

3.3.8 Acabados superficiales de elementos metálicos

Los acabados superficiales que se han analizado tienen diferentes usos. El anodizado para el acabado superficial de perfiles de aluminio y la pintura en polvo, pintura líquida con base disolvente y el cromado como revestimiento de partes metálicas de acero. Al tratarse de un proceso, no va a estudiarse el ciclo de vida completo, sino sólo su aplicación a la pieza correspondiente. Como unidad funcional se ha considerado el revestimiento de 1 m² de superficie.

3.3.8.1 Anodizado

Descripción del inventario del ciclo de vida

El acabado superficial más utilizado para las partes de aluminio de un mueble es el anodizado. En las bases de datos Idemat'96 e IVAM LCA Data 2.0 se incluye el

inventario de este proceso. La Tabla 3.30 muestra una comparación del inventario de ambos procesos (en ninguno de los dos casos se incluye el aluminio a tratar).

Tabla 3.30 Comparación entre el inventario del ciclo de vida del proceso anodizado incluido en las bases de datos comerciales.

Un.F.: 1 m ²		IVAM	Idemat'96
Energía	Electricidad	18.76 MJ	7.2 MJ
	Gas natural	-	0.3 kg
Emisiones aire	H ₂	-	9 gr
	O ₂	-	6 gr
	HCl	0.2 gr	-
	H ₂ SO ₄	0.02 gr	-
Emisiones al agua	Al	56 gr	
	S	20 gr	
	SO ₄	230 gr	200 gr
	Cr	0.52 gr	-
	Iones metálicos	404 gr	-
	Cl ⁻	0.2 gr	-
	Ni	0.06 gr	-
	Sn	0.6 gr	-

A partir de la información recopilada directamente en una empresa que aplica este acabado superficial, se ha completado un nuevo inventario para este proceso que incluye los procesos que muestra la Figura 3.22.

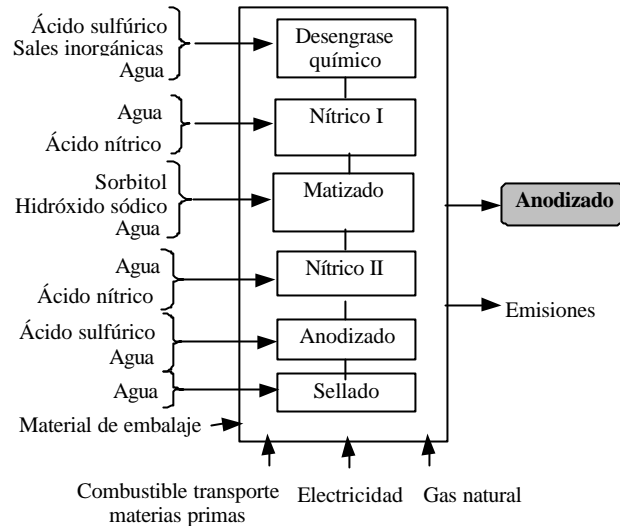


Figura 3.22 Esquema del inventario del proceso de anodizado.

En la ficha del Anexo I: *Anodizado* puede consultarse el detalle de las cantidades de todas las entradas y salidas consideradas, así como todas las suposiciones hechas en el análisis. La Tabla 3.31 muestra la equivalencia de los consumos energéticos para cada proceso unitario.

Tabla 3.31 Consumos energéticos producidos por los procesos unitarios del anodizado.

Un.F.: 1 m ²	Desengrase	Nítrico I	Matizado	Nítrico II	Anodizado	Sellado
Energía (MJ-LHV)	1.61	0.233	2.63	0.125	20.7	4.98

En cuanto a emisiones producidas por los diferentes procesos unitarios del anodizado, la Tabla 3.32 y la Tabla 3.33 muestran los contaminantes al aire y agua, respectivamente.

Tabla 3.32 Emisiones al aire del tratamiento superficial anodizado (Un.F.: 1 m²).

Proceso	Composición	Cantidad (gr/m ²)
Desengrase	SO ₂	0.026
Nítrico I	NO _x	1.07
Matizado	Vapores alcalinos	0.61
Nítrico II	NO _x	1.07
Anodizado	SO ₂	3.46
Instalaciones auxiliares	SO ₂	0.07
	NO _x	3.64
	CO	0.03

Tabla 3.33 Emisiones al aire del tratamiento superficial anodizado (Un.F.: 1 m²).

Proceso	Composición de la emisión	Cantidad (g/m ²)
Desengrase	Aceites y grasas	0.8
	Tensioactivos	0.1
	Aluminio	2
Nítrico I	Aluminio	5
	NO ₃ ⁻	1.35
Matizado	Aluminio	15
Nítrico II	Aluminio	4.29
	NO ₃ ⁻	0.58
Anodizado	Aluminio	7.50
	SO ₄ ⁼	37.50

Análisis del impacto

Con respecto al anodizado, la Tabla 3.46 muestra el valor de los indicadores de impacto para cada uno de los métodos de evaluación estudiados.

Con respecto al análisis del inventario propio realizado, la Figura 3.23 muestra la contribución al impacto de cada uno de los procesos unitarios del anodizado por los cuatro métodos de análisis del impacto.

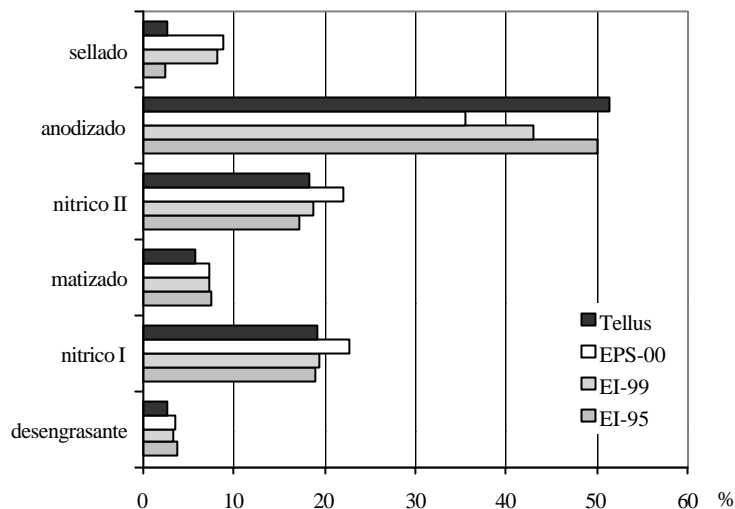


Figura 3.23 Comparación de la contribución al impacto producido por los procesos unitarios del anodizado.

Se observa que la etapa de anodizado es la que contribuye mayoritariamente al impacto total del proceso (entre 36-51% del impacto total). Este hecho es debido, principalmente, al elevado consumo energético de este proceso unitario, que supone cerca del 70% del total según mostraba la Tabla 3.31. La categoría de impacto más importante en este proceso es la acidificación, debido a las etapas de nítrico y anodizado.

3.3.8.2 Cromado

Descripción del inventario del ciclo de vida

El cromado se utiliza como revestimiento de piezas metálicas, principalmente de piezas pequeñas utilizadas como herrajes. Puesto que este proceso no estaba incluido en ninguna de las bases de datos comerciales consultados, se ha realizado un inventario propio a partir de los datos obtenidos directamente de una empresa que efectúa este tratamiento.

El cromado consiste en la introducción de la pieza en distintos baños con el fin de dotar a las piezas de una superficie protectora de cromo, protegiéndolas frente a procesos de oxidación. La capa de cromo da una resistencia mucho mayor que la de hierro, por lo que hace de cierre hermético a la entrada de aire atmosférico que pudiera atacar la superficie de la pieza. Los procesos unitarios son los que aparecen en la Figura 3.24. El detalle de las entradas y salidas y las suposiciones consideradas en cada uno de los procesos unitarios se ha incluido en la ficha del Anexo I: *Cromado*.

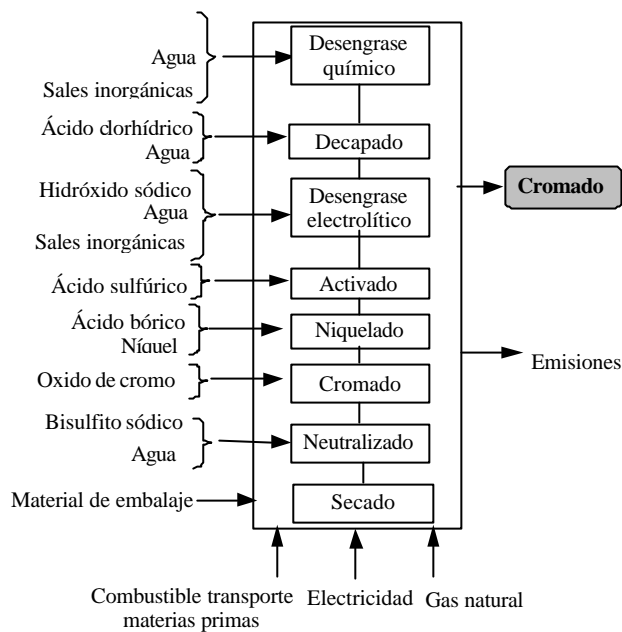


Figura 3.24 Esquema del inventario del proceso del cromado.

La Tabla 3.34 muestra la distribución de los consumos energéticos entre los procesos unitarios.

Tabla 3.34 Consumos energéticos producidos por los procesos unitarios del cromado.

Un.F.: 1 m ²	Desengrase químico	Decapado	Desengrase electrolítico	Activado	Niquelado	Cromado	Neutralizado
Energía (MJ-LHV)	0.18	0.23	18.10	0.03	105.00	28.80	0.04

En cuanto a emisiones producidas por los diferentes procesos unitarios del cromado, la Tabla 3.35 y la Tabla 3.36 muestran los contaminantes al aire y agua, respectivamente.

Tabla 3.35 Emisiones al aire del tratamiento superficial cromado (Un.F.: 1 m²).

Proceso	Composición	Cantidad (gr/m ²)
Desengrase ultrasonido	NaOH	0.00092
Decapado	H ₂ SO ₄	0.00221
Desengrase electrolítico	NaOH	0.00365
Activado	H ₂ SO ₄	0.00405
Cromado	H ₂ CrO ₇	0.00016
Neutralizado	NaOH	0.0023
Instalaciones auxiliares	SO ₂	0.07144
	NO _x	3.65472
	CO	0.03133

Tabla 3.36 Emisiones al agua del tratamiento superficial cromado (Un.F.: 1 m²).

Proceso unitario	Composición	Cantidad (gr / m ²)
Desengrase ultrasonido	Aceites y grasas	0.89
	Tensoactivos	0.89
Decapado	Fe ⁺³	7.2
Desengrase electrolítico	Aceites y grasas	3.6
	Tensoactivos	3.6
Activado/Niquelado	Ni	1.2
Cromado/Neutralizado	Cr ⁶⁺	1.2

Análisis del impacto

En cuanto al análisis del impacto del proceso de cromado, el proceso unitario que contribuye mayoritariamente al impacto total (entre 55-82% dependiendo del

método de evaluación del impacto) es el niquelado, según muestra la Figura 3.25. Esto es debido al elevado consumo energético requerido (como se ha visto en la Tabla 3.34) y a las emisiones de metales pesados al agua.

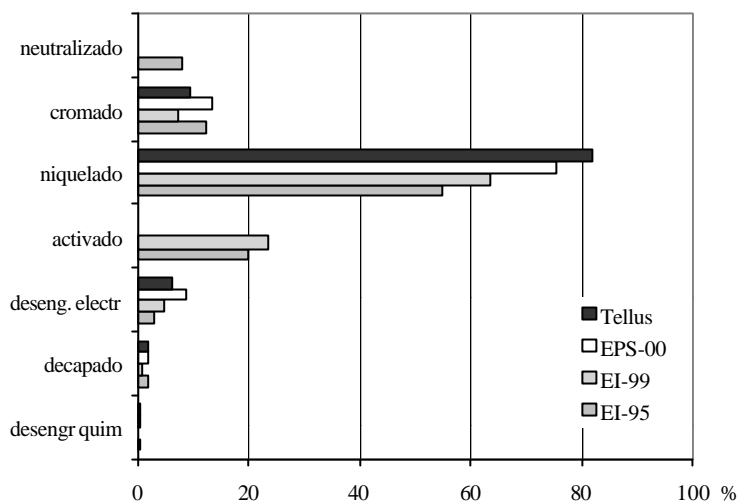


Figura 3.25 Comparación de la contribución al impacto producido por los procesos unitarios del cromado.

3.3.8.3 Pintura

Descripción del inventario del ciclo de vida

Para el acabado de patas y estructuras de acero, el tipo de revestimiento más utilizado es la pintura. En cuanto a la pintura en polvo, únicamente la base de datos IVAM LCA Data 2.0 incluye el tratamiento superficial con pintura en polvo de tipo poliéster, pero para la aplicación al sector del mueble se utiliza la pintura epoxi-poliéster. Por tanto, se ha realizado un nuevo inventario a partir de la información recopilada directamente de una empresa que realiza dicho proceso, detallándose en la ficha correspondiente del Anexo I: *Pintura epoxi-poliéster en polvo* las entradas y salidas para cada uno de los procesos unitarios detallados en la Figura 3.26.

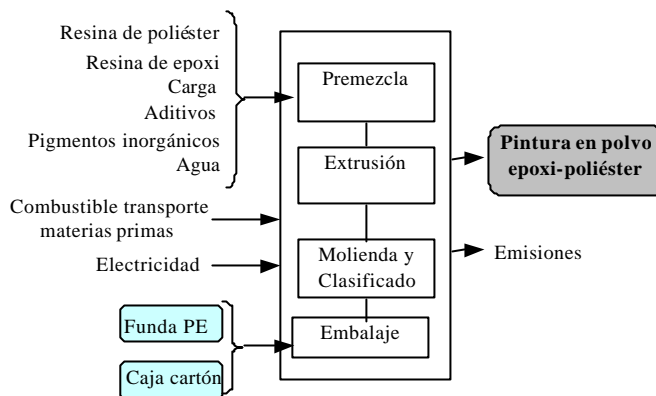


Figura 3.26 Esquema del inventario de la producción de pintura en polvo.

Previo a la etapa de aplicación de la pintura se realiza un tratamiento de la superficie, donde las piezas son preparadas mediante un proceso de desengrase y fosfatado para el pintado final. El pintado se realiza mediante un sistema de aplicación electrostático. Se ha supuesto un rendimiento medio de la pintura de 8.5 m²/kg. El inventario del proceso de revestimiento de la superficie a tratar se incluye en la ficha del Anexo I: *Revestimiento con pintura en polvo*, en el que todas las entradas y salidas se han obtenido de una empresa que realiza dicho proceso.

La Tabla 3.37 muestra la distribución del consumo energético entre los procesos unitarios del pintado con pintura en polvo.

Tabla 3.37 Consumos energéticos producidos por los procesos unitarios del pintado con pintura en polvo.

Un.F.: 1 m ²	desengrase	fosfatado	pintado
Energía (MJ-LHV)	0.79	0.03	13.4

Tabla 3.38 Emisiones al aire del proceso de pintado con pintura en polvo (Un.F.: 1 m²).

Proceso	Composición	Cantidad (gr/m ²)
Pintado	Partículas	0.3132
	SO ₂	17.9397
	CO	18.0438

Tabla 3.39 Emisiones al agua del proceso de pintado con pintura en polvo (Un.F.: 1 m²).

Proceso	Composición	Cantidad (g/m ²)
Desengrase	Aceites y grasas	2.3142
	Tensioactivos	0.1392
Fosfatado	Fosfatos	0.348
	Zn	0.2262

El inventario de la pintura con base disolvente se ha tomado directamente de la base de datos IVAM LCA Data 2.0. El rendimiento de los sistemas convencionales de pintura líquida con base disolvente es la mitad que el tomado para la pintura el polvo¹³. Para el inventario se ha supuesto que el tratamiento superficial de la superficie es el mismo para los dos tipos de pintura.

3.3.8.4 Análisis del impacto

En cuanto al revestimiento con pintura en polvo, la Figura 3.27 muestra la distribución del impacto para los distintos procesos unitarios. La aplicación de la pintura es el que provoca entre el 73-99% del impacto total del proceso, dependiendo del método de evaluación del impacto.

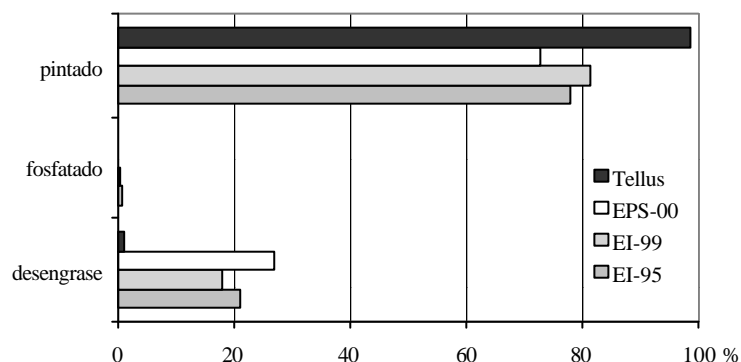


Figura 3.27 Comparación de la contribución al impacto producido por los procesos unitarios del acabado con pintura en polvo.

¹³ Según datos de fabricante.

Este impacto es debido mayoritariamente a los dos componentes principales de la composición de la pintura (resina epoxi (40%) y poliéster (60%)) y al consumo energético durante la aplicación de la pintura (ver Tabla 3.37).

Con las suposiciones mencionadas previamente para la realización del inventario de la pintura en base disolvente, se ha analizado su impacto y comparado con el producido por la pintura en polvo. El resultado obtenido se muestra en la Figura 3.28 para el método Eco-Indicador'99. El detalle de los valores del impacto para cada tipo de revestimiento y cada método de evaluación del impacto se muestra en la Tabla 3.46.

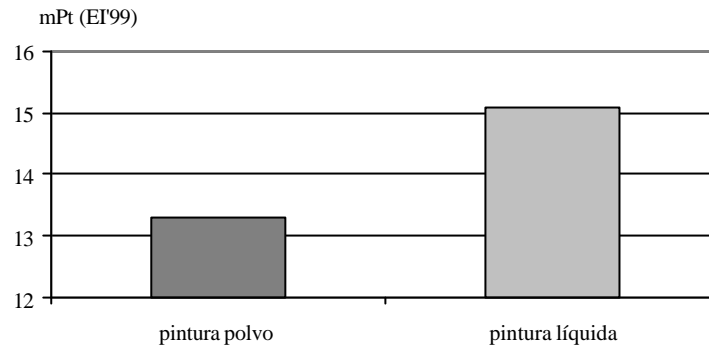


Figura 3.28 Comparación del impacto ambiental producido por el revestimiento de superficie metálica con pintura en polvo y el disolvente necesario para cubrir 1 m² (Eco-Indicador'99).

El menor impacto producido por el acabado con pintura en polvo es debido a las ventajas comparativas con respecto a los sistemas convencionales líquidos con base disolvente:

- permiten reciclar los excesos de polvo proyectados durante su aplicación, aprovechando al máximo el producto (el 75% de los sólidos de una pintura convencional se pierden, frente al promedio de 10% en el caso de pintura en polvo),
- minimizan los problemas de eliminación de residuos,
- no producen contaminación del aire, gracias a los sistemas de recuperación en ciclo cerrado,
- no contiene disolventes orgánicos (se evita la evaporación de disolventes),

- tienen un menor porcentaje de rechazo en los procesos de aplicación de la pintura y,
- tienen menores requerimientos energéticos.

3.3.9 Material de embalaje

3.3.9.1 Descripción del inventario del ciclo de vida

Se ha estudiado el inventario del ciclo de vida de cuatro materiales plásticos de embalaje: bolsa de PE, film termorretráctil, film de burbujas y EPS. Puesto que los usos y grados de protección de cada uno de ellos son diferentes, no se realizará una comparación entre ellos ya que la función que realizan es distinta.

A modo de resumen, la Tabla 3.40 muestra las principales características de cada uno de los materiales de embalaje que van a analizarse.

Tabla 3.40 Características de los materiales de embalaje.

	Film de burbujas	Bolsa PE	Film retráctil	EPS
Gramaje (gr/m²)	110.0	69.1	69.0	262.5*
Taras (%)	11	6	8	9
Uso taras*	(1)	(2)	(2)	(1)

(1) las taras se trituran en fábrica para ser reincorporados al mismo proceso.

(2) las taras se recuperan en la propia fábrica para productos de menor calidad.

* espesor 15-20mm.

La bolsa de PE se utiliza para envolver el mueble o cualquiera de sus elementos, pero sin llegar a protegerlo frente a golpes o transporte. Se obtiene a partir de tubo continuo extrusionado de PE (materia prima LDPE y LLDPE) impreso mediante flexografía y posteriormente soldado transversal y precortado (Figura 3.29).

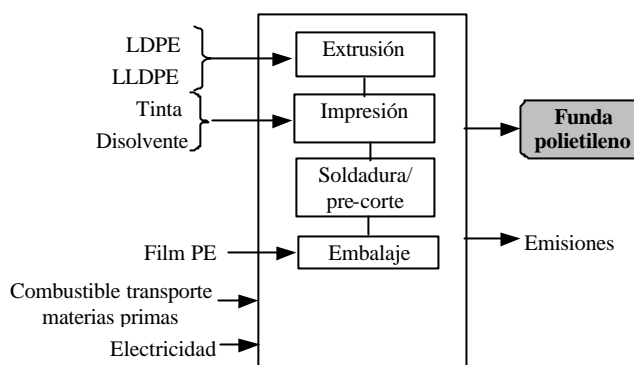


Figura 3.29 Esquema del inventario de la etapa de fabricación de la funda de polietileno.

Todos los datos de los procesos de fabricación unitarios se han obtenido directamente de una empresa productora de las bolsas, según la información contenida en la ficha de inventario del Anexo I: *Funda de PE*. Como inventario de la granza de PE utilizado como materia prima se ha aplicado el de APME, cuyo detalle de entradas y salidas puede consultarse en la base de datos BUWAL 250. en cuanto a las emisiones, se han cuantificado únicamente las emisiones al aire, cuyos valores se muestran en la Tabla 3.41.

Tabla 3.41 Emisiones al aire durante la fabricación de la funda de polietileno.

Composición	Cantidad (g/kg)
metoxipropanol	5.8
acetato	4.06
etanol	3.48

La base de datos de Pré Consultants incluida en el software Sima Pro incluye el inventario de un film continuo de PE a partir de la información recopilada por APME, que considera la producción del PE, su transporte hasta el centro de transformación, su producción y su embalaje a partir de un promedio de datos procedentes de 20 empresas británicas en 1993 con una producción de 67.000 Tm/año. A pesar de que el inventario realizado incorpora más etapas que las propias de la fabricación del film en el apartado siguiente se comparará el resultado del análisis de los dos inventarios.

El film termorretráctil se utiliza normalmente como embalaje de muebles junto con otras protecciones específicas como cantoneras. Su incorporación al ciclo de vida de un mueble precisa de un consumo energético en la retráctiladora. Se obtiene mediante un proceso de extrusión a partir de LDPE y su posterior embalaje, según muestra la Figura 3.30. Al igual que en el caso anterior, el inventario de la materia prima se ha obtenido a partir de los estudios de APME, mientras que todos los datos relativos a su transporte, transformación en film termorretráctil y embalaje se han obtenido directamente de una empresa fabricante, según se describe en la ficha de inventario del Anexo I: *Film termorretráctil*.

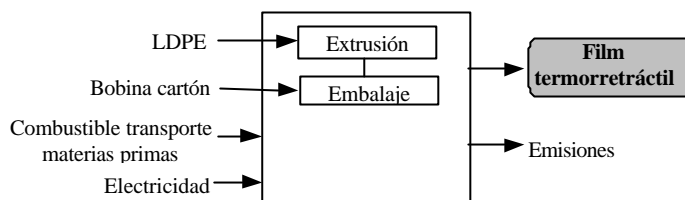


Figura 3.30 Esquema del inventario de la etapa de fabricación de film

El film burbuja ofrece una mayor protección que los anteriores filmes y se obtiene por adhesión de dos láminas obtenidas por extrusión a partir de materia prima de LDPE y LLDPE. El esquema del inventario del ciclo de vida de su fabricación es el mismo que el mostrado en la Figura 3.30, pero considerando como entrada los dos tipos de PE, cuyo inventario se ha obtenido, al igual que en los casos anteriores, de BUWAL 250. El detalle de las entradas y salidas consideradas en este inventario se muestran en la ficha del Anexo I: *Film termorretráctil*.

Finalmente, otro material que tiene un uso muy frecuente en el embalaje de los muebles es el EPS debido a su baja densidad y capacidad de amortiguación al choque. Para su producción se utiliza como materia prima PS, al cual se le incorpora un agente expansor (pentano) durante el proceso de polimerización.

La base de datos IVAM LCA Data 2.0 incorpora el inventario de dos tipos de EPS a partir de los informes de APME (1997^a, ^b), diferenciándose principalmente en la consideración o no de las emisiones de pentano, cuyos datos se han obtenido de Ceuterick (1993). En el inventario propio que se ha realizado a partir de los datos recopilados directamente de una compañía fabricante de EPS, según el proceso descrito en la Figura 3.31, el pentano considerado como agente expansor, se encuentra en un 3% en la mezcla (ver Tabla 3.42), frente al 6.6% considerado en el inventario de la base de datos IVAM LCA Data 2.0.

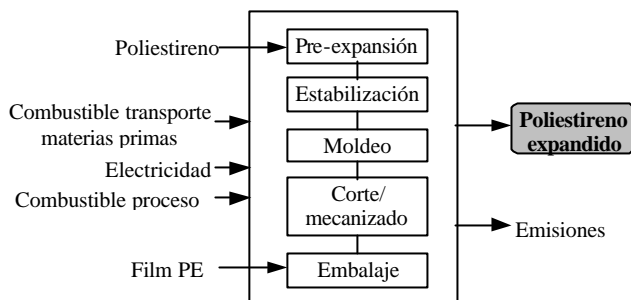


Figura 3.31 Esquema del inventario de la etapa de fabricación del poliestireno expandido.

Tabla 3.42 Emisiones de pentano durante la producción de poliestireno expandido.

Composición	Cantidad (g/kg)
Pentano	28.1

La ficha del Anexo I: *Poliestireno expandido* recoge las entradas y salidas consideradas en la realización de este inventario.

3.3.9.2 Análisis del impacto

La unidad funcional seleccionada para el análisis del ciclo de vida de cada uno de los materiales de embalaje descritos es 1 m² y las etapas consideradas son:

- Fabricación de cada uno de los materiales, según se ha descrito anteriormente.
- Transporte de los materiales a la empresa que incorpora el embalaje al producto final. Para todos los materiales se ha supuesto una distancia de 100 km con camión de 28 Tm.
- Incorporación del material de embalaje al producto final. Únicamente el film termorretráctil produce un consumo de energía eléctrica durante su aplicación, por lo que en el resto de materiales el impacto producido durante esta etapa es nulo.

- Distribución, según la Tabla 3.13.
- Retirada, según el apartado 3.3.1.

El impacto ambiental producido por cada uno de los materiales se refleja en la Tabla 3.46. La Figura 3.32 muestra el impacto producido por cada una de las etapas del ciclo de vida para cada uno de los materiales plásticos de embalaje estudiados (Indicador'99), aunque como según se ha comentado anteriormente su uso depende del grado de protección requerido, por lo que no se estudiarán comparativamente.

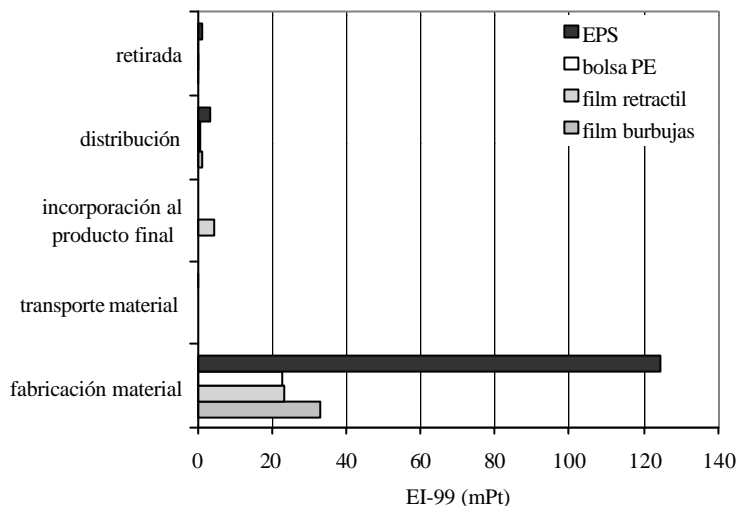


Figura 3.32 Comparación del impacto producido por diferentes materiales plásticos (Eco-Indicador'99)

Se observa claramente que la etapa de fabricación del material de embalaje es la que contribuye mayoritariamente al impacto del ciclo de vida. Un comportamiento muy similar al de esta figura se ha obtenido con el resto de métodos de evaluación del impacto, por lo que va a estudiarse más en detalle esta etapa.

Para los tres primeros materiales (bolsa y films), el elevado impacto de su fabricación es debido al impacto de la materia prima necesaria para su fabricación (granza), que supone el entre el 60-95% del impacto total de esta etapa, promediando los distintos métodos de evaluación del impacto aplicados. El impacto restante de esta etapa es debido al proceso de extrusión, que aunque es común a los tres materiales, difieren los consumos energéticos tal como muestra la Tabla 3.43.

Tabla 3.43 Consumos energéticos d el proceso de extrusión de material de embalaje.

Un.F.: 1 m ²	Film de burbujas	Bolsa PE	Film retráctil
Energía (kWh)	5.50e-3	2.25e-2	2.24e-2

En el caso de la bolsa de PE, además del proceso de extrusión para la producción del film se aplican procesos adicionales de impresión y corte a medida y soldadura. La Figura 3.33 muestra la distribución del impacto en los distintos procesos unitarios. Hay que hacer notar que el impacto debido a la adquisición de la granza de PE necesaria para la producción de la bolsa no se ha incluido en el proceso de extrusión.

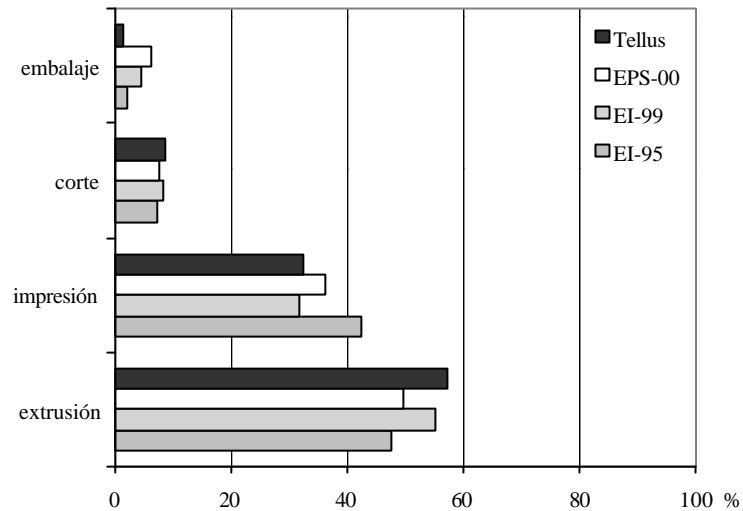


Figura 3.33 Comparación de la contribución al impacto producido por los procesos unitarios de la fabricación de la funda PE.

Los resultados del impacto ambiental de este material pueden compararse con los del inventario del film de PE incluido en la bases de datos Pré Consultants. La Tabla 3.44 muestra los valores del indicador ambiental para cada uno de los métodos de pacto considerados, teniendo en cuenta que el inventario realizado considera, además de la producción del film, el impacto debido a las etapas de

Tabla 3.44 Comparación del impacto ambiental del inventario del film de PE con el realizado para la funda de PE.

Un.F.: 1 m ²	EP'95 (mPt)	EP'99 (mPt)	EPS'00 (m-elu)	Tellus (m\$)
Film PE (Pré Consultants)	0.34	25.19	12.9	26.12
Funda PE (Inventario propio)	0.26	24.09	12.9	20.18

El poliestireno expandido tiene un impacto ambiental muy superior al de los plásticos estudiados previamente, según se muestra en la Tabla 3.46. Sin embargo, la distribución de su impacto es bastante similar, ya que la contribución de la etapa de fabricación del material supone entre un 97-99% del impacto total. Este impacto se produce mayoritariamente durante la etapa de pre-expansión debido a los materiales que se usan como materia prima: poliestireno (85-97%) y pentano (0.3-13%). La distribución del impacto entre las diferentes etapas de fabricación del EPS se muestra en la Figura 3.34 (no se incluye el impacto producido por la materia prima en el proceso de pre-expansión).

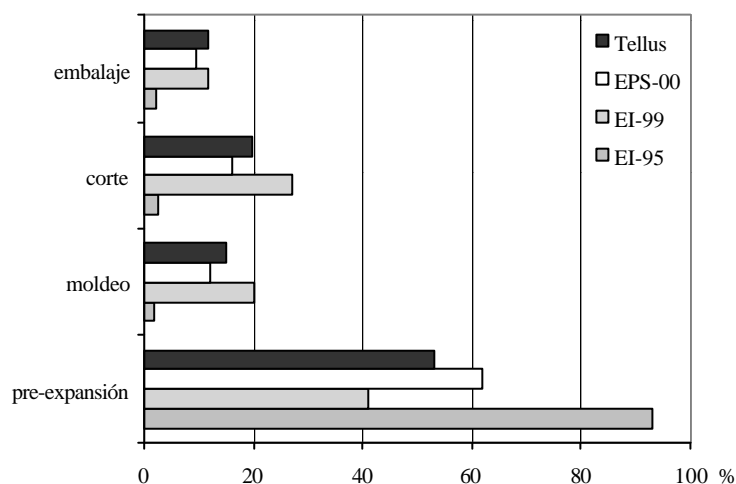


Figura 3.34 Comparación de la contribución al impacto producido por los procesos unitarios de la fabricación del poliestireno expandido.

El uso que se les da a las taras de cada uno de los materiales tiene un efecto sobre el impacto. Para el caso en que las taras se reincorporan al mismo proceso de fabricación, situación que se da en el film de burbujas y EPS, las taras no se han considerado como entrada de materia prima virgen ni como residuo del proceso. Para el cálculo del impacto ambiental en el caso de que las taras se recuperan para productos con menores exigencias de calidad, situación que se da en la bolsa de PE y el film retráctil, se ha asignado todo el impacto de la materia prima al primer producto. La Tabla 3.45 muestra el incremento de impacto en porcentaje que supone la fabricación del film de burbujas y EPS utilizando las taras para la producción de materiales de peor calidad en comparación con la inclusión de las taras a la fabricación del mismo material, para la etapa de fabricación del material.

Tabla 3.45 Incremento del impacto ambiental en función del uso de las taras.

Film burbuja	EPS
10.0-10.4 %	2.7-3.5%

Tabla 3.46 Impacto ambiental producido por el ciclo de vida de los materiales característicos del sector del mueble.

		EI'95 (mPt)	EI'99 (mPt)	EPS'00 (melu)	Tellus (m\$)
TABLEROS Un.F. 1 m ² x 0.03m	Partículas estándar	25.53	922.95	5358.63	2261.91
	Partículas bajo formol	25.23	866.55	4503.63	2253.91
	Fibras densidad media	67.03	2337.6	15869.0	5833.51
REVESTIMIENTO Un.F. 1 m ²	Laminado baja densidad	4.02	120.58	822.41	294.33
	Laminado alta densidad	5.79	155.99	903.49	421.08
	Chapa natural	9.74	264.77	1248.19	767.88
CANTO Un.F. 1 m-l	Laminado baja densidad	1.60	42.46	197.64	130.27
	PVC	1.99	59.68	257.97	161.84
	Chapa natural	1.64	42.31	178.77	135.58
	Postformado	2.60	65.01	301.74	199.72
COLAS Un.F.: 1 kg	cola MF (impregnación)	0.46	52.00	527.00	26.20
	cola PF (laminado)	0.61	45.00	427.00	36.80
	cola UF (laminado)	0.46	49.30	493.00	25.70
	cola UF (tablero estándar)	0.50	57.90	590.00	27.70
	cola UF (tabl. Bajo formol)	0.49	40.00	375.00	27.20
	cola blanca	1.63	27.80	162.00	84.40
BARNICES Un.F.: 1 m ²	barniz PU fondo	0.45	17.90	111.00	28.30
	barniz PU acabado	0.53	22.10	136.00	33.30
TRANSFORMACIÓN TABLERO	Corte a medida (1 m² 22 mm)	0.76	18.93	79.80	60.77
	Rechapado alta dens. (1 m²)	0.80	19.93	84.00	63.97
	Rechapado baja dens. (1 m²)	1.44	41.80	267.60	111.60
	Aplacado canto recto (1 m-l)	1.34	34.36	140.60	111.50
	Postformado (1 m-l)	2.10	51.41	219.80	164.00
	Mecanizado (1 m²)	0.54	13.66	56.52	44.58

Tabla 3.46 (cont.) Impacto ambiental producido por el ciclo de vida de los materiales característicos del sector del mueble.

		EI'95 (mPt)	EI'99 (mPt)	EPS'00 (melu)	Tellus (m\$)
TRATAMIENTO DE CHAPA NATURAL Un.F. 1 m ²	Lijado	3.90	100.00	409.00	325.00
	Fondo/imprimación	2.47	67.30	319.00	190.00
	Acabado	1.04	32.20	158.00	67.70
METAL (F. ESTR.) Un.F. ver 3.3.4	Acero al carbono	0.24	5.61	33.62	8.09
	Acero inoxidable	0.34	6.97	214.14	25.29
	Aluminio	0.30	12.25	76.61	24.31
METAL (F. ESTE.) Un.F. ver 3.3.4	Acero al carbono	0.21	4.94	29.58	7.12
	Acero inoxidable	0.34	6.97	214.14	25.29
	Aluminio	0.11	4.44	28.41	9.01
ACABADO SUPERFICIAL METAL Un.F.: 1 m ²	Pintura en polvo	5.92	89.35	420.77	457.43
	Pintura líquida	10.32	90.47	411.90	460.77
	Cromado	138.20	2083.0	4630.00	5184.00
	Anodizado	10.21	269.70	1337.00	822.70
EMBALAJE Un.F.: 1 m ²	Film de burbujas	0.54	35.08	202.16	40.87
	Bolsa PE	0.39	23.99	137.40	29.41
	Film retráctil	0.59	29.34	179.97	46.54
	EPS	3.81	129.38	653.85	291.74

3.4 CONCLUSIONES

En este capítulo se ha obtenido un inventario del ciclo de vida y el análisis del impacto de los principales materiales y procesos utilizados en el sector del mueble. Los datos han sido recopilados directamente de empresas españolas, ubicadas la mayor parte de ellas en la Comunidad Valenciana y completados con información de inventario de bases de datos comerciales. Para cada material/proceso estudiado se ha confeccionado una ficha de inventario que incluye la cuantificación de todas las entradas y salidas, así como todas las hipótesis consideradas en la evaluación del impacto.

Conclusiones relativas a los resultados del inventario del ciclo de vida y su análisis (teniendo en cuenta únicamente como criterio de selección el medioambiental y los inventarios según las fichas del Anexo I):

- En cuanto al tablero derivado de la madera, teniendo en cuenta que los inventarios del de bajo contenido en formaldehído y fibras de densidad media se han realizado a partir del inventario del de partículas estándar consultando cambios con empresas fabricantes de cada uno de ellos. Las emisiones al aire cuantificadas en la empresa para el proceso de secado de la partícula se han completado con información bibliográfica procedente de EE.UU. para los procesos de prensado y enfriamiento del tablero:
 - El tablero de fibras produce un impacto superior al del tablero de partículas, en un rango de 153-196% con respecto al de partículas estándar y 160-250% con respecto al de partículas de bajo contenido de formaldehído, dependiendo del método de evaluación del impacto aplicado. Este incremento del impacto es causado, principalmente, por la diferencia en el porcentaje de madera reciclada de su composición (90% en el de partículas y 10% en el de fibras) y en densidad del tablero (650 kg/m^3 en el tablero de partículas y 850 kg/m^3 en el de fibras).
 - Comparativamente, el tablero de partículas con bajo contenido en formaldehído produce un impacto inferior al de partículas estándar en un rango de 0.4-16% con respecto al estándar, dependiendo del método de evaluación del impacto aplicado. Esta reducción del impacto es debida a la reducción en las emisiones de formaldehído de la resina U-F de bajo contenido en formaldehído con respecto a la resina U-F estándar.
 - La etapa de fabricación del tablero es la que contribuye mayoritariamente al impacto producido durante su ciclo de vida, en un rango de 50-60% y 70-80%, para el tablero de partículas y fibras, respectivamente (rango dependiendo del método de evaluación). La etapa de transformación del tablero (incluye los procesos de corte a medida y mecanizado) supone un impacto del 18-20% y 11-12% del global para partículas y fibras respectivamente. El transporte (incluyendo el transporte del tablero hasta la planta transformadora y la posterior distribución del tablero en el producto acabado) supone un 25-30% y 15-20% del impacto

total para los tableros de partículas y fibras, respectivamente. Finalmente, la retirada del tablero al vertedero supone entre un 1-3% y 1-3% del impacto total, según sea de partículas o fibras, respectivamente.

- En cuanto a revestimientos superficiales, teniendo en cuenta que el inventario del laminado de baja densidad se ha obtenido completamente de una empresa fabricante. Los datos de las emisiones del de alta densidad se han extrapolado a partir del de baja densidad. En ninguno de los dos casos se han incluido los impactos debidos al estampado del papel. En cuanto al revestimiento de chapa natural, se ha utilizado el de una base de datos comercial, completado con datos de un fabricante:
 - Con respecto al laminado de baja densidad, el laminado de alta presión supone un incremento del impacto de 10-44% dependiendo del método de evaluación del impacto, y la chapa supone un aumento del impacto entre un 50-160%.
 - La distribución del impacto entre las diferentes etapas del ciclo de vida depende mucho del tipo de revestimiento. En los laminados, la etapa de fabricación del revestimiento es la que contribuye mayoritariamente al impacto del ciclo de vida, contribuyendo en un 43-66% en los de baja densidad y 73-84% en los de alta densidad, frente al 14-18% de la chapa natural (rangos dependientes del método de evaluación del impacto aplicado). La etapa de incorporación del revestimiento al producto final contribuye en un 80-84% al impacto global de la chapa debido a las operaciones de tratamiento superficial que requiere. En los laminados de baja densidad esta etapa supone un 33-38% del impacto debido al proceso de prensado en caliente requerido para la polimerización final de la resina necesaria para pegar el revestimiento al tablero. En los laminados de alta densidad y chapa este proceso se realiza en frío, por lo que el encolado de la superficie supone un impacto del 10-15% del total.
- En cuanto al aplacado de canto, hay que tener en cuenta las diferencias de espesor y por tanto de protección de cada uno de los materiales. En cuanto a la calidad de los datos, puede concluirse lo mismo que en el caso anterior de los revestimientos. El material nuevo en esta categoría es el PVC, cuyo inventario se ha obtenido de una empresa fabricante de canto, aunque no se han cuantificado las emisiones al agua provocadas

por la limpieza de la maquinaria y únicamente se han contabilizado las emisiones de COV.

- . El impacto producido por la fabricación del canto de PVC es superior al del resto de materiales, aunque su espesor es 5, 4 y 2.5 veces superior al del laminado de baja densidad, chapa natural y laminado de alta densidad, respectivamente. Estas diferencias hacen que el grado de protección, y por tanto, su aplicación sea muy diferente.
 - . A pesar de las diferencias en el espesor del canto de cada uno de los materiales analizados, puede concluirse que el impacto de la etapa de aplacado del canto al tablero es superior al propio de la fabricación del material del canto. El impacto producido por las restantes etapas del ciclo de vida es despreciable con respecto a estas dos etapas.
 - . El aplacado de canto recto con laminado de baja densidad contribuye al impacto global del ciclo de vida en un 65-84% frente al 15-34% del propio laminado. Estos intervalos oscilan entre 42-65% para el aplacado de canto recto de PVC frente al 32-55% del PVC, 92-96% para el aplacado y tratamiento del canto recto de chapa frente al 47% de la chapa y 80-64% para el postformado con laminado de alta densidad frente al 17-34% del laminado.
- En cuanto a las colas termoendurecibles, hay que tener en cuenta que a pesar de que el inventario de materias primas y consumos energéticos se ha obtenido de una empresa fabricante, únicamente se han considerado emisiones al aire correspondientes al formaldehído a partir de ratios bibliográficos y en ningún caso se han cuantificado las emisiones al agua.
 - . El impacto de la cola termoendurecible utilizadas para la fabricación de tableros de partículas con bajo contenido en formaldehído provoca un impacto inferior a la utilizada en el tablero de partículas estándar, cuantificado en 1.8-2% si el método de evaluación del impacto es el Eco-Indicador'95 o Tellus y 30-36% si se aplica el método Eco-Indicador'99 o EPS'00.
 - . En el estudio comparativo del impacto provocado por las colas termoendurecibles utilizadas como resinas de impregnación para la fabricación de revestimientos, se han

- . La etapa de fondo contribuye en un 33-36% al impacto total del tratamiento de la superficie, frente al 12-18% de la etapa de acabado. Este hecho se debe, principalmente, al superior consumo energético necesario en la etapa de fondo.
- En cuanto a las piezas metálicas es importante diferenciar si la pieza va a realizar una función estructural o estética a la hora de definir la unidad funcional para realizar el estudio comparativo del impacto ambiental entre diferentes tipos de aceros y aluminio.

- . Independientemente de la función, la etapa de producción de la pieza de acero es la etapa de su ciclo de vida que contribuye en un 91-99% al impacto global (teniendo en cuenta que no se considera la etapa de incorporación de la pieza al producto final, porque normalmente no sufre ninguna transformación adicional una vez llega a la empresa fabricante de mesas)
 - . Para piezas con función estructural el impacto del acero al carbono provoca un impacto ambiental menor que el del aluminio y que el del acero inoxidable. En el caso de función estructural el acero al carbono presenta un mejor comportamiento que el resto de materiales, aunque el aluminio presenta mejor comportamiento que el acero inoxidable, debido a su densidad comparativamente más baja.
 - . El principal factor que afecta al impacto ambiental en los materiales metálicos es el porcentaje de reciclado incluido en la composición del acero y aluminio. Aumentando el porcentaje de reciclado desde un 15-18% hasta un 50% y 80%, se produce una sensible reducción del impacto como media para todos los métodos de evaluación del impacto de 5% y 11% para el acero inoxidable, 21% y 40% para el acero al carbono y 32% y 61% para el aluminio, respectivamente.
- En cuanto al acabado de superficies metálicas:
 - . Entre el 46-56% del impacto total del proceso de anodizado de superficies de aluminio es causado por los procesos previos de preparación de la superficie, mientras que el impacto restante es debido al propio proceso de formación de la capa de protección y sellado. La categoría de impacto más importante en este proceso es la acidificación.
 - . En el proceso de cromado de superficies de acero, la etapa de niquelado previa al cromado contribuye en un 55-82% al impacto total del proceso, debido al elevado consumo energético requerido comparativamente con el resto de procesos unitarios.
 - . Cualitativamente, la aplicación de pintura en polvo presenta un impacto inferior frente al de la pintura base disolvente, aunque los porcentajes de mejora con los distintos métodos de evaluación del impacto son muy dispares.

- En cuanto a los materiales de embalaje:
 - Para todos los materiales de embalaje derivados del polietileno, la fabricación del material es la etapa de su ciclo de vida que contribuye mayoritariamente al impacto ambiental debido a la adquisición de la granza, que supone cerca del 90% del impacto de dicha etapa. El impacto restante de esta etapa corresponde al proceso de extrusión.
 - A pesar de que el impacto absoluto del poliestireno es muy superior al de la bolsa y film de polietileno, la distribución de su impacto es bastante similar. La etapa de fabricación del material supone entre un 97-99% del impacto total, debido a la adquisición del poliestireno en el proceso unitario de pre-expansión.

Conclusiones relativas a la aplicación de los métodos de análisis del impacto:

- Cuantitativamente se observa resultados similares entre los métodos Eco-Indicador'99 y EPS'00, y entre los métodos Eco-Indicador'95 y Tellus. La causa estriba en que los dos primeros tienen índices de impacto calculados para la categoría de impacto de agotamiento de los recursos, mientras que los segundos no consideran esta categoría. Por tanto, en aquellos materiales y procesos en los que se utilizan fuentes de energía naturales, aparecen diferencias significativas.
- Cuantitativamente los incrementos/reducciones del impacto ambiental obtenidos al comparar dos situaciones para una misma categoría, son superiores si se calculan según los métodos Eco-Indicador'99 y EPS'00 que según el Eco-Indicador'95 y Tellus. La causa de esta situación, además de la descrita en el apartado anterior, es que los primeros métodos son más sensibles a los cambios por tener índices de impacto calculados para un número muy superior de sustancias que los segundos. Este hecho hace que sean más sensibles a la hora de detectar cambios en el impacto ambiental.
- Para aquellos materiales en los que se producen emisiones de metales pesados, el método Eco-Indicador'95 presenta un impacto relativamente mayor que el obtenido con los restantes métodos, puesto que los factores de impacto para esta categoría de impacto son comparativamente mucho más elevados que en los restantes métodos de evaluación del impacto.

Es importante destacar que, a pesar de que se ha comparado la misma unidad funcional para todas las alternativas de cada categoría de materiales, los materiales no siempre es intercambiable dentro de una misma categoría, sino que su aplicación depende del uso que vaya a darse al producto final. Además, el *valor* o *percepción* que el usuario puede otorgar a cada una de las alternativas dentro de una misma categoría no es el mismo.

En este capítulo se han comparado las alternativas única y exclusivamente desde el punto medioambiental, pero hay que tener en cuenta más factores que el puramente medioambiental desde el punto de vista de diseño de producto. Este aspecto se tratará en detalle en los capítulos 5 y 6.

4 ACV APLICADO AL SECTOR DEL MOBILIARIO DE OFICINA

4.1 INTRODUCCIÓN

El sector del mueble, al igual que otros sectores industriales, desconocen el grado de *ecológico* que tienen los productos que fabrican y el lugar en que se encuentran con respecto a otros productos de su misma categoría. Para conocer el impacto ambiental que provocan los productos de cualquier sector industrial, es requisito previo la realización de un inventario del ciclo de vida de sus materias primas y procesos característicos, presentado ya en el capítulo anterior. Este capítulo va a centrarse en la realización del análisis del ciclo de vida de diversos productos pertenecientes a la categoría de mesas de oficina. La aplicación a estos productos ha sido posible gracias a la colaboración de la empresa PERMASA (fabricante de mobiliario de oficina) en el proyecto *Diseño de muebles más respetuosos con el medio ambiente*.

A partir de los resultados del ACV de dichos productos puede conocerse cuál es su perfil ecológico, es decir, qué etapas contribuyen mayoritariamente al impacto, qué

materiales o procesos son los causantes del mayor impacto, etc. , y por tanto, pueden identificarse opciones de mejora combinando estos resultados con los obtenidos en el capítulo anterior. El ACV de las mejoras propuesta permitirá cuantificar su grado de efectividad desde una perspectiva puramente medioambiental.

Pero aún así, la implicación del diseñador directamente en la reducción del impacto ambiental de sus productos es un factor importante para fomentar el diseño sostenible de productos. Sin embargo, la aplicación de todo este proceso para nuevos materiales y nuevos productos consume unos recursos que no se encuentran disponibles en la mayoría de casos, por lo que la implantación de las técnicas ACV requieren de un proceso de simplificación adecuado a la familia del producto objeto de estudio. Se presentarán y aplicarán una serie de técnicas simplificadas, con el objeto de seleccionar aquélla que presente un mejor comportamiento para esta categoría de productos.

4.2 DESCRIPCIÓN DE LOS PRODUCTOS

Para realizar el estudio de aplicación de la metodología ACV se han seleccionado cuatro productos pertenecientes a la categoría de mobiliario de oficina y existentes actualmente en el mercado. La selección de los modelos se ha realizado en base a dos criterios fundamentales:

- Cumplir la misma unidad funcional.
- Cubrir las distintas tipologías de mesas existentes actualmente en el mercado.

Con respecto al primer criterio se han seleccionado modelos cuya superficie de trabajo tenga las mismas dimensiones estándar de 1.6 m x 0.8 m. Con relación al segundo criterio se han seleccionado modelos con diferentes acabados, buscando la representatividad de la amplia gama de modelos y materiales que se utilizan actualmente en los diseños de mesas de oficina y mostrados en el capítulo anterior.

Las siguientes figuras muestran gráficamente cada uno de los modelos¹ estudiados y sus características principales.

¹ Modelos fabricados por la empresa de mobiliario de oficina PERMASA.



Características:

- Dimensiones de la superficie de trabajo: 1.6 x 0.8 m².
- Superficie de trabajo de tablero de partículas estándar de 30 mm revestido de laminado de baja densidad y canto de PVC de 2 mm de espesor.
- Costados de tablero de partículas estándar con acabado igual que la superficie de trabajo.
- Estructura: faldón de tablero de partículas estándar con acabado igual que la superficie de trabajo.
- Embalaje: caja de cartón y cinta adhesiva (embalaje independiente para tapa, conjunto costados y faldón).

Figura 4.1 Modelo M1.



Características:

- Dimensiones de la superficie de trabajo: 1.6 x 0.8 m².
- Superficie de trabajo de tablero de partículas estándar de 30 mm revestido de laminado de baja densidad y canto PVC de 2 mm. de espesor.
- Patas metálicas de acero al carbono con acabado en pintura al disolvente.
- Estructura metálica de igual características que las patas.
- Pasacable de PVC en la estructura.
- Embalaje: caja cartón y cinta adhesiva (separado para tapa, conjunto patas y estructura).

Figura 4.2 Modelo M2.



Características:

- Dimensiones de la superficie de trabajo: 1.6 x 0.8 m².
- Superficie de trabajo de tablero de partículas de 40 mm revestido de chapa natural.
- Costados de tablero de partículas de 60 mm revestido de chapa natural.
- Faldón de tablero de partículas de 30 mm revestido de chapa natural.
- Acabado con barniz al disolvente.
- Embalaje: caja de cartón y cinta adhesiva (embalaje independiente para tapa, conjunto costados y faldón).

Figura 4.3 Modelo M3.

4.3 APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA ACV

4.3.1 Definición de objetivos y alcance

4.3.1.1 Definición de objetivos

La realización de este estudio aplicado a diversos productos del sector del mobiliario de oficina tiene como objetivo principal obtener información ambiental de todo el ciclo de vida de diversos modelos de mesas existentes actualmente en el mercado. Los resultados de este estudio serán de uso interno, sin que vaya a hacerse un uso publicitario de los mismos. Se pretende obtener una aproximación de la información ambiental de los mismos, de forma que los resultados sirvan de base para la búsqueda de aspectos de mejora desde una perspectiva ambiental a los diseños actuales. Así mismo, los resultados de este estudio servirán de fuente de información para la integración de los aspectos ambientales en futuros diseños.

4.3.1.2 Alcance

Debido a la naturaleza global de cualquier estudio de ACV, podría ser una tarea inacabable, por su extensión en tiempo y recursos, obtener toda la información requerida para completarlo de una forma exhaustiva. Puesto que el objetivo es obtener una aproximación de la información ambiental para su utilización como base en el desarrollo de una metodología de diseño que permita integrar el requerimiento ambiental en el diseño de futuros productos, se han establecido ciertos límites al sistema en estudio.

Pero previo a la determinación de los límites, es necesario definir la unidad funcional sobre la cual definirlos. Todas las entradas y salidas del sistema irán referenciadas a la unidad funcional: mesa con superficie de trabajo de dimensiones 1.6 m x 0.8 m. Para esta unidad funcional, el sistema es el definido en el diagrama de la Figura 4.4. Este diagrama es genérico para los distintos productos que van a analizarse.

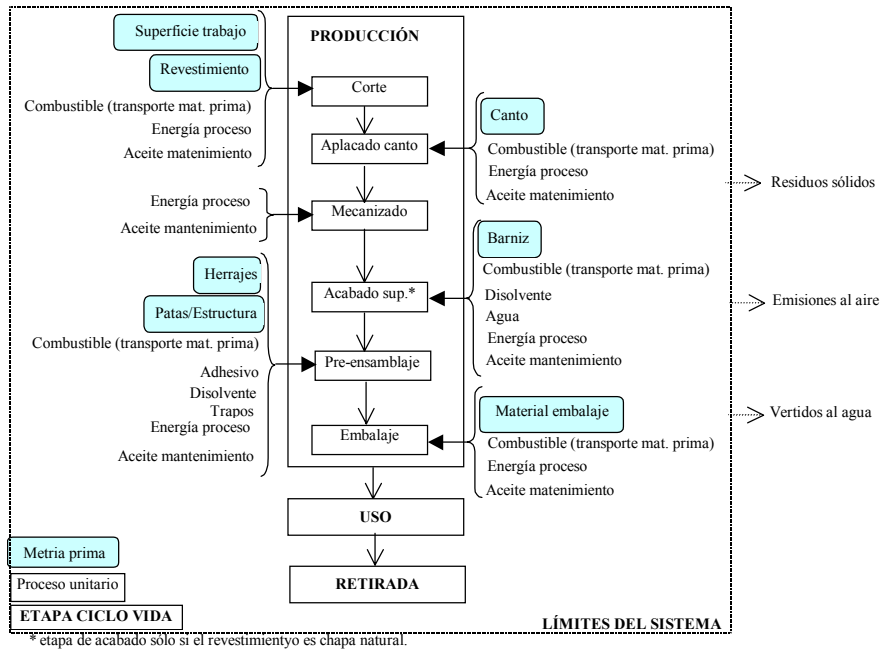


Figura 4.4 Esquema de la fabricación de las mesas de oficina.

Para cada una de las materias primas y procesos de fabricación que se incorporan al sistema se ha realizado su propio ciclo de vida, según se ha mostrado en el capítulo anterior. Hay que hacer notar que la infraestructura y maquinaria necesaria para cada uno de los procesos de fabricación no ha sido considerada en el estudio.

4.3.2 Análisis de inventario

De acuerdo con los objetivos y alcance del estudio se han aplicado los siguientes criterios en la definición del inventario:

- Se ha considerado la fabricación de todas las materias primas que forman parte del producto y el transporte de los materiales necesarios para su fabricación, según se ha descrito en el capítulo anterior.
- Se ha considerado el transporte de cada materia prima hasta la empresa de fabricación del producto acabado.
- Se ha considerado la fabricación de cada una de las partes del producto y el embalaje del producto acabado.

- Se ha considerado la distribución de los productos.
- Se ha considerado el sistema actual de retirada del producto al finalizar su vida útil, que es su almacenamiento en un vertedero de residuos sólidos urbanos gestionado como residuo voluminoso.

Las siguientes tablas muestran el inventario de materiales y su procedencia para cada uno de los modelos estudiados.

Tabla 4.1 Datos de inventario del modelo M1.

Parte	Componente		Material	Peso (%)	Procedencia (km)
TAPA MESA	Tapa	Tablero	Partículas estándar.	37.74	150
		Revestimiento	Papel melamínico.	0.51	150
	Canto		PVC	0.14	1500
	Herrajes		Acero	0.20	65
	Embalaje	Caja	Cartón	5.44	65
		Cinta adhesiva	PP / adhesivo	0.02	65
PATAS	Tapa	Tablero	Partículas estándar.	35.38	150
		Revestimiento	Papel melamínico.	0.48	150
	Canto		PVC	0.87	1500
	Nivelador	Base	PP	0.03	350
		Espárrago	Acero	0.06	350
	Distanciador		Zamak	0.61	600
	Excéntrica	Base	Acero	0.13	600
		Perno	Acero	0.03	600
	Tapón		PP	0.01	600
	Tuercas		Acero	0.05	65
	Embalaje	Caja	Cartón	1.59	65
		Cinta adhesiva	PP / adhesivo	0.01	65
	ESTRUCTURA	Tapa	Tablero	Partículas estándar.	12.83
Revestimiento			Papel melamínico.	0.17	150
Canto		PVC	0.48	1500	
Tuercas		acero	0.02	65	
Embalaje		Caja	Cartón	3.18	65
		Cinta adhesiva	PP / adhesivo	0.02	65

Tabla 4.2 Datos de inventario del modelo M2.

Parte	Componente		Material	Peso (%)	Procedencia (km)
TAPA MESA	Tapa	Tablero	Partículas estándar	53.30	150
		Revestimiento	Papel melamínico	0.72	150
	Canto		PVC	0.19	1500
	Herrajes		Acero	0.29	65
	Embalaje	Caja	Cartón	7.68	65
		Cinta adhesiva	PP / adhesivo	0.03	65
PATAS	Pie	Tubo	Acero carbono	9.52	1300
		Espárrago	Acero	0.43	1300
	Soporte pata		Acero carbono	4.31	1300
	Ménsula		Acero carbono	3.31	1300
	Embellecedor		Acero carbono	0.65	1300
	Nivelador pie cónico		PA + 30% FV	0.39	1500
	Soporte pie cónico		Zamak	2.16	600
	Herrajes		Acero	0.16	65
	Embalaje	Caja	Cartón	6.99	65
		Cinta adhesiva	PP / adhesivo	0.02	65
ESTRUCTURA	Estructura		Acero carbono	6.97	1300
	Pasacable		PVC	1.3	1500
	Embalaje	Caja	Cartón	1.55	65
		Cinta adhesiva	PP / adhesivo	0.02	65

Tabla 4.3 Datos de inventario del modelo M3.

Parte	Componente		Material	Peso (%)	Procedencia (km)
TAPA MESA	Tapa	Tablero	Partículas estándar.	34.10	150
		Revestimiento	Chapa natural	1.01	150
	Canto		Chapa natural	0.09	150
	Herrajes		Acero	0.02	65
	Embalaje	Caja	Cartón	3.64	65
		Cinta adhesiva	PP / adhesivo	0.01	65
PATAS	Tapa	Tablero	Partículas estándar.	47.95	150
		Revestimiento	Chapa natural.	0.47	150
	Canto		Chapa natural	0.16	150
	Nivelador	Base	PP	0.06	350
		Espárrago	Acero	0.11	350
	Herrajes		Acero	0.04	65
	Embalaje	Caja	Cartón	1.07	65
		Cinta adhesiva	PP / adhesivo	0.01	65
ESTRUCTURA	Tapa	Tablero	Partículas estándar.	8.69	150
		Revestimiento	Chapa natural.	0.34	150
	Canto		Chapa natural	0.05	150
	Herrajes		acero	0.02	65
	Embalaje	Caja	Cartón	2.12	65
		Cinta adhesiva	PP / adhesivo	0.01	65

4.3.3 Evaluación del impacto

Aplicando los métodos de evaluación del impacto descritos en el capítulo 2, se ha calculado el impacto ambiental provocado por cada uno de los modelos de mesas presentados anteriormente. Al igual que se ha hecho en el capítulo anterior para las materias primas y procesos, los resultados se mostrarán tomando como referencia el método Eco-Indicador'99, aunque se mostrará comparativamente el comportamiento de los restantes métodos de evaluación del impacto.

La Figura 4.5 muestra los resultados de la evaluación del impacto ambiental para los modelos M1, M2 y M3 distribuidos según las diferentes etapas del ciclo de vida consideradas.

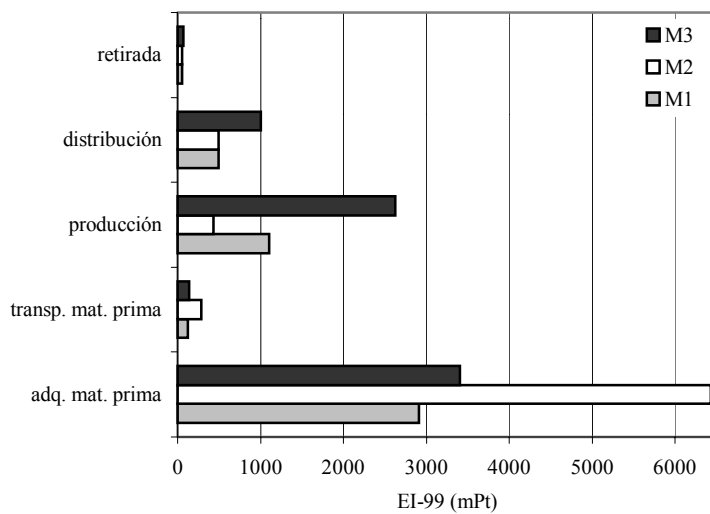


Figura 4.5 Comparación del impacto ambiental entre los distintos modelos de mesas (Eco-Indicador'99).

Como se observa en esta figura, cada modelo de mesa presenta una distribución del impacto diferente entre las etapas de su ciclo de vida. Considerando el promedio de los resultados obtenidos con los cuatro métodos de evaluación del impacto, puede identificarse el siguiente comportamiento:

- Para aquellos modelos de mesa fabricados mayoritariamente con tablero derivado de la madera y revestido con laminado (tapa y patas), la etapa

de adquisición de materia prima contribuye como media en un 60.5% al impacto total del producto, seguida de la etapa de producción en un 24%. El transporte, tanto en la adquisición de las materias primas como la distribución, contribuye en un 13.5%, mientras que el 2% restante corresponde a la retirada en un vertedero.

- Para aquellos modelos cuyas patas y estructura son metálicas, el 84.7% del impacto es causado por la adquisición de la materia prima. En concreto, las patas y estructura son causantes del 66% del impacto total del producto a lo largo de su ciclo de vida. Este porcentaje en el caso del método Eco-Indicador'95 aumenta hasta más del 78% debido a que este método, presenta unos factores de impacto muy elevados para la categoría de impacto de metales pesados, tal y como se ha mostrado en la Tabla 2.4. El transporte supone alrededor del 8.3%, mientras que la producción y retirada, 5.9% y 1.1%, respectivamente. La etapa de producción supone un porcentaje inferior al modelo anterior, ya que las piezas metálicas normalmente no sufren ninguna transformación en la empresa fabricante de productos del sector del mueble, por lo que directamente pasan al pre-montaje o embalaje.
- Finalmente, en aquellos modelos cuyo acabado se realiza con chapa natural, el impacto ambiental se reparte casi por igual, 47.6% y 38.0% entre las etapas de adquisición de materia prima y producción, respectivamente. Esto es causado por las operaciones de lijado, imprimación y acabado que requiere la chapa natural. El reparto del impacto en las restantes etapas: transporte de materias primas, distribución y retirada, es similar al primer modelo de mesa (1.5%, 11% y 1.6%, respectivamente).

Si analizamos ahora la distribución del impacto entre los diferentes componentes de cada uno de los modelos de mesas estudiados, se obtienen los resultados mostrados en las siguientes figuras (resultados según el método Eco-Indicador'99).

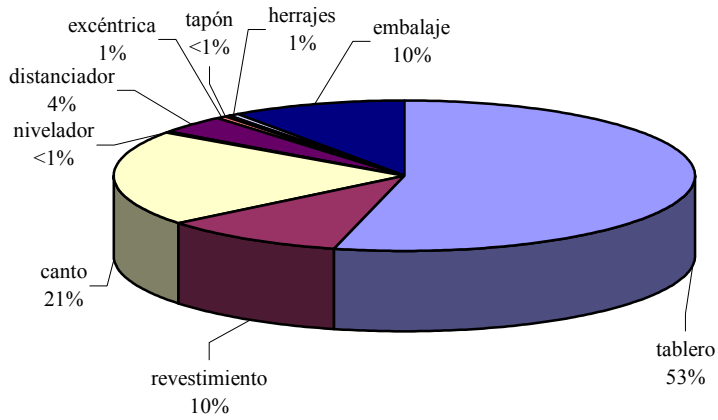


Figura 4.6 Distribución del impacto entre componentes del modelo M1 (Eco-Indicador'99).

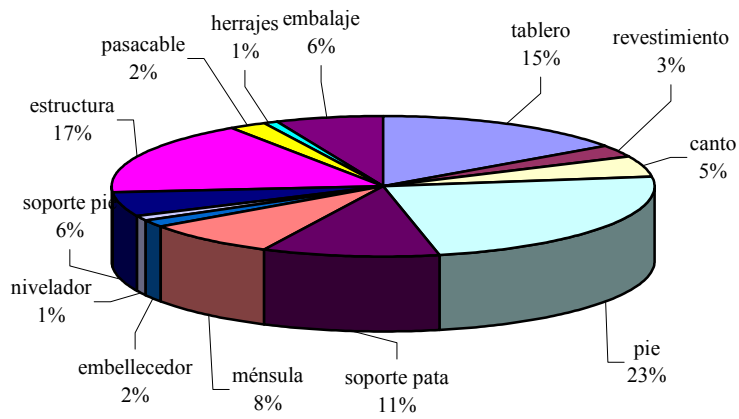


Figura 4.7 Distribución del impacto entre componentes del modelo M2 (Eco-Indicador'99).

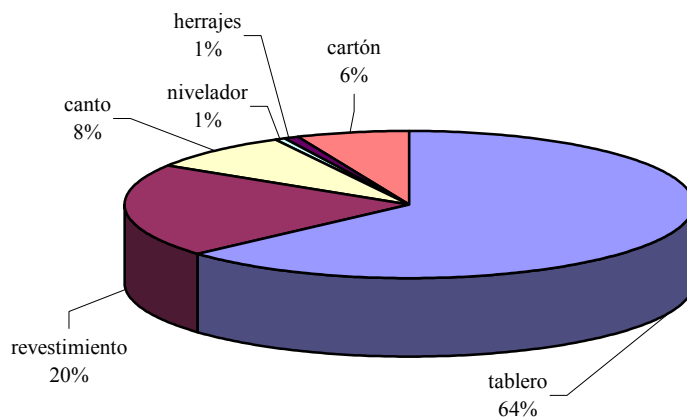


Figura 4.8 Distribución del impacto entre componentes del modelo M3 (Eco-Indicador'99).

Para ver las diferencias del perfil ecológico del producto dependiendo del método de evaluación del impacto aplicado, como ejemplo se muestran en la Figura 4.10, Figura 4.10 y Figura 4.11 los resultados obtenidos para los modelos M1, M2 y M3, respectivamente. Se observa que todos los métodos reproducen el perfil ecológico del producto y por tanto, identifican de igual forma aquellos componentes con peor comportamiento ambiental y susceptibles a ser mejorados desde el punto de vista ambiental en primer lugar. Resultados análogos se han obtenido para el resto de modelos.

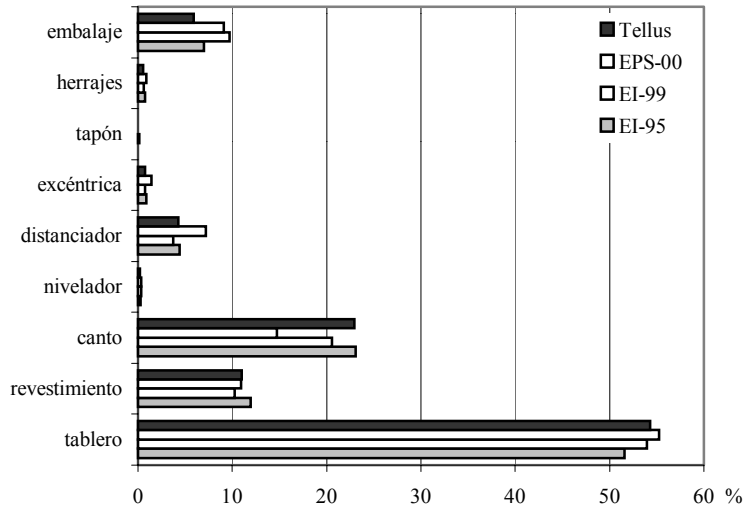


Figura 4.9 Distribución del impacto por componentes del modelo M1.

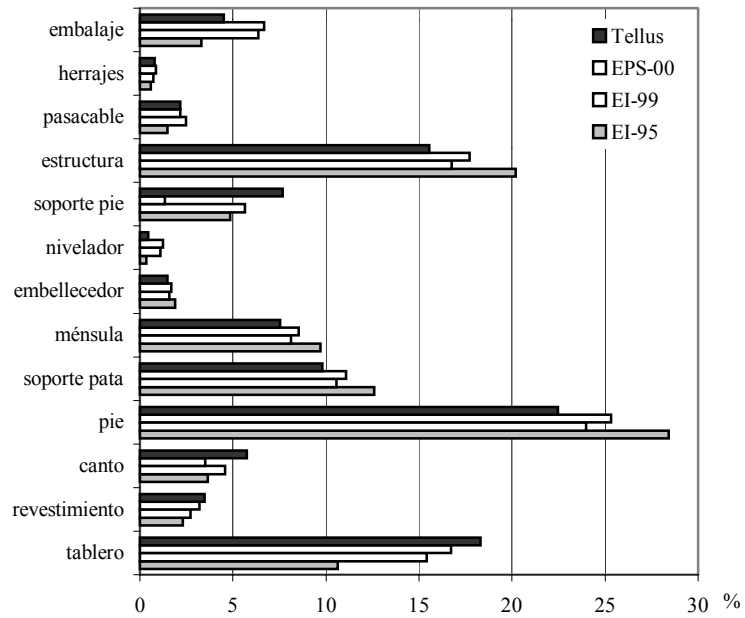


Figura 4.10 Distribución del impacto por componentes del modelo M2.

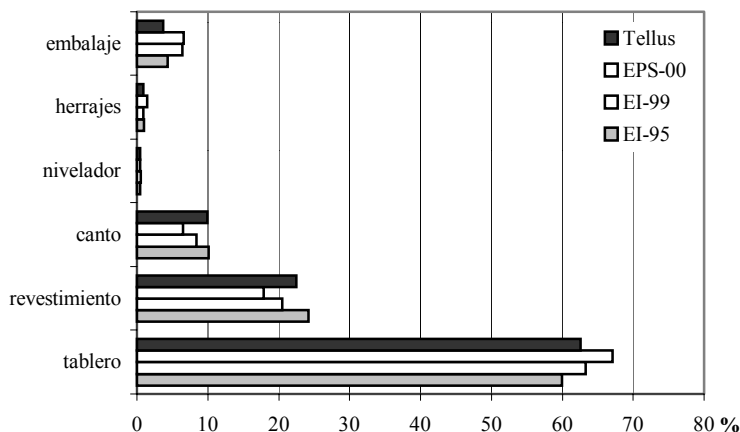


Figura 4.11 Distribución del impacto por componentes del modelo M3.

Se observa un comportamiento similar en cuanto a la distribución del impacto. Aún así, en el caso del modelo M2, el método Eco-Indicador'95 da un porcentaje más superior al de los restantes métodos al impacto causado por las piezas metálicas del producto. Esto es debido a los elevados factores de impacto que presenta para la categoría de metales pesados, como se ha mostrado en la Tabla 2.4. En el resto de productos no se observan diferencias significativas.

El detalle de los indicadores globales de cada modelo se muestra en la Tabla 4.4.

Tabla 4.4 Valor de los indicadores de impacto ambiental.

	Eco-Ind'95 (mPt)	Eco-Ind'99 (Pt)	EPS'00 (elu)	Tellus (\$)
M1	141.55	4.69	28.19	11.80
M2	314.31	7.69	42.19	16.24
M3	230.91	7.24	38.67	19.25

4.3.4 Interpretación de los resultados y propuesta de mejoras

Común a los tres modelos de mesas estudiados, puede resaltarse que la etapa del ciclo de vida que provoca un mayor impacto ambiental es la de adquisición de materias primas, seguida de la producción. Puesto que el equipo de diseño de los productos en una empresa tiene competencias en estas dos etapas del ciclo de vida del producto, veamos qué mejoras ambientales pueden incorporarse a cada uno de

los modelos analizados. Las mejoras van a centrarse, principalmente, en la selección de las materias primas, intentando mantener el aspecto estético del diseño inicial con el fin de no modificar en exceso la percepción del consumidor por el producto.

4.3.4.1 Modelo M1

La parte del producto que contribuye mayoritariamente al impacto total del producto es el tablero de partículas estándar utilizado en la tapa, patas y estructura. Entre el 52-55% del impacto de la etapa de adquisición y transporte de la materia prima es debido a este material, además de suponer casi el 90% del peso del producto. A partir de las evaluaciones de impacto del capítulo anterior, la sustitución de un tablero de partículas estándar por otro de igual densidad pero con bajo contenido en formaldehído reduce el impacto un 6% como promedio de todos los métodos de evaluación del impacto estudiados. Otra medida que reduciría el impacto de este material, sería la reducción del espesor, utilizando tablero de espesor normalizado inferior, por ejemplo, 25 mm o 19 mm, aunque esta medida modificaría ligeramente el aspecto estético del producto.

El revestimiento melamínico supone alrededor de un 10% del impacto. Pero según se ha visto en el capítulo anterior, es el tipo de revestimiento con mejor comportamiento ambiental de los utilizados normalmente en el sector, por lo que en principio no se propone mejora, ya que existe otros componentes con mayor contribución al impacto global.

El canto es de PVC (2 mm de espesor). A partir de los resultados del capítulo anterior, puede obtenerse que la sustitución de este material por otro laminado de baja densidad, igual que el revestimiento de la superficie, presenta un mejor comportamiento ambiental. Sin embargo, la calidad del producto podría verse alterada por la menor resistencia a golpes debida a la reducción del espesor del laminado y la percepción del producto puede variar en el comprador.

Finalmente, el embalaje supone aproximadamente el 11% del impacto ambiental. Actualmente, el embalaje de la tapa, costados y faldón consiste en una caja de cartón fijada con cinta adhesiva. Una posible mejora sería la reducción del material de embalaje, sustituyendo la caja de cartón por otro embalaje que asegurara el producto durante su distribución, pero que redujera la cantidad y peso del material. De esta forma se obtendrían ventajas ambientales tanto por la propia reducción del impacto del material, como por la reducción del peso que provocaría un menor impacto en la distribución del producto. Pero al igual que ocurría en el caso anterior, la percepción de la seguridad por parte del usuario puede variar con el cambio del embalaje.

En cuanto a la etapa de producción, la optimización de los procesos productivos orientada a la reducción del consumo energético es la única forma de reducir el

impacto ambiental producido en esta etapa. Sin embargo, esta medida requiere de inversiones en investigación y desarrollo de nueva tecnología y nueva maquinaria.

Finalmente, aunque según refleja la Figura 4.5, el impacto debido a la retirada del producto al finalizar su vida útil en un vertedero no provoca un impacto importante comparativamente al producido por el resto de etapas del ciclo de vida, el desensamblaje del producto para el posterior reciclaje de sus materiales sería una solución de ciclo cerrado que mejoraría su final de vida. Esta medida requiere el uso de herrajes especiales y materiales susceptibles de ser reciclados, por lo que el equipo de diseño puede dar soluciones relativas a este aspecto.

4.3.4.2 Modelo M2

Igual que ocurría en el caso anterior, la etapa de adquisición de materias primas supone más del 80% del impacto total del producto debido, principalmente, al impacto provocado por las partes metálicas del producto. Este producto tiene las patas, estructuras y piezas accesorias de las patas fabricadas con acero al carbono con acabado superficial al disolvente.

Como se ha visto en capítulo anterior, el acero al carbono es el material metálico que presenta un mejor comportamiento con respecto a materiales alternativos tales como el acero inoxidable o aluminios. En este modelo, aproximadamente el 25% en peso corresponde a piezas metálicas, que contribuyen en más del 60% al impacto total de la etapa de adquisición de materiales, por lo que como mejora ambiental se propondría la reducción de peso de estas piezas.

En cuanto al acabado superficial de las piezas metálicas, se ha visto en el capítulo anterior que la sustitución de la pintura con base al disolvente por pintura epoxi-poliéster constituye una mejor alternativa desde el punto de vista medioambiental.

Al igual que ocurría en el modelo M1, el uso de tablero de partículas con bajo contenido en formaldehído o la reducción del espesor del tablero podrían aplicarse a este modelo. Del mismo modo, la sustitución del material de embalaje de la tapa del producto (inicialmente caja de cartón) por un embalaje termorretráctil supondría ventajas a lo largo de distintas etapas del ciclo de vida del producto: utilización de menor cantidad de materia prima, reducción del peso de producto y consecuente reducción del impacto producido durante las etapas de transporte y reducción de los residuos sólidos. Este cambio supone una reducción del impacto ambiental manteniendo la protección de la tapa durante su distribución, aunque, como se ha comentado, podría modificarse la percepción de seguridad del comprador.

Finalmente, en cuanto a las etapas de producción y retirada podrían aplicarse las mismas mejoras comentadas para el modelo M1.

4.3.4.3 Modelo M3

El modelo M3 es similar al M1 en cuanto a la composición de materiales. Se diferencian principalmente en el espesor de los tableros utilizados y en el revestimiento superficial utilizado, que en este caso es revestimiento de chapa natural acabado con barniz de poliuretano base disolvente.

El perfil de la distribución del impacto a lo largo de las distintas etapas del ciclo de vida es diferente al obtenido en los dos modelos anteriores. En este caso, el impacto producido tanto en la etapa de adquisición de materia prima como en la etapa de producción suponen cada una alrededor del 48%-38%, respectivamente, del impacto total. Esto es debido al elevado consumo energético necesario durante las operaciones de acabado superficial de la chapa, procesos de lijado, imprimación y acabado, según se ha descrito en el capítulo anterior. Por tanto, una primera ventaja ambiental se obtendría de la optimización energética de estos procesos.

Normalmente, el tipo de barniz utilizado en las etapas de imprimación y acabado corresponde a barnices de tipo poliuretano en base disolvente. La sustitución de los mismos por otros en base acuosa podría beneficiar el comportamiento ambiental del producto durante la etapa de producción debido, principalmente, a la reducción de compuestos volátiles a la atmósfera².

Con respecto al tablero de partículas (supone más del 90% del peso total del producto), al embalaje y a la etapa de retirada del producto, podrían aplicarse las mismas medidas propuestas en el caso del modelo M1.

4.3.5 Análisis de las mejoras

En este apartado van a cuantificarse algunas de las mejoras que se han propuesto en el apartado anterior. Hay que destacar que sólo va a cuantificarse la mejora desde el punto de vista medioambiental, sin hacer hincapié en las consecuencias que puedan tener sobre otros aspectos del diseño del producto o sobre la percepción del usuario, que será objeto de estudio en capítulos posteriores.

Es importante notar que el porcentaje de mejora de cada alternativa se ha calculado a partir de las diferencias del impacto de los inventarios del ciclo de vida obtenidos en el capítulo 3, por lo que pueden haber datos cualitativos u omisiones que no se han considerado en este análisis cuantitativo por falta de información.

² Sin embargo, esta mejora no se ha cuantificado porque no se ha podido realizar el inventario del ciclo de vida de estos dos tipos de barnices debido a la falta de información.

El análisis va a realizarse independientemente para cada alternativa de mejora, con el objeto de ver los distintos efectos que produce sobre los tres modelos de mesas evaluados.

Sustitución del tablero

La sustitución de un tablero estándar por otro con bajo contenido en formaldehído no produce ningún cambio sobre el aspecto estético del producto, ya que las dimensiones y densidades de ambos tableros son las mismas. La Tabla 4.5 muestra los porcentajes de mejora del impacto ambiental con respecto a la situación inicial.

Se observan claras diferencias entre los diferentes métodos de impacto (ya comentadas previamente) y entre los tres modelos de mesas. En los modelos M1 y M3 la mejora ambiental es relativamente mucho más importante que en el modelo M2, ya que alrededor del 90% en peso del producto está constituido por tablero derivado de la madera, frente al 50% de M2.

Tabla 4.5 Mejora ambiental por la sustitución del tablero (en %).

	EI'95	EI'99	EPS'00	Tellus
M1	0.3	1.8	3.8	0.1
M2	0.2	1.2	2.3	0.1
M3	0.7	4.3	9.7	0.2

Sustitución del canto

La sustitución del canto de PVC en los modelos M1 y M2 por otro laminado de baja densidad produce una variación del aspecto del producto, ya que el primero tiene un espesor de 2 mm frente a los 0.4 mm del revestimiento melamínico. Este hecho tiene consecuencias tanto en el aspecto estético del producto como en el de resistencia a golpes, por lo que en el proceso de selección de una alternativa u otra pueden entrar en juego más factores que el puramente medioambiental.

Los porcentajes de mejora que supone este cambio en los dos modelos de mesas con respecto a la situación inicial se muestran en la Tabla 4.6.

Tabla 4.6 Mejora ambiental por la sustitución del canto (en %).

	EI'95	EI'99	EPS'00	Tellus
M1	6.1	7.4	5.1	5.8
M2	1.1	1.6	1.1	1.4

Se observa que los porcentajes son mucho más elevados en el modelo M1 que en el M2, puesto que la contribución de esta parte del producto al porcentaje final es muy variable en ambos modelos, según mostraban las Figura 4.6 y Figura 4.7.

Sustitución del embalaje

El efecto de la sustitución del embalaje actual del producto (caja de cartón con cinta adhesiva) frente a otro con film termorretráctil con cantoneras de cartón, es similar a lo descrito en la mejora anterior. La percepción de protección que tiene un embalaje que cubre totalmente al producto frente a otro formado por film transparente y refuerzos puntuales no es la misma, aunque ambos mantengan la misma calidad del producto durante la distribución.

En el caso de los modelos M1 y M3 se sustituye el embalaje en los tres bultos en que se divide el producto para su distribución (tapa, costados y faldón). Sin embargo, en el modelo M2 únicamente se sustituye el embalaje de la tapa, ya que por su irregularidad de forma las patas y estructura siguen embalándose con caja de cartón. Esta situación justifica, las diferencias de la Tabla 4.7.

Tabla 4.7 Mejora ambiental por la sustitución del embalaje (en %).

	EI'95	EI'99	EPS'00	Tellus
M1	1.3	2.8	3.5	0.6
M2	0.5	0.9	1.1	0.4
M3	0.8	2.0	2.6	0.3

Reducción del peso de las patas y estructura

El 60% de impacto del modelo M2 es causado por las partes metálicas del producto, patas y estructura. Al utilizarse el acero al carbono con función estructural, que según se ha visto en el capítulo anterior es la mejor alternativa desde el punto de vista ambiental, se propone como mejora la reducción del peso de estas partes.

La Figura 4.12 muestra, para distintos porcentajes de reducción del peso de estas partes, el porcentaje de reducción del impacto ambiental total del ciclo de vida de producto. Se observa cómo el método Eco-Indicador'95 presenta un comportamiento diferente al de los restantes métodos debido a que presenta unos factores de impacto para la categoría de impacto de los metales pesados relativamente muy elevados con respecto a los restantes métodos, y una reducción en el peso de estas sustancias que proporcionalmente supone un porcentaje más elevado de mejora.

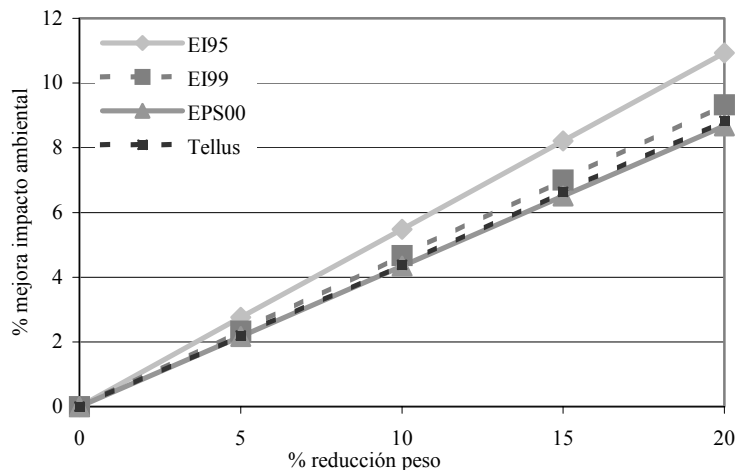


Figura 4.12 Mejora ambiental en función de diferentes porcentajes de reducción del peso de estructura y patas para M2 (en %).

Sustitución del revestimiento de las piezas metálicas

El objetivo de esta mejora es sustituir el revestimiento con base disolvente de las piezas metálicas de producto por otro en polvo (tipo epoxi-poliéster). Aunque por tres de los métodos de evaluación del impacto que se han comparado se muestra una mejora del impacto ambiental (con el método EPS no se aprecia mejora alguna) la reducción del impacto total del producto no es muy significativa (ver Tabla 4.8) debido a la poca contribución que tiene el revestimiento en el conjunto global de la estructura metálica. De nuevo se pone de manifiesto la importancia de comparar varios métodos de evaluación del impacto, debido a las diferencias relativas entre los factores de impacto de los métodos.

Tabla 4.8 Mejora ambiental por la sustitución de revestimiento de partes metálicas (en %).

	EI'95	EI'99	EPS'00	Tellus
M2	0.3	0.03	0.4	0.4

Reducción del consumo energético

En cuanto a la mejora del impacto ambiental debido a la optimización de los consumos energéticos en la etapa del ciclo de vida de producción del producto, se ha evaluado la mejora de impacto ambiental para diferentes porcentajes de reducción de los consumos energéticos durante la etapa del ciclo de vida de producción, etapa en la cual una empresa puede implantar medidas.

Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 4.13, donde se aprecia para los distintos porcentajes de reducción de consumo energético (desde 0% hasta reducción del 20%) cuál es la mejora ambiental obtenida (en porcentajes con respecto a la situación inicial). Los resultados se muestran para el método Eco-Indicador'99, aunque resultados muy similares y con poca variación se han obtenido por los restantes métodos de evaluación del impacto.

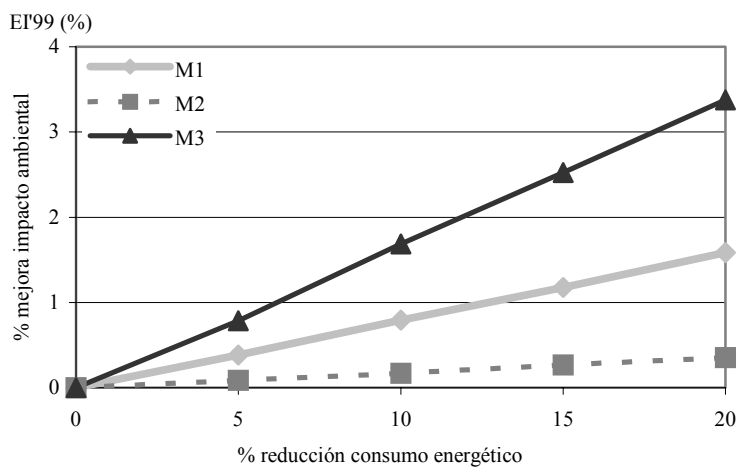


Figura 4.13 Mejora ambiental en función de diferentes porcentajes de reducción del consumo energético (en %).

Dada la contribución de la etapa de producción al impacto total de cada uno de los productos, mostrado en la Figura 4.5, en el modelo M3 la mejora es muy superior a los restantes, ya que la etapa de producción suponía un promedio de 38% del impacto del producto. Lo contrario ocurre en el modelo M2, donde la etapa de producción tenía un impacto global del 6%.

Reciclaje del producto al finalizar su vida útil

A pesar de que la etapa de retirada del producto no produce un impacto importante comparado con el resto de etapas del ciclo de vida, el método actual de retirada de los muebles una vez finalizada su vida útil (vertedero de residuos sólidos) provoca que grandes cantidades de muebles se descarguen anualmente en dichos vertederos generando problemas, sobre todo, por el consumo de espacio debido al gran volumen que ocupan y por el impacto visual que producen. Estos impactos no se contemplan en el valor de los indicadores ambientales obtenidos, ya que ninguno de los métodos de impacto aplicados posee factores de impacto para estas categorías, y además, el modelo de vertedero utilizado (de la base de datos BUWAL250) tampoco los contempla.

Por tanto, aunque con los modelos utilizados este problema no queda reflejado en los resultados, se va a proponer algunas mejoras de forma cualitativa que pueden ayudar a resolver estos impactos.

Para ello, es necesario incorporar diferentes técnicas relativas al DFE centradas en la etapa de retirada del producto (Diseño para el Desensamblaje (DFD)/Diseño para el Reciclaje (DFR)) durante el desarrollo del producto. Para poder reciclar un producto es necesario haber considerado en las primeras etapas de diseño del producto el diseño para desensamblaje. Los principios generales para un fácil desensamblaje (y fácil reciclaje) han sido desarrollados por distintos autores, como por ejemplo, Dowie (1994), Johansson (1997) y Johansson *et al.*(1997). Aplicando estos principios al mobiliario, obtenemos unas reglas de diseño que deben ser aplicadas al producto en su fase de desarrollo:

- minimizar el número de tipos de materiales
- utilizar materiales reciclados y que puedan ser reciclados
- minimizar el número de piezas
- utilizar uniones fijas para piezas del mismo material
- utilizar uniones fácilmente identificables, accesibles y separables para piezas con materiales incompatibles
- utilizar uniones con material compatible al de las piezas a unir
- evitar el uso de colas y adhesivos como método de unión

- minimizar el número de herramientas necesarias durante el proceso de desensamblaje
- marcar los materiales para una fácil identificación, etc.

Centrándonos en el material con mayor porcentaje en peso en la composición de todos los modelos (tablero de partículas), actualmente las empresas españolas productoras de tableros derivados de madera no utilizan tableros reciclados para la fabricación del tablero nuevo debido a que la resina y los revestimientos que ya contienen pueden alterar la calidad final del tablero. Sin embargo, Michanickl (1997) y Smith (1996) han demostrado que es posible fabricar nuevos tableros de partículas o de fibras a partir de tableros reciclados manteniendo las propiedades características de los fabricados a partir de partículas o fibras vírgenes.

4.4 SIMPLIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA ACV

El modelo actual de ACV propuesto por la SETAC presentado y aplicado durante este trabajo, es demasiado complejo, caro y consume demasiado tiempo como para poder ser utilizado como herramienta habitual por el diseñador para la ayuda a la toma de decisión en el proceso de diseño de productos (Berkhout & Howes, 1997).

Sin embargo, todo ACV presenta un cierto grado de simplificación. En el caso de la aplicación realizada al sector del mueble, la aproximación se ha centrado en la simplificación del proceso seguido, ya que la utilización de bases de datos comerciales para completar los inventarios de cada una de las materias primas y procesos o la aplicación de métodos de evaluación del impacto supone en sí mismo una simplificación, como anota Beaufort-Langeveld *et al.* (1997). Sin embargo, este hecho es inevitable si quieren obtenerse resultados utilizando unos recursos limitados.

Desde el punto de vista del diseñador, la utilidad de un ACV se centra en:

- la obtención de información sobre los mayores impactos que un producto produce a lo largo de su ciclo de vida, y
- la identificación de las prioridades ambientales que serán analizadas en el proceso de diseño.

Pero el esfuerzo por adoptar esta metodología tal y como se ha desarrollado encuentra una serie de inconvenientes centrados, principalmente, en dos aspectos:

- Acceso a la información.

La etapa de inventario es crucial en la realización de un ACV. La recolección y validación de los datos absorbe el 70-80% del coste total del estudio. La capacidad de una industria/diseñador de generar su propia base de datos depende mucho del tamaño de la industria, pero en mayor grado dependerá del sector en el que trabaje. Se ha visto que existe mucha información disponible para algunos procesos (electricidad, transporte, etc.) o materiales determinados (plásticos, aluminio, acero, papel, etc.). Sin embargo, para otros muchos sectores industriales es necesaria la realización de una base de datos de inventario propia y para ello, se precisa contar con la colaboración de suministradores e incluso de la competencia, que no siempre hacen públicos sus datos por razones de confidencialidad, coste adicional que supone la realización de una base de datos de este tipo o el miedo a una posible regulación (Grisel, 1997).

- Coste.

El coste que supone realizar un inventario para un producto determinado siguiendo las pautas propuestas por la SETAC en su etapa de análisis de inventario, es mucho más elevado de lo que una industria/diseñador puede permitirse. Este coste se refiere tanto al coste económico como al tiempo que es necesario invertir. En la mayor parte de los casos esta inversión en tiempo y dinero es imposible, sobre todo por la incertidumbre sobre el beneficio que pueden obtener de un estudio de este tipo.

Como consecuencia de estos problemas en la aplicación de un ACV, aparece un obstáculo que impide promocionar esta técnica a la amplia variedad de usuarios potenciales que podrían acceder a ella. La actual metodología ACV necesita adaptarse a las necesidades de los diseñadores, es decir, es necesario hacer el ACV más eficiente. Un ACV parcial puede ser criticado, pero una simplificación es necesaria para extender su uso.

Con este objetivo de hacer más eficientes los estudios de ACV, aparecen las aproximaciones al ACV o ACV parciales (*streamlined ACV*). Se trata de una serie de aproximaciones que se han desarrollado para reducir el coste y esfuerzo requerido para realizar un ACV, y de este modo, se pueda extender su uso.

La justificación de los ACV simplificados, desde el punto de vista de diseño de productos, se basa en que el factor ambiental no es el único requerimiento que influye en el proceso de diseño. Existen otros muchos factores que se consideran a la hora de diseñar un producto. Por tanto, no se justifica que se concentren todos los

esfuerzos única y exclusivamente en el análisis del requerimiento ambiental. La importancia de este requerimiento debe estar en equilibrio con el resto de factores que participan en el proceso de diseño. No deben agotarse todos los recursos en la determinación del impacto ambiental, sino más bien, deben estudiarse tanto la determinación del impacto como la forma de integrarlo con el resto de requerimientos.

Cuando se introdujo el término de ACV simplificados por primera vez, la postura fue escéptica por parte de algunos practicantes, ya que se daba por supuesto que un ACV no podía ser parcial ni simplificado. Sin embargo, con el tiempo, se ha reconocido poco a poco que un ACV completo y uno simplificado no son aproximaciones separadas sino más bien, tienen muchos puntos en común y un ACV parcial es el punto de partida de uno completo. Muchos estudios de ACV se encuentran en un punto intermedio entre estos extremos y se puede asegurar que todos los ACVs son, en mayor o menor grado, simplificados (Curran, 1996).

4.4.1 Aproximaciones al ACV

No existe consenso en la utilización de un único método para simplificar o hacer más eficiente el ACV. Sin embargo, sea cual sea el método elegido, sus resultados deben ser consistentes con los de un ACV completo. Está claro que las conclusiones no pueden ser las mismas, pero es imprescindible que no sean contradictorias.

La norma experimental UNE 150041 (EX): 1998 establece unos principios generales para la realización y presentación de estudios de Análisis de Ciclo de Vida simplificados del sistema de producto. Según esta norma y según Tood (1996), la simplificación de un ACV puede ocurrir a dos niveles:

- Simplificar la metodología seguida: generalmente puede hacerse limitando el alcance del estudio, limitando la cantidad de datos e información necesaria.
- Simplificar el proceso seguido: simplificar el proceso puede hacerse realizando ACVs utilizando bases de datos o herramientas disponibles públicamente.

A continuación se presenta una relación de aproximaciones desarrolladas para simplificar la actual metodología ACV (Beaufort-Langeveld *et al.*, 1997, Tood & Curran, 1999 y Weitz *et al.*, 1996 y 1999).

4.4.1.1 Limitar o eliminar etapas

Un análisis completo del ciclo de vida de un producto supone la consideración de las etapas adquisición y procesamiento de materias primas, fabricación y embalaje, distribución, vida útil y retirada. Como se ha comentado anteriormente, la obtención de información para la realización de un inventario considerando todas las etapas del ciclo de vida de un producto supone el consumo de tiempo y recursos que en algunas ocasiones no pueden ser viables. Por tanto, una posible forma de hacer eficiente la adopción de la metodología ACV es la consideración de algunas etapas del ciclo de vida. La decisión de incluir o eliminar etapas en el análisis del ciclo de vida de un producto dependerá de algunos factores como la influencia de la empresa en la etapa, el nivel de importancia de su impacto, disponibilidad de la información, etc.

El objetivo de esta aproximación es simplificar la etapa de inventario, etapa más costosa de un ACV, y hacerlo únicamente para aquellas etapas que han sido identificadas como prioritarias. Dentro de esta aproximación encontramos diferentes posibilidades, dependiendo de las etapas a eliminar.

- Eliminar etapas previas, relativas a la adquisición y procesamiento de la materia prima.

En algunos estudios, remontarse a los materiales iniciales para la obtención de la materia prima de un proceso determinado supone considerar infinitas etapas. Por tanto, una forma de hacer un ACV más eficiente es limitar el número de etapas a uno o dos pasos anteriores a los propios del proceso de fabricación del producto objeto de estudio. Su uso es muy adecuado para estudios enfocados al mantenimiento, reutilización o reciclaje. El principal beneficio que se obtiene de eliminar etapas previas es que se establecen unos límites claros y se evita el problema que supone obtener datos de una cadena de proveedores. Como inconveniente, es importante destacar que utilizando esta aproximación pueden eliminarse impactos ambientales relativos a la extracción y procesamiento de la materia prima.

- Eliminar etapas posteriores, relativas a la vida útil y retirada del producto.

El estudio se enfoca a la evaluación de los materiales y procesos que participan en el proceso productivo, eliminándose el resto de etapas posteriores. Se utiliza para mejorar el perfil ambiental de un proceso o material frente a otras alternativas. La principal ventaja que presenta esta aproximación es que proporciona criterios para seleccionar

materiales o procesos, y su uso es muy adecuado para estudios cuyo objetivo es la búsqueda de materiales o procesos alternativos que puedan mejorar el perfil ecológico de un producto en concreto. Del mismo modo como ocurría en la aproximación anterior, los inconvenientes se centran en la omisión de etapas y en este caso particular, se ignoran etapas muy importantes: uso y retirada, que dependiendo del producto pueden tener gran influencia en el análisis del impacto.

4.4.1.2 Eliminar etapas previas y posteriores

La aplicación de esta aproximación presenta realmente muchos riesgos, ya que el análisis se centra únicamente en el estudio de una etapa del ciclo de vida: la fabricación del producto. Se trata de una aproximación puerta-a-puerta que presenta la ventaja, desde el punto de vista del fabricante, de orientar los esfuerzos hacia aspectos que conoce y que se encuentran bajo su control. Sin embargo, no hay que olvidar que acumula los inconvenientes de las dos aproximaciones anteriores y su alto riesgo de obtener resultados contradictorios con respecto a un estudio completo y pierde la perspectiva del ciclo de vida.

4.4.1.3 Enfocar el estudio a problemas ambientales específicos

Esta aproximación consiste en reducir el alcance del inventario seleccionando un problema ambiental y analizando el ciclo de vida desde ese punto de vista. Para seleccionar el problema ambiental o los parámetros ambientales críticos pueden utilizarse grupos de opinión. Una vez determinado el problema ambiental que requiere prioridad, únicamente se analiza éste.

Una variante de este método, puede ser centrarse en el estudio de impactos fáciles de cuantificar, como pueden ser consumos energéticos o emisiones concretas, y excluir problemas ambientales tales como pérdida de recursos, pérdida del bienestar, etc. que son difícilmente cuantificables.

La principal ventaja que presenta esta aproximación es que los datos con que se trabaja son muy fiables. Sin embargo, presenta el inconveniente de que se omiten importantes cuestiones ambientales.

4.4.1.4 Usar información cuantitativa y cualitativa

El principal problema que se intenta resolver con la realización de ACV simplificados es evitar la obtención de información cuantitativa fiable para la etapa de inventario. Existen muchos problemas a la hora de obtener información cuantitativa. Algunos fabricantes no divulgan información relativa a sus procesos o materiales utilizados durante la fabricación del producto. En otras ocasiones, es complicado asignar consumos energéticos o residuos producidos a un único producto cuando en la industria existe más de un producto.

Estos problemas se intentan resolver con la aproximación de utilizar información cualitativa en lugar de cuantitativa. Con ello, se cuenta como ventaja de que se consideran todos los problemas ambientales potenciales, pero no se realiza un balance de masas exacto ya que no se tiene información cuantitativa para ello.

4.4.1.5 Usar datos *compatibles*

En ocasiones es difícil o incluso imposible obtener información y datos de inventario para un producto o un proceso en particular. Sin embargo, es posible que información relativa a procesos o materiales muy similares esté disponible.

Esta aproximación consiste en usar datos disponibles de materiales y procesos similares en sustitución de aquellos para los cuales no se tiene información. Es crucial seleccionar el producto, material o proceso a utilizar como modelo y asegurarse de la compatibilidad de los resultados a obtener con este cambio.

4.4.1.6 Limitar los componentes a analizar

Eliminar aquellos componentes que tienen menos de un cierto porcentaje del producto o proceso. Normalmente para la realización de ACV completos se toma como umbral un porcentaje mayor del 1%. Para un ACV parcial, se incrementaría este valor umbral a 10% o incluso valores superiores dependiendo del producto a analizar. El principal inconveniente que presenta esta aproximación es que centrarse únicamente en el criterio peso o volumen, puede omitir partes importantes en las que no existe una correlación directa entre impacto/peso o volumen, y en los que la peligrosidad o toxicidad sea un factor crítico.

4.4.2 Criterios de selección de la técnica simplificada

No existe un criterio genérico que permita seleccionar la mejor técnica simplificada para cualquier producto, sino que depende de la categoría de productos que se esté analizando y del uso que se quiera dar a los resultados.

Dependiendo de la categoría de producto que vaya a analizarse puede haber mayor o menor oportunidad de aplicación de técnicas simplificadas dependiendo de los siguientes aspectos:

- Cuanto más genérico sea el producto, mayores oportunidades de simplificación y al revés, cuanto más específico sea, menores oportunidades.
- Si el producto tiene etapas del ciclo de vida dominantes desde el punto de vista medioambiental, mayor oportunidad de simplificación y mejores resultados obtendremos con las técnicas descritas en el apartado 4.4.1.1.
- Cuanto mayor cantidad de materiales reciclados o componentes reutilizados contenga el producto, mayor oportunidad de simplificación.

Algo similar ocurre dependiendo del uso que quiera darse a los resultados del estudio y por tanto, la posibilidad de aplicar técnicas simplificadas dependerá de:

- Si el uso que se va a hacer es interno en la compañía, mayor oportunidad de simplificación.
- Sin embargo, si los resultados quieren utilizarse con fines publicitarios o comerciales o para la consecución de etiquetas, menor oportunidad de simplificar puesto que los resultados deben estar muy contrastados.

La categoría de producto objeto de este estudio presenta algunas de las características que permiten tener una oportunidad clara de simplificación, ya que según se ha visto en los resultados previos tienen etapas del ciclo de vida dominantes (adquisición de materias primas) y además no va a hacerse un uso publicitario de los resultados.

Para identificar cuál es la técnica de ACV simplificada que presenta un mejor comportamiento para la categoría de productos objeto de este estudio, es necesario definir un criterio de evaluación. A este respecto, Hunt *et al.* (1998) ha cuantificado el éxito de una técnica simplificada como el porcentaje de tiempo que supone la realización de un ACV simplificado con respecto al completo. Sin embargo, dada la dificultad de esta cuantificación, en este trabajo se ha propuesto otro criterio centrado en el hecho de que los resultados obtenidos con la técnica simplificada no

se desvíen de los obtenidos con el ACV completo, con el objetivo de obtener conclusiones similares en ambos estudios y lo que es más importante, no obtener resultados contradictorios.

Es decir, la técnica simplificada que mejor comportamiento presenta para esta categoría de productos será aquella que reproduzca más fielmente el perfil ecológico del producto, identificando los componentes o procesos que presentan un peor comportamiento desde el punto de vista medioambiental.

Por tanto, si existe la posibilidad de efectuar un ACV que se considere más completo sobre varios productos representativos de una categoría de productos, puede éste utilizarse como referencia y aplicar sobre el mismo producto los diferentes métodos simplificados para medir su grado de aproximación o éxito. En este caso, el grado de aproximación se medirá calculando la desviación media relativa que cada técnica simplificada tiene con respecto a la completa, aplicando la ecuación 1:

$$\frac{1}{N} \sum_i \frac{|x_{Fi} - x_{Si}|}{x_{Fi}} \quad (4.1)$$

donde,

i representa a cada componente considerado en el ciclo de vida del producto.

N es el número total de componentes en el producto.

x_{Fi} es la contribución relativa del componente i al impacto total del producto, calculado mediante el ACV completo.

x_{Si} es la contribución relativa del componente i al impacto total del producto, calculado mediante las técnicas simplificadas ($S = A1, A2, B1, \text{etc.}$)

4.4.3 Aplicación de las técnicas simplificadas al sector del mueble de oficina

La metodología seguida para la identificación de la técnica simplificada que presenta un mejor comportamiento para la categoría de productos objeto de estudio ha sido la siguiente:

- Análisis completo del ciclo de vida de los productos. Estos resultados servirán de base para la comparación con los diferentes métodos simplificados.
- Aplicación de los métodos simplificados descritos en la Figura 4.14.

- Comparación de los resultados obtenidos con el análisis completo frente al simplificado.
- Cuantificación de la validez del método simplificado, aplicando la ecuación (4.1).

Adquisición de materia prima	Transporte de materia prima	Producción	Distribución	Retirada
------------------------------	-----------------------------	------------	--------------	----------

COMPLETO	ACV completo
A1	Eliminar etapas previas a producción
A2	Eliminar etapas previas a producción
B1	Eliminar etapas posteriores a producción
B2	Eliminar etapas posteriores a producción
C1	Eliminar etapas previas/post. a producción
C2	Eliminar etapas prev/ post.
D1	Contaminantes específicos: CO ₂ , NO _x , SO ₂ , Pb, PAH's
D2	Contaminantes específicos: CO ₂ , NO _x , SO ₂ , Pb
E	Elimina componentes con peso inferior al 5%

Figura 4.14 Resumen de métodos simplificados aplicados.

Como ejemplo de aplicación de estas técnicas simplificadas, la Tabla 4.9 muestra, para el modelo M2, los valores de las desviaciones de cada una de las técnicas simplificadas descritas en la Figura 4.14 y calculadas según la ecuación (4.1) para los cuatro métodos de evaluación del impacto utilizados en este estudio.

Tabla 4.9 Desviación de cada uno de los métodos simplificados con respecto al resultado del ACV de referencia (modelo M2).

	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1	D2	E
EI95	0,088	0,088	0,011	0,022	0,099	0,099	0,066	0,107	0,086
EI99	0,125	0,142	0,005	0,026	0,130	0,147	0,061	0,067	0,087
EPS00	0,046	0,048	0,009	0,019	0,055	0,057	0,049	0,068	0,089
Tellus	0,051	0,054	0,008	0,027	0,059	0,062	0,018	0,031	0,085
media	0,078	0,083	0,008	0,024	0,086	0,091	0,048	0,068	0,087
desv-st	0,037	0,043	0,002	0,004	0,036	0,041	0,021	0,031	0,002

Como se ha apuntado previamente, al tener este producto una etapa dominante (adquisición de materias primas), las técnicas B1 y B2 son las que presentan un mejor comportamiento medioambiental, puesto que las primeras etapas del ciclo de vida de estos productos son responsables de un porcentaje muy elevado del impacto total. Este resultado no nos aporta nuevas conclusiones a las ya obtenidas, puesto que indica que hay que centrar los esfuerzos en la búsqueda de información del inventario en las primeras etapas del ciclo de vida. Aunque es importante tener en cuenta que en nuestro caso de aplicación la información de inventario de los datos utilizados en las últimas etapas del ACV de referencia provienen de bases de datos comerciales (transporte y modelo de vertedero), por lo que la sola eliminación de dichas etapas no simplifica el proceso de recopilación de información de inventario y su posterior evaluación.

Sin embargo, es muy interesante la buena aproximación que se consigue con las técnicas que concentran el análisis en unos pocos contaminantes (D1 y D2) y que se muestra en la Figura 4.15. Una empresa manufacturera de muebles, midiendo (directa o indirectamente) sólo unos pocos parámetros: CO₂, NO_x, SO₂, PAH's y Pb puede estimar la mejora o el empeoramiento ambiental en el rediseño de su producto. Los tres primeros contaminantes son además relativamente fáciles de medir y/o calcular dentro de las instalaciones de la empresa, pudiendo utilizarse como indicadores para mejorar los procesos productivos internos.

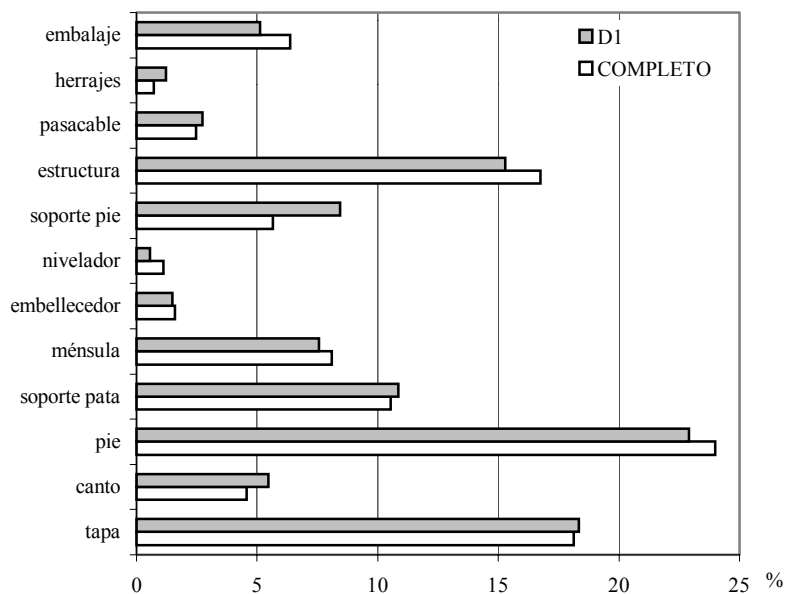


Figura 4.15 Comparación del ACV de referencia y la técnica simplificada D1 para el modelo M2 (Eco-Indicador'99).

4.5 CONCLUSIONES

En este capítulo se ha presentado la evaluación del ciclo de vida de tres modelos de mesas de oficina representativas de esta categoría de productos. Para cada una de ellas se ha calculado el perfil ecológico de su diseño actual, y teniendo en cuenta las recomendaciones de selección de materiales desde el punto de vista ambiental obtenidas en el capítulo anterior, se han propuesto alternativas de mejora a cada uno de ellos. Se ha calculado el impacto ambiental de cada una de estas alternativas y se ha calculado la reducción del impacto obtenida con cada una de ellas con respecto al diseño inicial.

Además, puesto que la realización de un ACV según la metodología seguida no es viable desde el punto de vista del diseñador o pequeñas empresas, se han probado y seleccionado técnicas simplificadas que optimizan el uso de recursos.

Conclusiones relativas a la evaluación de productos representativos del sector del mueble de oficina:

- La etapa del ciclo de vida que contribuye mayoritariamente al impacto ambiental de una mesa de oficina es la etapa de adquisición de materias primas, seguida de producción, transporte y finalmente retirada.
- Aquellos productos fabricados mayoritariamente con tablero derivado de la madera, modelos M1 y M3, el 55% y 65% respectivamente, del impacto total corresponde a este material.
- En cuanto al acabado superficial, en el cómputo global del producto, el impacto producido por el revestimiento de chapa natural es superior al del laminado de baja densidad.
- Los productos cuyas patas y estructura son metálicas producen un impacto muy superior que los fabricados tomando como base el tablero de partículas. Las partes metálicas son las responsables del 70% del impacto total del producto, por lo que la mejora ambiental en ellos pasa por una reducción del peso.
- En el modelo M1, la implantación de mejoras como la sustitución del tablero de partículas estándar por otro equivalente de bajo contenido en formaldehído, la sustitución del canto de PVC por otro laminado de baja densidad, la sustitución del embalaje y la reducción del consumo energético en un 10%, puede llegar a reducir el impacto del producto de

9% (según los métodos Eco-Indicador'95 y Tellus) o 13% (según Eco-Indicador'99 y EPS).

- En el modelo M2, la implantación de mejoras como la sustitución del tablero de partículas estándar por otro equivalente de bajo contenido en formaldehído, la sustitución del canto de PVC por otro laminado de baja densidad, la sustitución del embalaje, sustitución del revestimiento de las superficies metálicas por pintura en polvo, la reducción del peso de las patas y estructura en un promedio del 10% y la reducción del consumo energético en un 10%, puede llegar a reducir el impacto del producto de 7.6% (según los métodos Eco-Indicador'95 y Tellus) o 9% (según Eco-Indicador'99 y EPS). Estos incrementos aumentan considerablemente si aumenta la reducción de peso de las partes metálicas. El resto de mejoras tienen una influencia menor.
- En el modelo M3, la implantación de mejoras como la sustitución del tablero de partículas estándar por otro equivalente de bajo contenido en formaldehído, la sustitución del embalaje y la reducción del consumo energético en un 10%, puede llegar a reducir el impacto del producto de 5% (según los métodos Eco-Indicador'95 y Tellus) o 11% (según Eco-Indicador'99 y EPS).

Algunas de las mejoras ambientales propuestas pueden producir una alteración de la *percepción* del usuario hacia los productos que incorporan dichas mejoras, según se ha descrito a lo largo del capítulo. Los siguientes capítulos tiene por objeto estudiar la influencia que estos cambios pueden tener sobre la opción de compra de los consumidores.

Conclusiones relativas a la aplicación de técnicas simplificadas de ACV:

- La técnica simplificada depende de la categoría de productos a analizar, por lo que los resultados obtenidos no son extrapolables a otras familias de productos.
- Las técnicas simplificadas que reproducen más fielmente el perfil ecológico del productos del sector de mobiliario de oficina son aquellas que se centran en las primeras etapas del ciclo de vida del producto, por ser estas etapas dominantes en la distribución del impacto ambiental a lo largo del ciclo de vida del producto.
- La consideración de unos pocos contaminantes en la etapa de inventario del ciclo de vida puede facilitar la realización del inventario de nuevos

materiales y procesos. Esta técnica reproduce fielmente el perfil ecológico del producto, por lo que pueden obtenerse conclusiones similares a las obtenidas teniendo en consideración todos los contaminantes.

5 DISPOSICIÓN A PAGAR POR UN PRODUCTO ECOLÓGICO

5.1 INTRODUCCIÓN

En los capítulos anteriores se ha demostrado que es posible reducir el impacto ambiental de los productos mediante la aplicación de mejoras ambientales basadas en la sustitución de materias primas, reducción del peso de ciertos materiales, reducción de consumos energéticos, etc.

Sin embargo, el principal objetivo del eco-diseño debe ser, además de crear productos optimizados desde el punto de vista ambiental, crear productos que satisfagan las demandas del consumidor y sean, por tanto, aceptados en el mercado. Aquellos productos adaptados para obtener un mejor comportamiento ambiental y que no encuentran comprador suponen un fracaso completo desde el punto de vista ambiental, puesto que se han consumido unos recursos innecesarios, y además, suponen pérdidas económicas para la compañía.

Para evitar esta situación, es necesario conocer los cambios que la incorporación de las mejoras ambientales producen sobre la percepción del consumidor. Una forma objetiva de cuantificar el valor que el consumidor percibe por un producto mejorado desde el punto de vista ambiental es cuantificar el precio que está dispuesto a pagar por él. Es decir, es necesario conocer si el consumidor está dispuesto a comprar productos considerados ecológicos por incorporar ciertos atributos cuyo menor impacto haya sido demostrado, y cuánto está dispuesto a pagar por ellos.

El objetivo de este capítulo es demostrar la existencia de un mercado para productos ecológicos. Para ello, a través de un novedoso cuestionario basado en la valoración contingente, se va a obtener cuál es el precio máximo que los consumidores están dispuestos a pagar por un producto que incorpora ciertas características ambientales.

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto *Diseño de muebles más respetuosos con el medio ambiente* con la colaboración del Departamento de Economía de la Universitat Jaume I, cofinanciado por la Generalitat Valenciana (GV-99-65-1-11) y el Ministerio de Educación y Ciencia (TAP 1999/0608). La validación del cuestionario ha sido también objeto de otra tesis doctoral (Camacho, 2002), por lo que se citarán las principales conclusiones obtenidas, sin hacer un estudio detallado del mismo.

5.2 VALORACIÓN ECONÓMICA DE MEJORAS AMBIENTALES

Para realizar la evaluación económica de los costes y beneficios de una mejora ambiental, pueden utilizarse diferentes técnicas económicas que, de forma muy general, pueden agruparse en técnicas directas e indirectas.

Se diferencian en si el método proporciona directamente las valoraciones monetarias o si, por el contrario, éstas deben ser deducidas indirectamente por medio del uso de un modelo de elección y comportamiento individual. Entre los métodos indirectos destacan el método de los costes evitados o inducidos (función dosis-respuesta), el método del coste del viaje y el método de los precios hedónicos. Los métodos directos más utilizados se engloban dentro de la denominación común de valoración contingente. A continuación se describen brevemente cada uno de ellos.

- Método de los costes evitados o inducidos.

El hecho de que los bienes ambientales carezcan de un mercado propio, no impide que se encuentren relacionados con bienes que sí lo tienen. Por ejemplo, la calidad del aire o del agua puede influir sobre la producción de un bien privado, como puede ser la productividad de la tierra. Por tanto, pueden analizarse los beneficios o costes generados por un cambio en la cantidad o calidad que un bien ambiental tiene

sobre los bienes privados. Para ello, se determina la función dosis-respuesta, que no es más que conocer cómo afecta el cambio en la calidad ambiental de un bien público, sobre el rendimiento de los demás factores en la producción de un bien privado. El conocimiento de estas funciones dosis-respuesta permiten una aproximación a la valoración económica de un cambio en la calidad ambiental.

- **Método del Coste del Viaje.**

El método del coste del viaje se aplica a la valoración de las áreas naturales que cumplen una función recreativa. Se utiliza para analizar la relación entre bienes ambientales y privados, cuando éstos son complementarios dentro de la función de utilidad de la persona (cuando el disfrute del bien ambiental requiere un consumo de bienes privados). Es un método utilizado para estudiar recursos naturales (lagos, parques, etc.) en los que las personas disfrutan de áreas naturales (consumen sus servicios), pero para hacerlo necesitan recurrir al consumo de algunos bienes privados. Entre otras cosas, han de desplazarse hasta el lugar (coste de acceder al lugar) y para ello, han de consumir tiempo y dinero. La valoración económica del recurso natural se realiza en términos del tiempo y dinero consumido. Por tanto, el fundamento teórico del método es intentar estimar cómo varía la demanda del bien ambiental ante cambios en el coste de disfrutarlo.

- **Método de los precios hedónicos.**

La técnica de los precios hedónicos es un método para estimar los precios implícitos de las características que marcan las diferencias entre variedades de bienes de una misma clase. Cuando las personas adquieren un bien en un mercado, lo hacen basándose en el valor de uso. Pero muchos bienes no tienen un único valor de uso, no satisfacen una única necesidad humana, sino que son bienes multiatributo. Los precios hedónicos intentan descubrir todos los atributos del bien que explican su precio y discriminan la importancia cuantitativa de cada uno de ellos. El objetivo es atribuir a cada característica del bien su precio implícito y por tanto, la disposición marginal a pagar de la persona por una unidad adicional de la misma. Este método tiene muchas aplicaciones en distintos campos, especialmente en el terreno del medio ambiente, en el que los bienes que tratamos de valorar

económicamente son atributos de bienes que se comercializan en el mercado.

- **Método de la valoración contingente.**

El método de la valoración contingente es un método directo, por tanto, se basa en la información que proporcionan las propias personas cuando se les pregunta sobre la valoración objeto de análisis. De forma intuitiva, este método consiste en simular un mercado mediante encuesta a los consumidores potenciales, a los que se les pregunta por la máxima cantidad de dinero que pagarían por un bien si tuvieran que comprarlo. Los métodos englobados bajo esta denominación intentan medir en unidades monetarias los cambios en el nivel de bienestar de las personas, debido a un incremento o disminución de la cantidad o calidad de un bien. Esta medida, en unidades monetarias, suele expresarse en términos de la cantidad máxima que una persona está dispuesta a pagar por un bien.

5.3 SELECCIÓN DEL MÉTODO DE VALORACIÓN ECONÓMICA

A la vista de los métodos existentes para la valoración de las mejoras ambientales, el método de la valoración contingente es el más adecuado para evaluar directamente cuánto están dispuestos a pagar los consumidores por un producto que presente ciertas mejoras ambientales. Este método es el que más se aproxima a lo que podría ser idealmente un mercado de productos ecológicos, ya que directamente y a través de cuestionarios, se obtienen las preferencias en términos monetarios del hipotético mercado.

La aplicación del método de valoración contingente es habitual en los Estados Unidos y en los países del centro y norte de Europa. Existen muchas publicaciones relativas a su metodología y evolución, entre las que puede destacarse Carson (2000) y Smith (2000), respectivamente. Su introducción en España ha sido tardía, pero los pocos estudios realizados muestran un gran potencial para su aplicación. La primera aplicación en España de este método tuvo lugar en 1989 para obtener una estimación de los beneficios derivados de una modificación en el trazado del tercer cinturón de ronda de Barcelona (Riera, 1994). A partir de este estudio, se han realizado otros en los que se aplica el método de valoración contingente, principalmente a temas relativos a infraestructuras urbanas y a espacios naturales (Barreiro & Pérez, 1999).

La mayor parte de los estudios relativos a la aplicación de la metodología de valoración contingente a la evaluación de un bien medioambiental se centran en la valoración de espacios naturales (Swallow & Woudyalew, 1994, Keith *et al.*, 1996 y Hadker *et al.*, 1997); o en la valoración de la calidad del agua (Cameron, 1997, Belhaj, 1999 y Wattage *et al.*, 2000); o en la agricultura (Brethour & Weersink, 2001). Sin embargo, hasta la fecha no se ha publicado ningún estudio aplicado directamente al diseño de productos que incorporan mejoras ambientales.

Dentro de los métodos de valoración contingente pueden distinguirse dos tipos de estudios. En los estudios que determinan la *disposición a pagar*, los interesados deben precisar el precio que están dispuestos a pagar para no ser víctimas por más tiempo de algún efecto negativo debido a la contaminación. En los estudios que determinan la *disposición a aceptar*, los interesados deben precisar la indemnización económica que exigen por el deterioro de su entorno con miras a recuperar sus anteriores condiciones de bienestar. Mansfield (1999) y Macmillan *et al.* (2001) exponen las diferencias entre estas dos alternativas. En el caso que nos ocupa, el objetivo será determinar la disposición a pagar por un producto que incluya ciertos atributos medioambientales que eviten el efecto negativo de la contaminación.

Sin embargo, este método no está exento de limitaciones. Holvad (1999) y Carson (2001) exponen las posibilidades y controversias de su aplicación, y concluyen que muchos de los problemas atribuidos a la valoración contingente pueden resolverse con un diseño e implementación cuidadoso del estudio. Construir un mercado donde jamás ha existido no es sencillo. La gente no está acostumbrada a valorar en términos monetarios aquello que nunca ha tenido precio, por lo que a la hora de diseñar el cuestionario hay que evitar que pueden darse los siguientes sesgos:

- Sesgo de la información de partida. La respuesta que una persona da a la pregunta sobre cuánto está dispuesta a pagar por un bien determinado, depende de la información que tiene sobre los posibles daños que dicho bien le puede causar. Por lo que para evitar este sesgo, es importante que todas las personas dispongan de la misma información para contestar el cuestionario.
- Sesgo del punto de partida. Para orientar un poco a la persona encuestada y evitar su indecisión ante la pregunta formulada, es frecuente que se le sugiera una cantidad inicial que posteriormente se aumenta o disminuye a intervalos prefijados hasta llegar a la cantidad que la persona considere adecuada. Evidentemente, la cantidad de partida sugerida condiciona la respuesta final. Para evitar este sesgo, es conveniente realizar encuestas piloto con puntos de partida diferentes y

comprobar si las cantidades finales obtenidas para cada grupo difieren considerablemente.

- Sesgo de la hipótesis. Dado el carácter hipotético de la situación que se le plantea a la persona, ésta no tiene ningún incentivo para ofrecer una respuesta correcta. Es muy posible que conteste lo primero que se le pase por la cabeza o lo que le sugiere el entrevistador. Aunque la persona entrevistada dispusiera de más tiempo para meditar su respuesta, nada garantiza que su valoración fuera entonces más fiable puesto que, aunque conteste de manera irreflexiva, no tiene nada que ganar ni que perder.

Sin embargo, los sesgos apuntados previamente no descalifican el método. Simplemente hay que contar con ellos y procurar ser cuidadosos en la elaboración de las encuestas y en la realización de las entrevistas a fin de obtener una valoración lo más fiable posible.

A pesar de estos y otros inconvenientes, el método de la valoración contingente es probablemente, desde el punto de vista económico, el mejor método de evaluación de los costes o beneficios externos debido a su carácter global y a su base directa en las preferencias. Es probable también que sea el único método que permita, en principio, calcular en términos monetarios el valor que la gente concede a la mera existencia de activos ambientales escasos o a la posibilidad de seguir haciendo uso de ellos en el futuro.

5.4 ELABORACIÓN DE LA ENCUESTA

Con el objeto de obtener la disposición a pagar por un producto que incorpore en su diseño ciertos atributos que mejoran su comportamiento ambiental, se ha diseñado un cuestionario basado en la metodología de la valoración contingente, según propone Riera (1994).

5.4.1 Definición del objeto de estudio

Es de vital importancia que al iniciar el estudio se sepa exactamente lo que se quiere medir en unidades monetarias. En ocasiones cuesta definir sin ambigüedades el bien que se desea valorar y, en particular, su cantidad. Transmitir a la persona a la que se pregunta lo que significa reducir un determinado tipo de contaminación no es tarea fácil.

En el caso de aplicación que nos ocupa, el objeto del cuestionario ha sido determinar la disposición a pagar que tienen los usuarios, futuros compradores y en general

aquellas personas que tienen alguna relación con el sector del mueble, por un producto que incorpore diferentes mejoras ambientales.

Cada producto se ha definido como un conjunto de características, con la intención de obtener de forma independiente la disposición a pagar por cada una de ellas.

Los aspectos ambientales de los que inicialmente interesaba conocer la disposición a pagar eran muchos. Pero hay que tener en cuenta que estos aspectos ambientales deben ser comprensibles por las personas encuestadas y que, en ocasiones, éstas pueden no ser expertas en temas técnicos relativos al medio ambiente ni al sector del mueble. Tras realizar varias sesiones de decisión sobre el contenido del cuestionario en las que participaban personas relacionadas con temas ambientales, económicos, del sector del mueble, etc., se decidió que inicialmente las cuestiones podrían ir encaminadas a conocer la disposición a pagar por un mueble que incorporara algunos de los aspectos de mejora identificados en el capítulo anterior:

- uso de materiales reciclados y/o reciclables,
- reducción del contenido en sustancias tóxicas (formaldehído, disolventes, etc.),
- ahorro energético durante la fabricación,
- reducción de residuos durante la fabricación y al finalizar su vida útil,
- optimización del transporte tanto de materias primas como de producto acabado,
- reciclaje y/o reutilización de materiales y componentes del mueble una vez finalizada su vida útil (desensamblaje),
- optimización del embalaje.

5.4.2 Definición de la población relevante

De la definición del objeto de estudio debe seguir la decisión de cuál es la población relevante para la encuesta. Escoger acertadamente la población del estudio es una información crucial para la fiabilidad del estudio. La población relevante para la encuesta comprende a todas aquellas personas que tienen relación con el sector del mueble, y en concreto con el sector del mueble de oficina. Interesan personas que tienen una relación por ser compradores actuales o potenciales o por tener una relación directa con el sector por tratarse de vendedores, fabricantes, diseñadores o propios empleados de las fábricas.

Una vez definida la población que interesaría que contestara el cuestionario con el fin de obtener una muestra representativa y que los resultados fueran lo más fiables posibles, se decidió pasar los cuestionarios en un foro que reuniera a gente de las características descritas anteriormente. El foro seleccionado fue la 29ª Feria Internacional del Mueble que se celebra anualmente en Valencia. En ella puede encontrarse personas con relación directa con el sector y actuales o potenciales compradores particulares, dado que tiene una jornada de puertas abiertas para el público en general.

5.4.3 Simulación del mercado

Para poder hacer la simulación de un hipotético mercado en el que se vende un producto *ecológico*, debe definirse acertadamente la pregunta relativa a la disposición a pagar.

Existen dos formas básicas de presentar esta pregunta:

- Continua: consiste en preguntar directamente cuál es la máxima disposición a pagar, y como respuesta el entrevistado da una cantidad determinada. Presenta el inconveniente, para la persona encuestada, de no tener un indicador de precio inicial que le oriente en la respuesta.
- Discreta: consiste en indicar un precio determinado y preguntar a la persona encuestada si pagaría o no dicha cantidad por el bien en cuestión. La principal ventaja para la persona entrevistada es la mayor similitud de esta situación con el mercado cotidiano y el principal inconveniente es que requiere una muestra mayor que pueda subdividirse en submuestras a las que presentar precios diferentes.

Una tercera opción es la modalidad mixta, que combina las dos anteriores.

Sin embargo, en el cuestionario que se propone se ha optado por una fórmula diferente. Dado que el producto se ha definido como un conjunto de características, el objetivo es determinar la disposición a pagar por una versión ecológica de cada una de las características. Con este planteamiento, en cada pregunta van a compararse dos productos que difieren únicamente en una de las características. En uno de los productos esta característica tiene las propiedades de la versión que actualmente existe en el mercado (modelo A) y en el otro producto esta característica presenta propiedades ambientales que le confieren un carácter de versión *ecológica* del primero (modelo B).

Tomando como precio de partida del producto, el precio real de la versión actualmente en el mercado, se hace decidir a la persona entrevistada entre diferentes

pares de precios, uno el actual y otro superior correspondiente a la versión ecológica de la mesa. Para cada par de precios el encuestado debe decidir qué mesa comprar, si la versión actual (a su precio real) o la versión ecológica. De esta forma se puede determinar el precio máximo que está dispuesto a pagar por un producto que incorpora en su diseño una mejora ambiental.

El formato utilizado para simular el mercado es el presentado en la Figura 5.1 y en la Figura 5.2, donde se parte del precio de venta al público real de la versión del producto que existe actualmente en el mercado.

Para aquellas cuestiones donde no se aprecia una variación importante del aspecto estético del producto ni de ningún otro requerimiento y existe claramente la ventaja ambiental en la versión ecológica, la fórmula utilizada es la mostrada en la Figura 5.1. Partiendo del precio real de la versión actual del producto (modelo M1: 28.000 Ptas.) se proponen incrementos en el precio de la versión ecológica, aunque se deja la posibilidad de que el entrevistado decida no escoger la versión ecológica a pesar de que se ofrezca a un precio igual o inferior al de la versión actual.

Fotografía modelo mesa A	Fotografía modelo mesa B
Características mesa A	Características mesa B

Para cada par de precios, ¿COMPRARÍA LA MESA A ó B?

Si el precio fuera:	Precio modelo A	Precio modelo B	Compraría:
	28.000 Ptas.	26.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	28.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	30.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	32.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	34.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	36.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	38.000 Ptas.	• A • B

Figura 5.1 Formato de la pregunta de valoración económica para la simulación del mercado (modelo M1).

Para aquellas cuestiones en las que la incorporación de una ventaja ambiental implique cambios importantes en la percepción del producto (estética, seguridad,

etc.), se ha optado por el formato de la Figura 5.2. Para un precio fijo de la versión actual del producto, se deja el mismo número de opciones para elegir la versión ecológica a un precio inferior o superior al actual (modelo M1: 28.000 ptas).

Fotografía modelo mesa A		Fotografía modelo mesa B	
Características mesa A		Características mesa B	
Para cada par de precios, ¿COMPRARÍA LA MESA A ó B?			
Si el precio fuera:	Precio modelo A	Precio modelo B	Compraría:
	28.000 Ptas.	22.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	24.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	26.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	28.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	30.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	32.000 Ptas.	• A • B
	28.000 Ptas.	34.000 Ptas.	• A • B

Figura 5.2 Formato de la pregunta de valoración económica para la simulación del mercado (modelo M1).

5.4.4 Modalidad de entrevista

Dependiendo de la modalidad de entrevista a utilizar, la redacción del cuestionario y el tamaño de la muestra es variable. Normalmente se utilizan tres modalidades: entrevista personal, entrevista telefónica o cuestionario por correo. Las dos primeras tienen la ventaja de que permiten resolver las dudas que puedan surgir durante el desarrollo de la entrevista. Además, la entrevista personal permite utilizar también material gráfico de apoyo. En cuanto a los cuestionarios por correo presentan el inconveniente del relativamente bajo porcentaje de cuestionarios retornados, lo que obliga a trabajar con una muestra bastante mayor que en los dos casos anteriores.

Dadas las características del cuestionario, se optó por utilizar la modalidad de entrevista personal, ya que:

- el cuestionario contenía ciertos aspectos técnicos que pudieran necesitar aclaración, y
- era necesario utilizar un material gráfico que mostrar a la persona entrevistada para la selección de los pares de precios.

Estas entrevistas se hicieron a una muestra de 300 personas asistentes a la 29ª Feria Internacional del Mueble.

5.4.5 Redacción del cuestionario

Una vez definido el problema de la valoración y la modalidad de entrevista, así como la muestra a la que se va a encuestar, puede procederse a la redacción del cuestionario. Esta parte es esencial para obtener valores poco sesgados. La estructura básica del cuestionario consiste en una primera parte en la que se describe el bien que se quiere valorar, seguida de la propia parte de valoración y finalmente se recopila información relativa a la persona entrevistada.

Siguiendo esta estructura, el cuestionario se dividió en tres partes bien diferenciadas:

5.4.5.1 Parte I: Cuestiones generales

Esta parte incluye preguntas generales sobre la importancia que la persona entrevistada concede a temas ambientales relacionados con el sector del mueble. Se trata de una parte introductoria y corta que intenta introducir al encuestado en el tema objeto del cuestionario. Su principal objetivo es obtener información previa relativa a la importancia que concede a problemas ambientales relacionados con el sector del mueble. En concreto, se le pide contestar de forma cualitativa a la importancia que concede a que un producto etiquetado como *ecológico* incorpore las siguientes características:

- Fabricado con materiales reciclados y/o reciclables.
- Utilización de materias primas que evitan la tala de árboles.
- No contenga sustancias tóxicas y/o peligrosas.
- Utilización de procesos productivos que minimicen el consumo energético.
- Utilización de procesos productivos que minimicen la generación de residuos.

- Diseño que permita la recuperación, reciclado y/o reutilización de sus componentes al final de su vida útil, en lugar de depositarlos en un vertedero.
- Transporte de materias primas y producto acabado que minimice el consumo de combustible.

5.4.5.2 Parte II: Cuestiones específicas

Esta parte se inicia con una breve descripción de la problemática medioambiental en el sector del mueble, centrada en los aspectos que van a tratarse en las preguntas específicas de valoración contingente del resto del cuestionario. Se trata de una descripción bastante breve para evitar que el entrevistado pierda interés y evitar un exceso de información que le haga dejar en un segundo plano la información verdaderamente importante para determinar su disposición a pagar. Esta introducción inicial sirve para familiarizar a la persona entrevistada con el llamado escenario de evaluación y evita el sesgo de la información de partida. Para evitar este sesgo, es aconsejable que las personas encuestadas estén familiarizadas con el bien objeto de valoración y que todas ellas partan del mismo nivel de información.

Una vez introducido el entrevistado en el tema objeto del cuestionario se aborda la parte central relacionada directamente con la valoración contingente. El planteamiento de las preguntas es el mismo para cada una de las características del mueble según se ha descrito en el apartado 5.4.3. Para cada una de las características del producto se hace decidir al entrevistado entre siete pares de precios, y para cada par de precio deberá decidir qué bien compraría, si la versión actual de la mesa (a su precio actual del mercado) o una versión ecológica de la misma. De esta forma se obtiene, de forma sencilla para el entrevistado, el precio máximo que estaría dispuesto a pagar por la mesa que incorpora la mejora ambiental.

Para determinar las cuestiones definitivas y los rangos de precios que aparecen en el cuestionario definitivo mostrado en el Anexo II, se realizó un cuestionario piloto. Este cuestionario piloto tenía la misma estructura que el cuestionario definitivo. De él se trataba de obtener información sobre la dificultad de los encuestados ante los aspectos o vocabulario más técnico, la necesidad de incorporar o suprimir algunas preguntas dudosas, comprobar que las valoraciones económicas no se iban a los extremos, lo que nos indica que el rango seleccionado es adecuado, etc.

Una vez analizado el cuestionario piloto, se tomaron las siguientes decisiones:

- Pasar el cuestionario con tres modelos diferentes de mesas y con tres precios de venta al público diferentes. Estos modelos coinciden con los analizados en el capítulo anterior: modelo M1 (28.000 Ptas.), modelo M2

(50.000 Ptas.) y modelo M3 (90.000 Ptas.), para comprobar si existe una diferenciación en las respuestas en función del precio del producto.

- Los porcentajes en los incrementos de precio se mantuvieron constantes para los tres modelos. Se decidió un incremento en los pares de precios de aproximadamente el 7%. Con un rango de siete pares de precios se cubría el rango de respuestas obtenidas con el cuestionario piloto, de tal forma que las respuestas no se concentraran en los extremos.
- Los atributos del producto de los cuales interesa conocer la disposición a pagar por una versión ecológica de los mismos frente a su versión actual son:
 - C1: disposición a pagar por un mueble fabricado con tablero aglomerado con bajo contenido en formaldehído, frente a otro con las mismas características estéticas, pero fabricado con un tablero aglomerado normal (el que habitualmente se utiliza en la fabricación de muebles).
 - C2: disposición a pagar por un mueble fabricado para que después de su utilización pueda ser desensamblado para poder reutilizar o reciclar sus partes o materiales, frente a otro, estéticamente igual pero que al finalizar su vida útil se deposita en un vertedero (situación actual).
 - C3: disposición a pagar por un mueble fabricado mediante un proceso que reduce el consumo energético con respecto a los procesos utilizados actualmente en el sector, frente a otro fabricado con la tecnología actual.
 - C4: disposición a pagar por un mueble cuyas partes metálicas están pintadas con pintura en polvo, frente a otro estéticamente igual pintado con pintura al disolvente.
 - C5: disposición a pagar por un mueble cuyo acabado se realiza con barnices al agua, frente a otro cuyo acabado se realiza con barnices al disolvente.
 - C6: disposición a pagar por un mueble con cantos de PVC, frente a otro fabricado con cantos de melamina.
 - C7: disposición a pagar por un embalaje que reduce la cantidad de material utilizado y los residuos generados, frente al embalaje tradicional con caja de cartón.

Dentro de este marco conceptual, las características ecológicas objeto de estudio pueden clasificarse en dos grandes categorías. Por un lado, aquellas relacionadas con la diferenciación vertical del producto y, por otro, las relacionadas con la diferenciación horizontal.

El término diferenciación vertical hace referencia a aquellas situaciones en las que los consumidores coinciden en preferir una determinada propiedad para la característica objeto de estudio (en este caso, una versión ecológica de la característica). De esta forma, si se ofrece la versión actual del producto y otra ecológica, claramente la versión ecológica tendrá una demanda positiva. Lo que diferencia a los consumidores es la disposición a pagar por la citada característica ecológica. Sin embargo, en un mercado diferenciado horizontalmente, los consumidores tienen preferencias heterogéneas respecto a una cierta propiedad; es decir, no se percibe de forma homogénea una versión mejor que la otra por todos los consumidores y si ambas versiones son ofrecidas a un mismo precio, las dos pueden tener una demanda positiva.

Siguiendo esta definición podemos catalogar las cuestiones C1, C2, C3, C4 y C5 con diferenciación vertical, en las que el formato de cuestión corresponde al mostrado en la Figura 5.1. Las cuestiones C6 y C7 presentan diferenciación horizontal y el formato de pregunta es el mostrado en la Figura 5.2.

5.4.5.3 Parte III: Información personal

La última parte del cuestionario recoge información personal de la persona encuestada relativa los siguientes aspectos:

- Edad.
- Sexo.
- Relación con el sector del mueble: comprador doméstico, gran comprador, distribuidor-vendedor, empresario-fabricante, diseñador, empleado en fábrica, otros.
- Situación laboral: trabajador por cuenta ajena, trabajador por cuenta propia, desempleado, estudiante, jubilado, ama de casa, otros.
- Nivel de estudio: sin estudios, primarios, secundarios, universitarios.
- Ingresos de la unidad familiar.

El objetivo de esta parte es comprobar si existen diferencias significativas entre las respuestas obtenidas en la Parte II, dependiendo de cada uno de estos aspectos.

5.4.6 Realización de las entrevistas

Como se ha comentado anteriormente, la modalidad de entrevista seleccionada ha sido la entrevista personal. El lugar seleccionado fue la 29ª Feria Internacional del Mueble. Se pasaron 300 cuestionarios, 100 correspondientes a cada uno de los tres modelos de mesas descritos en la sección anterior.

5.4.7 Análisis estadístico de las respuestas.

Los datos se codifican para posteriormente ser analizados mediante el software SPSS 10.0.6 (SPSS, 1999).

5.5 RESULTADOS DE LA ENCUESTA

5.5.1 Características de la muestra

Se pasaron 300 cuestionarios a una muestra formada por el 55.6% de hombres y el 44.4% de mujeres. La edad media de la muestra fue de 36.2 años ($\sigma = 11.94$), distribuyéndose según muestra la Tabla 5.1.

Tabla 5.1 Distribución de la población por edades.

GRUPO	EDAD	%
G1	<25	31.2
G2	[25, 35)	32.8
G3	[35, 45)	17.5
G4	≥ 45	19.4

Más de la mitad de la muestra posee estudios universitarios (52.8%), mientras que el 36.9% y 9.9% posee estudios secundarios y primarios, respectivamente. La situación laboral de los entrevistados corresponde a 74.3% de trabajadores (48.2% por cuenta

ajena y 26.1% por cuenta propia), 21.7% son estudiantes y el restante 4% se reparte entre desempleados, amas de casa y jubilados.

En cuanto a la relación de los encuestados con el sector del mueble, se obtuvo la distribución mostrada en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2 Distribución de la muestra por su relación con el sector del mueble.

RELACIÓN CON EL SECTOR	%
Comprador doméstico	61.6
Gran comprador	2.8
Vendedor	14.6
Fabricante	10.7
Diseñador	2.8
Empleado	2.5
Otro	5.0

Finalmente, se obtuvo que los ingresos medios de la unidad familiar están entre 225.000 y 300.000 Ptas., aunque este dato puede no ser representativo de la muestra, puesto que sólo el 63.8% de las personas encuestadas indicaron los ingresos de la unidad familiar. Puesto que en algunos rangos la muestra obtenida fue muy pequeña, para el análisis se ha optado por agrupar en categorías, según indica la Tabla 5.3.

Tabla 5.3 Distribución de la población en función de los ingresos.

GRUPO	INGRESOS (Ptas.)	%
G1	< 150.000	32.6
G2	[150.000, 300000)	37.4
G3	[300.000, 450.000)	13.2
G4	≥ 450.000	16.8

5.5.2 Preferencias ambientales generales

El principal objetivo de la Parte I del cuestionario era obtener información relativa a la importancia que la persona encuestada concede a temas ambientales relacionados con el sector del mueble. Se trata de una pregunta para introducir al encuestado en el

tema del cuestionario, por lo que únicamente se obtendrá la valoración cualitativa relativa a sus preferencias ambientales en un mueble ecológico, sin entrar al detalle de valoraciones económicas que se estudian en profundidad en la Parte II del cuestionario.

Como resultado de esta parte, se ha obtenido el nivel de importancia que el encuestado otorga a ciertas características que puede tener un mueble ecológico. La Figura 5.3 muestra la distribución de las respuestas obtenidas.

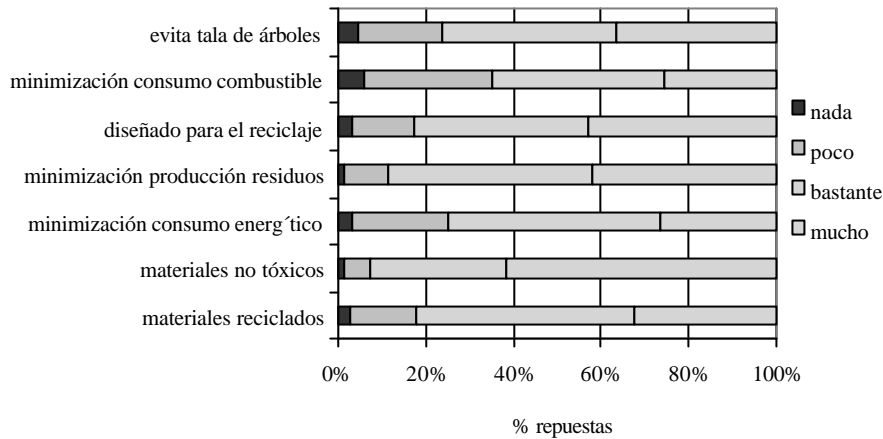


Figura 5.3 Importancia de las características en un producto *ecológico*.

Las características más importantes que debería tener un producto *ecológico* son: en primer lugar, que no contenga sustancias tóxicas/peligrosas, que su fabricación utilice procesos que minimicen la generación de residuos y que su diseño permita el reciclado del producto al finalizar su vida útil. En segundo lugar, el producto debería estar fabricado con materiales reciclados y/o reciclables y que eviten la tala de árboles. Finalmente, las características con menor importancia son las relativas a la minimización de los consumos energéticos/combustibles durante su fabricación.

5.5.3 Disposiciones a pagar

La segunda parte del cuestionario está enfocada a obtener información relativa a la disposición a pagar por un bien que contenga diferentes propiedades que lo califiquen como más respetuoso con el medio ambiente.

5.5.3.1 Nomenclatura

Previo al análisis de las disposiciones a pagar por un producto que incluya las características ambientales descritas anteriormente, es necesario definir una nomenclatura para presentar los resultados. Puesto que el planteamiento de las cuestiones con diferenciación vertical y horizontal es diferente hay que hacer un estudio separado de cada una de ellas.

La Tabla 5.4 muestra la nomenclatura utilizada para mostrar los resultados de las cuestiones con diferenciación vertical. Los valores del 1 al 8 representan la disposición a pagar por una versión ecológica del producto calculada como incrementos acumulados alrededor del 7% sobre el precio real de la versión actual del producto. Las últimas tres columnas de la Tabla 5.4 muestran el detalle de los incrementos en pesetas para cada uno de ellos. Aunque en estas cuestiones existe una clara ventaja en la versión ecológica del producto, las respuestas codificadas como 1 y 2 recogen a las personas entrevistadas con un comportamiento *anti-ecológico* (no están dispuestas a comprar la versión ecológica del producto aunque ésta se oferte a un precio inferior o igual al de la versión actual). Las respuestas codificadas con valores superiores a 2 indican que los entrevistados declaran estar dispuestos a pagar una cierta cantidad, por encima del precio actual del producto, por una versión ecológica del mismo.

Tabla 5.4 Nomenclatura para las cuestiones con diferenciación vertical
(Disposición a pagar extra por la versión ecológica del producto, % y Ptas.)

	% aprox.	M-1 (Ptas.)	M-2 (Ptas.)	M-3 (Ptas.)
1	< -7	< -2.000	< -3.500	< -6.500
2	∈ [-7, 0)	[-2.000, 0)	[-3.500, 0)	[-6.500, 0)
3	∈ [0, 7)	[0, 2.000)	[0, 3.500)	[0, 6.500)
4	∈ [7, 14)	[2.000, 4.000)	[3.500, 7.000)	[6.500, 13.000)
5	∈ [14, 21)	[4.000, 6.000)	[7.000, 10.500)	[13.000, 19.500)
6	∈ [21, 28)	[6.000, 8.000)	[10.500, 14.000)	[19.500, 26.000)
7	∈ [28, 35)	[8.000, 10.000)	[14.000, 17.500)	[26.000, 32.500)
8	≥ 35	10.000	17.500	32.500

En el caso de las cuestiones con diferenciación horizontal la codificación seguida es diferente para las cuestiones C6 y C7. La Tabla 5.5 presenta la codificación

utilizada para la cuestión C-6, en la que se estudia la preferencia de los consumidores respecto a los cantos de PVC o melamina.

Tabla 5.5 Nomenclatura para la cuestión C-6.

	Canto	% aprox.	M-1 (Ptas.)	M-2 (Ptas.)	M-3 (Ptas.)
3	PVC	≥ 21	≥ 6.000	≥ 10.500	≥ 19.500
2		$\in [14, 21)$	[4.000, 6.000)	[7.000, 10.500)	[13.000, 19.500)
1		$\in [7, 14)$	[2.000, 4.000)	[3.500, 7.000)	[6.500, 13.000)
0		$\in [0, 7)$	[0, 2.000)	[0, 3.500)	[0, 6.500)
-1	Melamina	$\in [0, 7)$	[0, 2.000)	[0, 3.500)	[0, 6.500)
-2		$\in [7, 14)$	[2.000, 4.000)	[3.500, 7.000)	[6.500, 13.000)
-3		$\in [14, 21)$	[4.000, 6.000)	[7.000, 10.500)	[13.000, 19.500)
-4		≥ 21	≥ 6.000	≥ 10.500	≥ 19.500

En este caso, los valores positivos representan una preferencia económica por la versión del canto de PVC y los valores negativos, por la versión del canto de melamina. El valor cero incluye aquellos casos en los que ambas mesas se ofrecen al mismo precio y el consumidor prefiere la acabada con cantos de PVC.

Análogamente, la Tabla 5.6 muestra la codificación de las respuestas en el caso de la cuestión C7, que estudia la preferencia entre un embalaje con caja de cartón frente a otro con film termorretráctil y refuerzos puntuales. En este caso, puesto que en este tipo de productos el embalaje no aporta valor al producto, se ha supuesto unos incrementos fijos de 1.000 Ptas. independientemente del precio del producto.

Tabla 5.6 Nomenclatura para la cuestión C-7.

	Tipo de embalaje	Ptas.
3	Caja cartón	≥ 3.000
2		[2.000, 3.000)
1		[1.000, 2.000)
0		[0, 1.000)

Tabla 5.6 (cont.) Nomenclatura para la cuestión C-7.

	Tipo de embalaje	Ptas.
-1	Film retráctil	[0, 1.000)
-2		[1.000, 2.000)
-3		[2.000, 3.000)
-4		≥ 3.000

Análogamente a la cuestión C-6, los valores positivos representan una preferencia económica por el embalaje de cartón y los valores negativos, por el retráctil. El valor cero incluye aquellos casos en los que ambas mesas se ofrecen al mismo precio y el consumidor prefiere la embalada con cartón.

5.5.3.2 Principales estadísticos descriptivos

La Tabla 5.7 muestra, para cada uno de los modelos estudiados, los principales estadísticos de las respuestas a las cuestiones relacionadas con la disposición a pagar.

Tabla 5.7 Media y desviación de las respuestas para cada uno de los modelos de mesa.

	M-1		M-2		M-3	
	Media	Desv. std.	Media	Desv. std.	Media	Desv. std.
C-1	4,61	1,96	4,42	1,76	4,39	1,71
C-2	5,19	1,97	4,83	1,76	4,71	1,63
C-3	5,15	2,06	4,78	1,75	4,52	1,69
C-4	-	-	4,96	1,81	-	-
C-5	-	-	-	-	5,12	1,94
C-6	0,69	2,37	0,16	2,60	-	-
C-7	-1,90	2,63	-1,10	3,09	-2,11	2,71

En las cuestiones con diferenciación vertical, se observa que, como media, el aspecto ambiental por el cual los consumidores están dispuestos a pagar más es la utilización de barnices y pinturas sin base disolvente, seguido de la posibilidad de desensamblar el producto tras finalizar su vida útil, resultados que corroboran las

valoraciones cualitativas de la Figura 5.3. Esto implica que el consumidor medio estaría dispuesto a pagar entre un 14%-21% más por un mueble cuya chapa natural esté tratada con barnices base agua, y un 7%-14% más, por un producto que incorporara el resto de ventajas ambientales (C-1-C-4). Además, se observa que existe una correlación negativa entre el precio del modelo y la disposición a pagar que se observa al pasar del segmento de precio bajo a los segmentos de precio medio y alto.

En el caso del canto, el entrevistado medio está dispuesto a pagar entre 0%-7% más por la versión con canto de PVC, mientras que en el caso de embalaje estaría dispuesto a pagar entre 1.000 - 2.000 Ptas.

A partir del estudio de los histogramas de frecuencias de cada una de las cuestiones se ha observado un comportamiento diferente para las cuestiones con diferenciación vertical y horizontal.

En el caso de las cuestiones con diferenciación vertical se obtienen las siguientes conclusiones:

- Existe un porcentaje de encuestados que demuestra tener un comportamiento *anti-ecológico*. Aunque la versión ecológica del producto se ofrezca a un precio igual o inferior que la versión actual, prefieren comprar la actual. Este hecho supone entre 1% y 10%, dependiendo de la cuestión y modelo de mesa.
- Existe un porcentaje elevado de encuestados (entre 11% y 23%) que están dispuestos a pagar más de un 35% extra por la versión ecológica del producto, frente a aquellos que están dispuestos a pagar hasta el 28% extra (entre 1%-4%). Este hecho demuestra un comportamiento contrario al anterior, agrupando a encuestados con alta concienciación por temas ambientales.
- A pesar de estos dos extremos, existe una clara dependencia entre la disposición a pagar y el precio del producto. La disposición a pagar disminuye conforme aumenta el precio del producto. Este hecho se observa claramente en las Figura 5.4 - Figura 5.8, donde el porcentaje de encuestados que está dispuesto a pagar una cierta cantidad extra por la versión ecológica del producto disminuye conforme aumenta dicha cantidad.

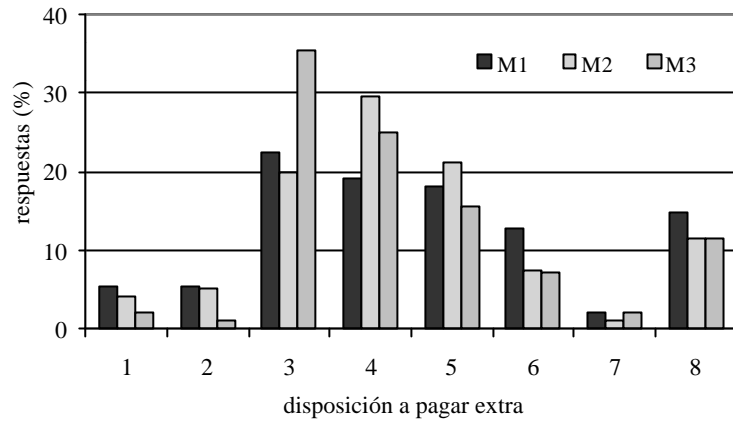


Figura 5.4 Disposición a pagar extra por una mesa fabricada con tablero de bajo contenido en formaldehído (C1).

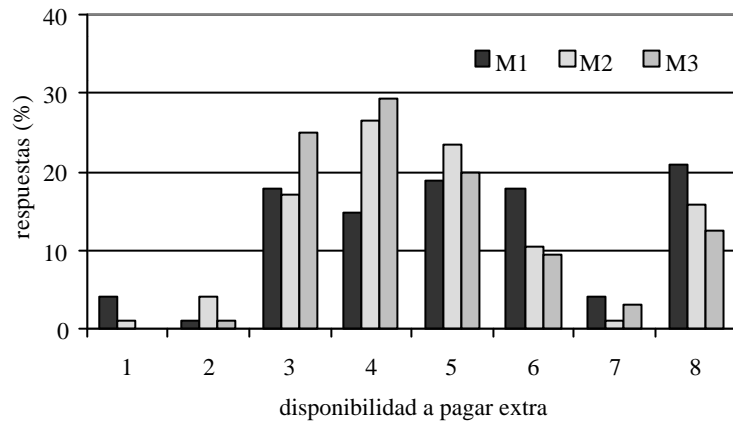


Figura 5.5 Disposición a pagar extra por una mesa fabricada para que pueda ser reciclada (C2).

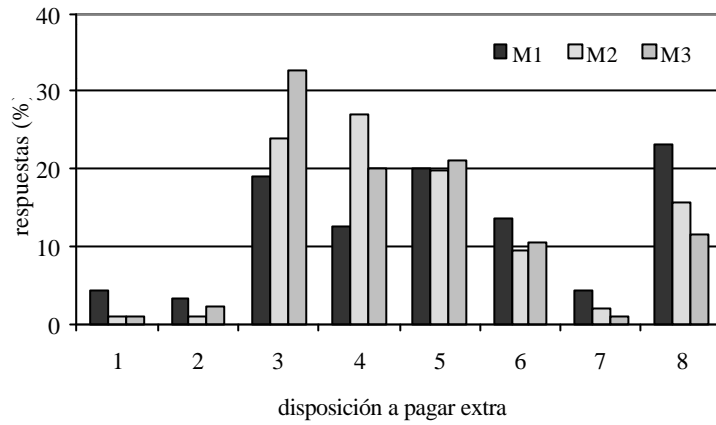


Figura 5.6 Disposición a pagar extra por una mesa fabricada optimizando el consumo energético (C3).

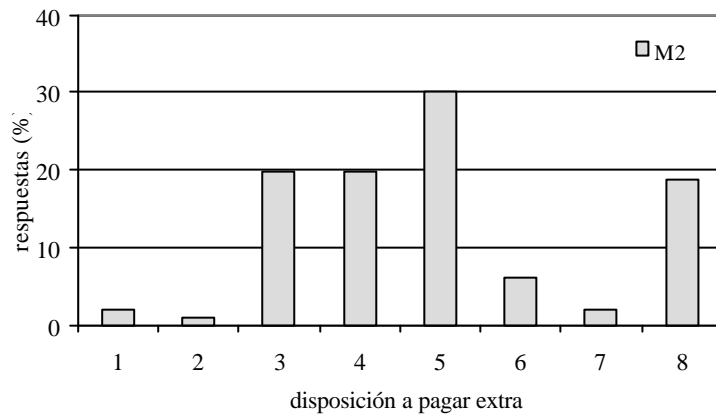


Figura 5.7 Disposición a pagar extra por una mesa cuyas partes metálicas se pintan con pintura en polvo (C4).

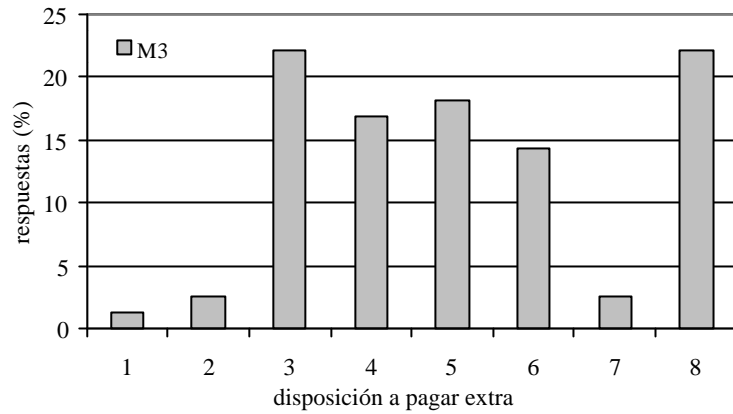


Figura 5.8 Disposición a pagar extra por una mesa de madera natural acabada con barniz con base acuosa (C5).

En cuanto a las cuestiones con diferenciación horizontal, se observa en la Figura 5.9 y Figura 5.10 que las respuestas están polarizadas; es decir, que la disposición a pagar no depende únicamente del precio del producto, como ocurría en las cuestiones anteriores. Las respuestas se concentran mayoritariamente en uno de los dos extremos, independientemente del precio.

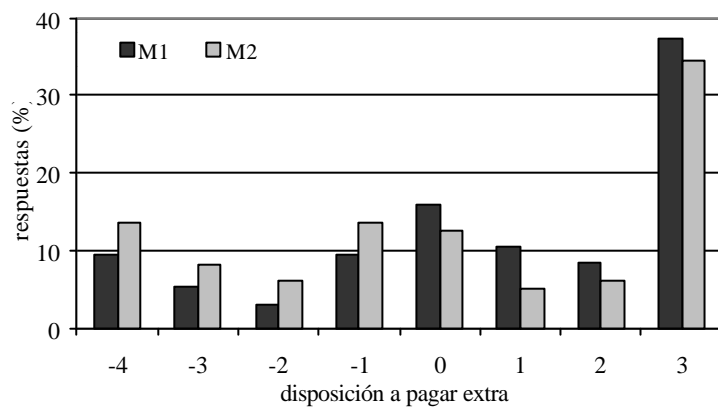


Figura 5.9 Disposición a pagar extra por una mesa con canto melamínico (C6).

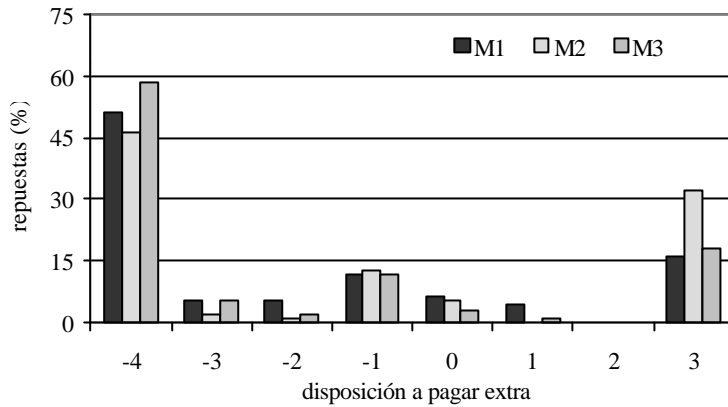


Figura 5.10 Disposición a pagar extra por una mesa con reducción de material de embalaje (C7).

Se observa que un promedio del 60% de los entrevistados prefiere el mueble canteado con PVC al de melamina. En concreto, el 36.3% estaría dispuesto a pagar hasta un 21% más por la versión de PVC, frente al 11.7% que estaría dispuesto a pagar la misma cantidad por la de melamina. Cuando el precio de ambas opciones es el mismo, el 13.7% prefiere el canto de PVC.

Para el caso del embalaje, la situación es similar ya que más del 60% de los encuestados prefieren el mueble embalado con film retráctil. En concreto, el 50% estaría dispuesto a pagar hasta 3.000 Ptas. más por esta versión del embalaje, frente al 21.7% que estaría dispuesto a pagar la misma cantidad por el embalaje de cartón.

A partir de los resultados de la Tabla 5.7 y de las figuras de los histogramas de frecuencias para todas las cuestiones, se ha observado que existen diferencias entre el comportamiento obtenido para cada uno de los modelos de mesas. Para evaluar si estas diferencias son significativas, se ha aplicado el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, cuya hipótesis nula que se desea contrastar es que la distribución de la disposición a pagar es la misma independientemente del precio del producto.

A partir de los resultados de la Tabla 5.8, al nivel de significación del 5% no puede rechazarse la hipótesis nula para ninguna de las cuestiones. Por tanto, puede concluirse que la diferencia entre los modelos no es estadísticamente significativa, por lo que en lo siguiente se tratarán conjuntamente los resultados obtenidos para cada una de las cuestiones.

Tabla 5.8 Resultados del test de Kruskal-Wallis.

	χ^2 (sig)
C1	1.077 (0.583)
C2	4.495 (0.106)
C3	5.727 (0.057)
C6	1.857 (0.173)
C7	5.159 (0.076)

A partir de los resultados de esta sección, el cálculo de la disposición a pagar va a estudiarse únicamente en los casos de las cuestiones con diferenciación vertical, en las que existe una clara dependencia con el precio del producto.

5.5.3.3 Función de demanda de un producto ecológico

En la Tabla 5.7 se ha obtenido los valores medios que las personas encuestadas están dispuestas a pagar más por un mueble que incorpore ciertas ventajas ecológica. Sin embargo, más que estudiar el valor medio de las disposiciones a pagar, es más interesante analizar las funciones de demanda de la versión ecológica del producto ante diferentes cambios en el precio.

La Figura 5.11 muestra la distribución de la disposición a pagar en función del incremento de precio. Para cada incremento del precio, el porcentaje de encuestados que está dispuesto a pagarlo por la versión ecológica del producto. Por ejemplo, si el precio de la versión ecológica aumenta un 14% sobre el precio de la versión actual de la mesa, el 42% de los encuestados estarían dispuestos a comprar la opción ecológica si incorporara un tablero con bajo contenido en formaldehído (C1), el 53% comprarían la versión ecológica si su diseño permitiera reciclar la mesa al finalizar su vida útil (C2), el 51% de los encuestados compraría la versión ecológica si se hubiera fabricado optimizando el consumo energético (C3) y el 57% de los encuestados compraría la versión ecológica si se hubiera utilizado para su fabricación pintura en polvo o barniz con base acuosa (C4 y C5, respectivamente).

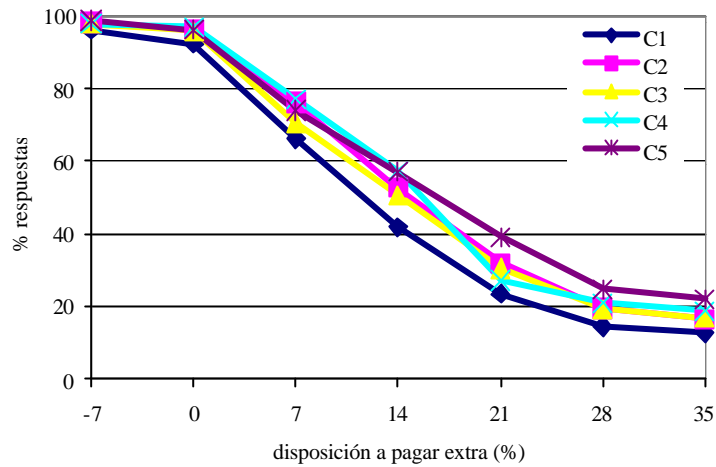


Figura 5.11 Función de demanda de la versión ecológica.

5.5.3.4 Determinación del precio óptimo

Los valores de las disposiciones a pagar obtenidas del análisis anterior demuestran la aceptación por parte de los encuestados de productos que incorporan ciertas mejoras ambientales. La aceptación de este tipo de productos puede traducirse en beneficios para una empresa que esté dispuesta a fabricar, además del producto actual, una versión ecológica del mismo.

Por tanto, tomando como hipótesis que la empresa va a fabricar dos versiones (la versión actual y otra ecológica) del mismo producto, y a partir de las funciones de demanda obtenidas en la Figura 5.11, puede estimarse la función de beneficios de la empresa (ver Figura 5.12). De este modo puede determinarse el precio óptimo de la versión ecológica del producto, es decir, el precio que maximiza el beneficio de la empresa.

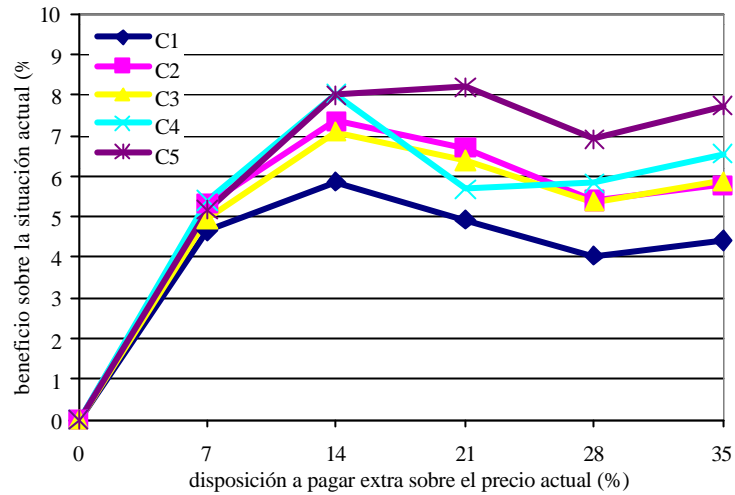


Figura 5.12 Función de beneficios.

Observando la evolución del beneficio de una empresa ante variaciones en el precio de la versión ecológica del producto, se observa que el precio de esta versión que maximiza el beneficio se encuentra en torno a un 14% sobre el precio actual del producto para una mesa que incorpora las mejoras de las cuestiones C1, C2, C3 y C4. Sin embargo, se observa que para la cuestión C5 el precio óptimo puede incrementarse hasta un 21%.

Aplicando estos porcentajes óptimos desde el punto de vista de la empresa a los resultados de la Figura 5.11, se obtienen los porcentajes de aceptación del producto mostrados en la Tabla 5.9 para cada cuestión.

Tabla 5.9 Porcentajes de aceptación de la versión ecológica del producto al precio óptimo para la empresa.

	C 1	C 2	C 3	C 4	C 5
Precio óptimo*	14%	14%	14%	14%	21%
% demanda	42%	52%	51%	57%	39%

* Porcentaje extra sobre el precio de la versión actual del producto.

Como media, cerca del 50% de los encuestados estaría dispuesto a comprar la versión ecológica del producto al precio óptimo para la empresa. Aplicando este mismo porcentaje a las Figuras 5.8 y 5.9, correspondientes a las cuestiones que presentan una clara diferenciación horizontal, se observa que, para el caso del

embalaje (C7) el 50% de los encuestados prefiere la versión ecológica del embalaje y estaría dispuesto a pagar por él hasta 3000 Ptas. más que el coste del embalaje inicial. En el caso del canto (C6), el 50% de los encuestados han otorgado un valor negativo a la sustitución del canto de PVC por canto melamínico (-8% sobre el precio inicial del producto) ya que a costa de reducir el impacto ambiental se ha reducido también la percepción de otros requerimientos como la seguridad frente a golpes o la estética del mueble.

5.5.3.5 Factores influyentes

Una vez determinada la disposición a pagar, es importante obtener resultados relativos al perfil de la persona entrevistada que muestra un mayor interés por los productos ecológicos. Para ello se va a estudiar la relación entre la disposición a pagar y las variables socioeconómicas de las personas encuestadas.

Analizando las diferencias entre la disposición a pagar por sexo, se observa que para todas la cuestiones, las mujeres tienen una disposición a pagar superior a la de los hombres. Si se promedian los valores de las disposiciones a pagar para todas las cuestiones, se obtiene como valor medio 4.60 y 5.15 para hombres y mujeres, respectivamente. Este hecho se observa claramente en la Figura 5.13, donde se muestra, como ejemplo, la curva de demanda de productos ecológicos que incorporan la ventaja ambiental del tablero con bajo contenido en formaldehído (C-1). Sin embargo, estas diferencias sólo son estadísticamente significativas en algunas cuestiones (ver Tabla 5.11).

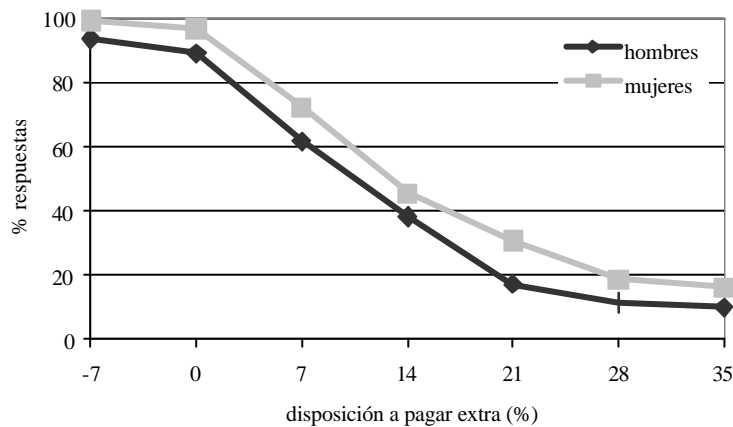


Figura 5.13 Disposición a pagar en función del sexo (C-1).

Dependiendo del grupo de edad en que se encuentran las personas entrevistadas, también se observa un comportamiento diferente en cuanto a la disposición a pagar, estadísticamente significativo para las variables destacadas en la Tabla 5.11. La curva de demanda de la Figura 5.14 muestra que las personas encuestadas con edad comprendida entre 35 y 45 años (G3) son las que están dispuestas a pagar mayor cantidad por una versión ecológica del producto.

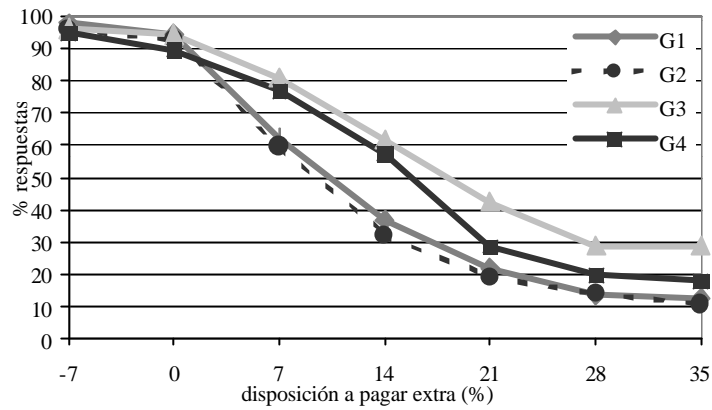


Figura 5.14 Disposición a pagar en función de la edad (C-1).

Agrupando las categorías mostradas en la Tabla 5.2 para la relación con el sector del mueble de las personas entrevistadas, en dos categorías (debido a que la muestra era demasiado pequeña en algunas categorías):

- comprador: comprador doméstico y gran comprador.
- trabajador para el sector: distribuidor-vendedor, empresario-fabricante, diseñador, empleado en fábrica y comercial.

Se observa que la curva de demanda no tiene un comportamiento definido según la relación con el sector del mueble de las personas encuestadas, según muestra la Figura 5.15 para el caso concreto de la cuestión C-1. En general, se observa que para incrementos altos del precio de la versión ecológica del producto, aquellas personas encuestadas con relación directa con el sector están dispuestas a pagar mayor cantidad, de ahí que el promedio de las medias sea superior para el grupo con relación directa que para el de compradores ($WTP_{media} = 5.10$ y 4.67 , respectivamente). Estadísticamente, las diferencias que aparecen no son significativas para ninguno de los aspectos ambientales estudiados (ver Tabla 5.11).

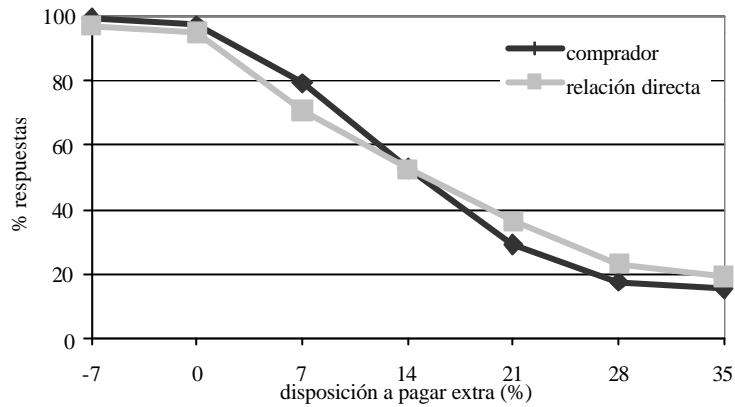


Figura 5.15 Disposición a pagar en función de la relación con el sector (C-1).

Una situación similar se observa al analizar las diferencias dependiendo del nivel de estudios de las personas encuestadas (ver Figura 5.16). Debido a que la muestra era demasiado pequeña en algunas categorías, se ha agrupado a las personas con estudios universitarios frente a las personas con estudios no universitarios, obteniéndose una disposición a pagar media de 4.97 y 4.76, respectivamente (diferencia que estadísticamente no es significativa para ninguna de las cuestiones).

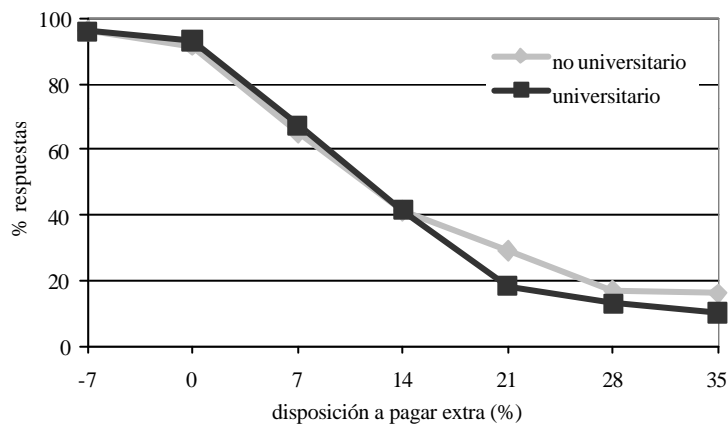


Figura 5.16 Disposición a pagar en función del nivel de estudios (C-1).

Como se ha comentado previamente, la cuestión relativa a los ingresos únicamente ha sido contestada por el 63.8% de las personas encuestadas, por lo que puede ser un

resultado no representativo de la muestra. Aún así, aunque para todas las cuestiones el grupo de personas con ingresos en el intervalo G3 (ingresos entre 300.000 y 450.000 Ptas.) presenta una disposición a pagar media superior a la de los restantes grupos, no se observa un comportamiento claro, según muestra la Figura 5.17 para el caso de la cuestión C1 (resultados similares se han obtenido para el resto de cuestiones). Esto se corrobora también por los resultados mostrados en la Tabla 5.11.

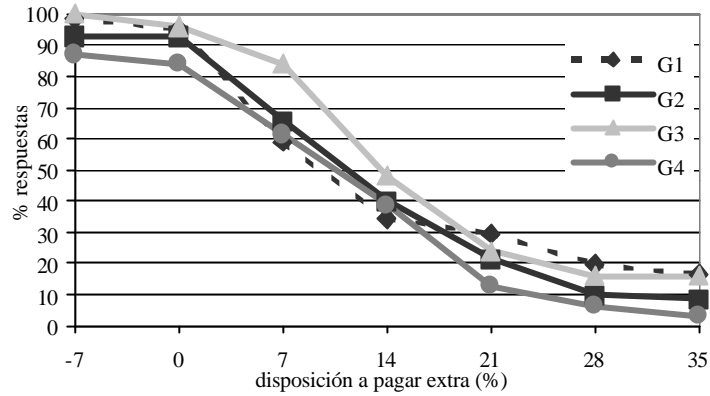


Figura 5.17 Disposición a pagar en función de los ingresos (C-1).

Relacionado con los ingresos cabría pensar inicialmente que existiera una relación entre la disposición a pagar y los ingresos. Sin embargo, el coeficiente de correlación entre ambos (ver Tabla 5.10) muestra que esta correlación, además de no ser significativa en la mayor parte de las cuestiones, es muy baja y negativa. Esto demuestra, como se ha concluido en la Figura 5.17, que las personas con niveles de ingresos más altos no son las que están dispuestas a pagar más por un mueble ecológico y que no existe una clara relación entre ambas variables.

Tabla 5.10 Correlación entre la disposición a pagar y el nivel de ingresos.

	Rho de Spearman
C1	-0.024
C2	-0.001
C3	-0.026
C4	-0.242 ⁺
C5	-0.056

⁺ significativo al nivel 5%

La Tabla 5.11 muestra los resultados del test de Kruskal-Wallis para evaluar la independencia de la disposición a pagar con respecto a las variables socioeconómicas analizadas en este apartado. De los resultados puede concluirse que inicialmente pueden haber diferencias significativas en cuanto a la disposición a pagar para las variables socioeconómicas de edad y sexo, de forma independiente. Es decir, las diferencias que aparecen en la disponibilidad a pagar entre los diferentes grupos de edad es significativa. Análogamente, las diferencias entre la disponibilidad a pagar entre hombres y mujeres es también significativa.

Tabla 5.11 Resultados del test de Kruskal-Wallis (χ^2) para evaluar la independencia de la disposición a pagar con respecto a las variables socioeconómicas.

	SEXO	EDAD	RELACIÓN SECTOR	ESTUDIOS	INGRESOS
C-1	5.88*	12.50*	2.53	0.12	3.08
C-2	2.54	9.93*	0.00	0.54	1.17
C-3	5.96*	10.61*	0.53	0.25	0.81
C-4	0.40	4.99	1.72	0.00	5.92
C-5	1.26	8.51*	1.13	1.09	2.72
C-6	1.56	4.46	2.71	2.11	5.14
C-7	1.80	9.00*	1.87	0.77	1.84

* significativo al 5%

Hasta el momento únicamente se ha tenido en cuenta las relaciones entre variables dos a dos, disponibilidad a pagar-sexo y disponibilidad a pagar-edad. Sin embargo, podría ser interesante determinar si la disponibilidad a pagar de un determinado grupo de edad difiere con el sexo o viceversa, si la disponibilidad a pagar de las mujeres difiere con la edad.

La técnica de análisis loglineal permite investigar las relaciones entre variables categóricas de forma más coherente, con la seguridad de detectar las asociaciones significativas y evitando las posibles relaciones espúreas que pueden aparecer cuando se efectúan análisis por parejas de variables. El modelo es similar al de una regresión múltiple, pero en este caso las variables usadas para la clasificación son las variables independientes y las variables dependientes son las frecuencias de casos en cada celda de la tabulación cruzada.

Para analizar si la relación existente entre la disposición a pagar de las personas encuestadas por una propiedad ecológica de un producto, su edad y sexo y la

interacción entre ellas es significativa, se aplicará un modelo loglineal. Para ello, dada una tabla de contingencia de múltiple entrada correspondiente al cruce de los valores de un conjunto de variables cualitativas, se trata de obtener un modelo lineal para los logaritmos de las frecuencias de la tabla con la finalidad de interpretar las relaciones entre las variables.

El objetivo del análisis es construir un modelo loglineal saturado para las tres variables: disposición a pagar (WTP) que tomará el valor de C-1 hasta C-5, respectivamente, sexo y edad, y a partir de él detectar los efectos más significativos e interpretar las relaciones existentes entre estas variables. Para ello, se estimará en un primer paso un modelo saturado, que incluye todos los efectos posibles, y posteriormente será simplificado a aquel modelo que únicamente incluya los más significativos.

El modelo saturado para las tres variables es de la forma:

$$\ln(f_{i,j,k}) = \mathbf{m} + \mathbf{I}_i^{WTP} + \mathbf{I}_j^{SEXO} + \mathbf{I}_k^{EDAD} + \mathbf{I}_{i,j}^{WTP,SEXO} + \mathbf{I}_{i,k}^{WTP,EDAD} + \mathbf{I}_{j,k}^{SEXO,EDAD} + \mathbf{I}_{i,j,k}^{WTP,SEXO,EDAD}$$

donde:

- $f_{i,j,k}$ es la frecuencia en la celda (i, j, k) ; i, j, k son las categorías de las variables WTP ($i = 1, \dots, 8$ según Tabla 5.4), sexo ($j = 1, 2$ para hombre y mujeres, respectivamente) y edad ($k = 1, 2, 3, 4$ según Tabla 5.1).
- \mathbf{m} es el efecto debido al promedio de las frecuencias en todas las celdas de la tabla.
- \mathbf{I}_i^{WTP} es el efecto debido a la categoría i de la variable WTP (para cada una de las cuestiones C-1, ..., C-5).
- \mathbf{I}_j^{SEXO} es el efecto debido a la categoría j de la variable sexo.
- \mathbf{I}_k^{EDAD} es el efecto debido a la categoría k de la variable edad.
- $\mathbf{I}_{i,j}^{WTP,SEXO}$ es el efecto debido a la interacción de las categorías i y j de las variables WTP y sexo.
- $\mathbf{I}_{i,k}^{WTP,EDAD}$ es el efecto debido a la interacción de las categorías i y k de las variables WTP y edad.

- $I_{j,k}^{SEXO,EDAD}$ es el efecto debido a la interacción de las categorías j y k de las variables sexo y edad.
- $I_{i,j,k}^{WTP,SEXO,EDAD}$ es el efecto debido a la interacción de las categorías i, j y k de las variables WTP, sexo y edad.

Al simplificar el modelo y eliminar el efecto de aquellas interacciones no significativas se han obtenido los siguientes modelos para cada una de las cuestiones relativas a la disposición a pagar:

Tabla 5.12 Estimación del modelo simplificado.

C-1	$\ln(f_{i,j,k}) = \mathbf{m} + I_i^{C1} + I_j^{SEXO} + I_k^{EDAD} + I_{i,j}^{C1,SEXO} + I_{j,k}^{SEXO,EDAD}$
C-2	$\ln(f_{i,j,k}) = \mathbf{m} + I_i^{C2} + I_j^{SEXO} + I_k^{EDAD} + I_{i,j}^{C2,SEXO} + I_{j,k}^{SEXO,EDAD}$
C-3	$\ln(f_{i,j,k}) = \mathbf{m} + I_i^{C3} + I_j^{SEXO} + I_k^{EDAD} + I_{j,k}^{SEXO,EDAD}$
C-4	$\ln(f_{i,j,k}) = \mathbf{m} + I_i^{C4} + I_j^{SEXO} + I_k^{EDAD} + I_{i,j}^{C4,SEXO} + I_{j,k}^{SEXO,EDAD}$
C-5	$\ln(f_{i,j,k}) = \mathbf{m} + I_i^{C5} + I_j^{SEXO} + I_k^{EDAD} + I_{j,k}^{SEXO,EDAD}$

En todos los casos se observa que el efecto de la interacción entre las tres variables, edad y sexo con la disposición a pagar, no es significativa. Por tanto, puede concluirse que estadísticamente no existen diferencias significativas entre el grupo de mujeres con edad comprendida entre 35 y 45 años.

Si nos limitamos al cruce entre las variables dependientes y la disposición a pagar, la Tabla 5.13 muestra los parámetros $I_{i,j}^{WTP,SEXO}$ correspondientes a cada una de las celdas para el efecto de la interacción entre la disposición a pagar y el sexo para cada una de las cuestiones.

En general se observa un comportamiento común para todas las cuestiones: cuando la disposición a pagar es baja (WTP toma valores menores de 4 ó 5, dependiendo del caso) los parámetros correspondientes al hombre son positivos y por el contrario, cuando la disposición a pagar toma valores elevados (mayores de 5 ó 6) son negativos. Esto significa que en los hombres, la frecuencia de que estén dispuestos a pagar cantidades pequeñas por un producto ecológico es superior a la que cabría esperar si ambas variables fueran independientes. Y viceversa, para valores elevados de la disposición a pagar, las frecuencias son menores. Puesto que la variable sexo es dicotómica, las conclusiones contrarias se obtienen para las mujeres.

Tabla 5.13 Parámetros para cada una de las celdas $I_{i,j}^{WTP,SEXO}$.

		Disposición a pagar							
		1	2	3	4	5	6	7	8
C-1	Hombre	0.54	0.17	0.16	-0.10	0.06	-0.42	-0.27	-0.14
	Mujer	-0.54	-0.17	-0.16	0.10	-0.06	0.42	0.27	0.14
C-2	Hombre	0.32	-0.16	0.12	0.33	-0.01	-0.20	-0.26	-0.14
	Mujer	-0.32	0.16	-0.12	-0.33	0.01	0.20	0.26	0.14
C-4	Hombre	0.19	0.06	0.08	0.42	0.22	-0.48	-0.36	-0.13
	Mujer	-0.19	-0.06	-0.08	-0.42	-0.22	0.48	0.36	0.13

5.6 VALIDACIÓN DEL CUESTIONARIO

Como se ha comentado en el apartado 5.3, el método de valoración contingente ha sido objeto de diversas críticas debidas principalmente a la falta de motivación de las personas entrevistadas, que pueden llegar a exagerar la cantidad que están dispuestos a pagar puesto que sus respuestas no implican un desembolso de dinero.

Con el fin de corroborar los resultados del cuestionario, éstos se han validado a través de un experimento económico. El objetivo de este experimento fue reproducir el cuestionario en una situación real, en la que los sujetos revelaban sus preferencias reales y eran recompensados económicamente en función de sus preferencias. Esta validación ha sido objeto de estudio en otra tesis doctoral (Camacho, 2002), por lo que únicamente se comentarán las principales conclusiones que se obtuvieron.

En el experimento se validó sólo una de las cuestiones relativas a la disposición a pagar: C-2. En la sesión participaron 76 personas, que contestaron inicialmente la cuestión C-2 del cuestionario para el modelo M2 (con el mismo formato que en el cuestionario general) y a continuación pasaron al experimento.

En el experimento, que reprodujo la pregunta planteada en el cuestionario, se implementaron dos tratamientos 1 y 2, con el objeto de estudiar la influencia de la externalidad sobre el medio ambiente generada por la compra de la mesa ecológica (externalidad que implica una mejora en el medio ambiente). Dicha externalidad se valoró con una contribución de 10.000 y 20.000 ExCUs (Experimental Currency Units, unidades monetarias experimentales), respectivamente, para la sociedad

(representada por un fondo común repartido a partes iguales entre los participantes del experimento).

Una vez los participantes entregaron la hoja de respuestas, se realizó un sorteo para cada sujeto, en el cual cada uno de los 7 escenarios tenía la misma probabilidad de ser elegido. De esta manera se determinó el escenario que se le pagaría a cada participante y, dependiendo de su elección, se sumaba o no su contribución al medio ambiente. Por tanto, el pago que recibieron los sujetos al final del experimento estaba compuesto por dos elementos. El primero de ellos era la diferencia entre su dotación inicial y el precio del producto comprado en el escenario designado por la lotería, que constituye el excedente obtenido por la compra, es decir, su beneficio a corto plazo. El segundo, estaba representado por el reparto de la cantidad acumulada en el fondo común gracias a las contribuciones realizadas por aquellos consumidores que eligieron la variedad ecológica en lugar de la estándar y que suponía el disfrute de una mejora en el medio ambiente a largo plazo.

Para calcular el dinero que recibió cada uno de los participantes se aplicó un tipo de cambio de 1 peseta real por cada 10 pesetas experimentales (ExCUs). Sin embargo, 4 sujetos (2 en cada tratamiento) elegidos por sorteo al final de la sesión, recibieron la mesa real, es decir, parte de su beneficio era la propia mesa adquirida que correspondía a su elección en el escenario seleccionado por la lotería (ecológica o estándar), junto con la diferencia entre su presupuesto inicial y el precio del producto elegido, empleando un tipo de cambio 1/1 entre las pesetas reales y las experimentales. De este modo, por participar en el experimento se podía obtener un beneficio que oscilaba entre un máximo de 40.000 pesetas, en el escenario más favorable, y un mínimo de 1.300 pesetas .

A continuación se muestran los principales resultados que se obtuvieron del análisis de los datos del experimento. La Tabla 5.14 presenta los principales estadísticos descriptivos de la disposición a pagar del cuestionario y del experimento para cada uno de los tratamientos.

Tabla 5.14 Estadísticos descriptivos de la disposición a pagar en el cuestionario y experimento para los dos tratamientos (Camacho, 2002).

	Media	Desv. std.
Cuestionario₁	5,47	1,43
Experimento₁	5,32	1,33
Cuestionario₂	5,52	1,49
Experimento₂	5,22	1,26

A la vista de los datos obtenidos se observó que, como media, la disposición a pagar obtenida en el cuestionario es ligeramente superior a la del experimento para ambos tratamientos. En concreto, el 45.6% de los encuestados actuaron de forma totalmente coherente con sus preferencias declaradas inicialmente en el cuestionario, mientras que el 54.4% restante se desviaron de las mismas.

Por un lado, sabemos que en ambos tratamientos los sujetos con una alta WTP declarada revelan una WTP significativamente más baja en el experimento. Por otro lado, en el caso de un producto ecológico cuya contribución al medioambiente es mayor (tratamiento 2), las desviaciones respecto del comportamiento declarado se obtienen en sujetos con una WTP declarada baja.

En ambos tratamientos se cumple que en aquellos casos en los que la disposición a pagar era más elevada en el cuestionario, ésta era más baja en el experimento. En el tratamiento 2, además, se obtuvo que estas diferencias aparecían también para valores bajos de la disponibilidad a pagar en el cuestionario. Sin embargo, estas diferencias no son estadísticamente significativas, por lo que puede concluirse que existe una coherencia en las respuestas del cuestionario.

En cuanto a la influencia del valor de la externalidad sobre el medio ambiente, se obtuvo que tanto en el cuestionario como en el experimento no aparecían diferencias estadísticamente significativas entre ambos grupos.

5.7 CONCLUSIONES

En este capítulo se ha evaluado la percepción del consumidor por un producto adaptado para tener un mejor comportamiento ambiental. Para cada una de las alternativas de mejora propuestas en el capítulo anterior, se ha evaluado de forma cuantitativa el valor percibido por el consumidor en función de la disposición máxima a pagar que tiene por el producto en cuestión.

Conclusiones relativas a los resultados del cuestionario:

- En orden de importancia, las características más importantes que debería tener un producto *ecológico* son: que no contenga sustancias tóxicas/peligrosas, que su fabricación utilice procesos que minimicen la generación de residuos, que su diseño permita el reciclado del producto al finalizar su vida útil, que esté fabricado con materiales reciclados y/o reciclables y que minimice el consumo energético/combustible durante su fabricación.
- El comportamiento de las disposiciones a pagar es diferente para las cuestiones con diferenciación vertical y horizontal.

- En el caso de las cuestiones con diferenciación horizontal:
 - Las respuestas están polarizadas; no existe una dependencia clara entre la disposición a pagar y el precio del producto.
 - La ventaja ecológica no se ha percibido de igual forma entre los encuestados, y otros factores han influido en las respuestas.

- En el caso de las cuestiones con diferenciación vertical:
 - Existe una clara dependencia entre la disposición a pagar y el precio del producto. La disposición a pagar disminuye conforme aumenta el precio del producto, aunque esta diferencia no es estadísticamente significativa.
 - Entre 1 - 10% de las personas encuestadas prefieren la opción estándar del producto a la ecológica, aunque se ofrezca la segunda a un precio igual o inferior que la versión estándar.
 - Entre 11 - 23% de las personas encuestadas están dispuestas a pagar más de un 35% extra por la versión ecológica del producto.
 - Como media, las personas encuestadas están dispuestas a pagar más por un mueble ecológico fabricado con barnices y pinturas que no utilizan disolventes, seguido de un mueble que pueda desensamblarse, de uno en el que se ha optimizado energéticamente su proceso de fabricación y finalmente uno fabricado con tablero con bajo contenido en formaldehído.
 - El precio de la versión ecológica que optimiza los beneficios de la empresa se encuentra en el rango 14% - 21% sobre el precio actual de la versión estándar.

- Relativo a los factores que influyen sobre la disposición a pagar:
 - En promedio, la disposición a pagar es mayor en mujeres que hombres. Es mayor entre aquellas personas encuestadas con edad comprendida entre 35 y 45. Es mayor entre personas pertenecientes al sector del mueble que compradores. Es mayor en personas con estudios no universitarios que universitarios.

- . De las diferencias anteriores, estadísticamente sólo son significativas el sexo y la edad. Sin embargo, no puede concluirse que una interacción entre ellas sea significativa.

5 DISPOSICIÓN A PAGAR POR UN PRODUCTO ECOLÓGICO

5.1 INTRODUCCIÓN

En los capítulos anteriores se ha demostrado que es posible reducir el impacto ambiental de los productos mediante la aplicación de mejoras ambientales basadas en la sustitución de materias primas, reducción del peso de ciertos materiales, reducción de consumos energéticos, etc.

Sin embargo, el principal objetivo del eco-diseño debe ser, además de crear productos optimizados desde el punto de vista ambiental, crear productos que satisfagan las demandas del consumidor y sean, por tanto, aceptados en el mercado. Aquellos productos adaptados para obtener un mejor comportamiento ambiental y que no encuentran comprador suponen un fracaso completo desde el punto de vista ambiental, puesto que se han consumido unos recursos innecesarios, y además, suponen pérdidas económicas para la compañía.

Para evitar esta situación, es necesario conocer los cambios que la incorporación de las mejoras ambientales producen sobre la percepción del consumidor. Una forma objetiva de cuantificar el valor que el consumidor percibe por un producto mejorado desde el punto de vista ambiental es cuantificar el precio que está dispuesto a pagar por él. Es decir, es necesario conocer si el consumidor está dispuesto a comprar productos considerados ecológicos por incorporar ciertos atributos cuyo menor impacto haya sido demostrado, y cuánto está dispuesto a pagar por ellos.

El objetivo de este capítulo es demostrar la existencia de un mercado para productos ecológicos. Para ello, a través de un novedoso cuestionario basado en la valoración contingente, se va a obtener cuál es el precio máximo que los consumidores están dispuestos a pagar por un producto que incorpora ciertas características ambientales.

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto *Diseño de muebles más respetuosos con el medio ambiente* con la colaboración del Departamento de Economía de la Universitat Jaume I, cofinanciado por la Generalitat Valenciana (GV-99-65-1-11) y el Ministerio de Educación y Ciencia (TAP 1999/0608). La validación del cuestionario ha sido también objeto de otra tesis doctoral (Camacho, 2002), por lo que se citarán las principales conclusiones obtenidas, sin hacer un estudio detallado del mismo.

5.2 VALORACIÓN ECONÓMICA DE MEJORAS AMBIENTALES

Para realizar la evaluación económica de los costes y beneficios de una mejora ambiental, pueden utilizarse diferentes técnicas económicas que, de forma muy general, pueden agruparse en técnicas directas e indirectas.

Se diferencian en si el método proporciona directamente las valoraciones monetarias o si, por el contrario, éstas deben ser deducidas indirectamente por medio del uso de un modelo de elección y comportamiento individual. Entre los métodos indirectos destacan el método de los costes evitados o inducidos (función dosis-respuesta), el método del coste del viaje y el método de los precios hedónicos. Los métodos directos más utilizados se engloban dentro de la denominación común de valoración contingente. A continuación se describen brevemente cada uno de ellos.

- Método de los costes evitados o inducidos.

El hecho de que los bienes ambientales carezcan de un mercado propio, no impide que se encuentren relacionados con bienes que sí lo tienen. Por ejemplo, la calidad del aire o del agua puede influir sobre la producción de un bien privado, como puede ser la productividad de la tierra. Por tanto, pueden analizarse los beneficios o costes generados por un cambio en la cantidad o calidad que un bien ambiental tiene

sobre los bienes privados. Para ello, se determina la función dosis-respuesta, que no es más que conocer cómo afecta el cambio en la calidad ambiental de un bien público, sobre el rendimiento de los demás factores en la producción de un bien privado. El conocimiento de estas funciones dosis-respuesta permiten una aproximación a la valoración económica de un cambio en la calidad ambiental.

- **Método del Coste del Viaje.**

El método del coste del viaje se aplica a la valoración de las áreas naturales que cumplen una función recreativa. Se utiliza para analizar la relación entre bienes ambientales y privados, cuando éstos son complementarios dentro de la función de utilidad de la persona (cuando el disfrute del bien ambiental requiere un consumo de bienes privados). Es un método utilizado para estudiar recursos naturales (lagos, parques, etc.) en los que las personas disfrutan de áreas naturales (consumen sus servicios), pero para hacerlo necesitan recurrir al consumo de algunos bienes privados. Entre otras cosas, han de desplazarse hasta el lugar (coste de acceder al lugar) y para ello, han de consumir tiempo y dinero. La valoración económica del recurso natural se realiza en términos del tiempo y dinero consumido. Por tanto, el fundamento teórico del método es intentar estimar cómo varía la demanda del bien ambiental ante cambios en el coste de disfrutarlo.

- **Método de los precios hedónicos.**

La técnica de los precios hedónicos es un método para estimar los precios implícitos de las características que marcan las diferencias entre variedades de bienes de una misma clase. Cuando las personas adquieren un bien en un mercado, lo hacen basándose en el valor de uso. Pero muchos bienes no tienen un único valor de uso, no satisfacen una única necesidad humana, sino que son bienes multiatributo. Los precios hedónicos intentan descubrir todos los atributos del bien que explican su precio y discriminan la importancia cuantitativa de cada uno de ellos. El objetivo es atribuir a cada característica del bien su precio implícito y por tanto, la disposición marginal a pagar de la persona por una unidad adicional de la misma. Este método tiene muchas aplicaciones en distintos campos, especialmente en el terreno del medio ambiente, en el que los bienes que tratamos de valorar

económicamente son atributos de bienes que se comercializan en el mercado.

- Método de la valoración contingente.

El método de la valoración contingente es un método directo, por tanto, se basa en la información que proporcionan las propias personas cuando se les pregunta sobre la valoración objeto de análisis. De forma intuitiva, este método consiste en simular un mercado mediante encuesta a los consumidores potenciales, a los que se les pregunta por la máxima cantidad de dinero que pagarían por un bien si tuvieran que comprarlo. Los métodos englobados bajo esta denominación intentan medir en unidades monetarias los cambios en el nivel de bienestar de las personas, debido a un incremento o disminución de la cantidad o calidad de un bien. Esta medida, en unidades monetarias, suele expresarse en términos de la cantidad máxima que una persona está dispuesta a pagar por un bien.

5.3 SELECCIÓN DEL MÉTODO DE VALORACIÓN ECONÓMICA

A la vista de los métodos existentes para la valoración de las mejoras ambientales, el método de la valoración contingente es el más adecuado para evaluar directamente cuánto están dispuestos a pagar los consumidores por un producto que presente ciertas mejoras ambientales. Este método es el que más se aproxima a lo que podría ser idealmente un mercado de productos ecológicos, ya que directamente y a través de cuestionarios, se obtienen las preferencias en términos monetarios del hipotético mercado.

La aplicación del método de valoración contingente es habitual en los Estados Unidos y en los países del centro y norte de Europa. Existen muchas publicaciones relativas a su metodología y evolución, entre las que puede destacarse Carson (2000) y Smith (2000), respectivamente. Su introducción en España ha sido tardía, pero los pocos estudios realizados muestran un gran potencial para su aplicación. La primera aplicación en España de este método tuvo lugar en 1989 para obtener una estimación de los beneficios derivados de una modificación en el trazado del tercer cinturón de ronda de Barcelona (Riera, 1994). A partir de este estudio, se han realizado otros en los que se aplica el método de valoración contingente, principalmente a temas relativos a infraestructuras urbanas y a espacios naturales (Barreiro & Pérez, 1999).

La mayor parte de los estudios relativos a la aplicación de la metodología de valoración contingente a la evaluación de un bien medioambiental se centran en la valoración de espacios naturales (Swallow & Woudyalew, 1994, Keith *et al.*, 1996 y Hadker *et al.*, 1997); o en la valoración de la calidad del agua (Cameron, 1997, Belhaj, 1999 y Wattage *et al.*, 2000); o en la agricultura (Brethour & Weersink, 2001). Sin embargo, hasta la fecha no se ha publicado ningún estudio aplicado directamente al diseño de productos que incorporan mejoras ambientales.

Dentro de los métodos de valoración contingente pueden distinguirse dos tipos de estudios. En los estudios que determinan la *disposición a pagar*, los interesados deben precisar el precio que están dispuestos a pagar para no ser víctimas por más tiempo de algún efecto negativo debido a la contaminación. En los estudios que determinan la *disposición a aceptar*, los interesados deben precisar la indemnización económica que exigen por el deterioro de su entorno con miras a recuperar sus anteriores condiciones de bienestar. Mansfield (1999) y Macmillan *et al.* (2001) exponen las diferencias entre estas dos alternativas. En el caso que nos ocupa, el objetivo será determinar la disposición a pagar por un producto que incluya ciertos atributos medioambientales que eviten el efecto negativo de la contaminación.

Sin embargo, este método no está exento de limitaciones. Holvad (1999) y Carson (2001) exponen las posibilidades y controversias de su aplicación, y concluyen que muchos de los problemas atribuidos a la valoración contingente pueden resolverse con un diseño e implementación cuidadoso del estudio. Construir un mercado donde jamás ha existido no es sencillo. La gente no está acostumbrada a valorar en términos monetarios aquello que nunca ha tenido precio, por lo que a la hora de diseñar el cuestionario hay que evitar que pueden darse los siguientes sesgos:

- Sesgo de la información de partida. La respuesta que una persona da a la pregunta sobre cuánto está dispuesta a pagar por un bien determinado, depende de la información que tiene sobre los posibles daños que dicho bien le puede causar. Por lo que para evitar este sesgo, es importante que todas las personas dispongan de la misma información para contestar el cuestionario.
- Sesgo del punto de partida. Para orientar un poco a la persona encuestada y evitar su indecisión ante la pregunta formulada, es frecuente que se le sugiera una cantidad inicial que posteriormente se aumenta o disminuye a intervalos prefijados hasta llegar a la cantidad que la persona considere adecuada. Evidentemente, la cantidad de partida sugerida condiciona la respuesta final. Para evitar este sesgo, es conveniente realizar encuestas piloto con puntos de partida diferentes y

comprobar si las cantidades finales obtenidas para cada grupo difieren considerablemente.

- Sesgo de la hipótesis. Dado el carácter hipotético de la situación que se le plantea a la persona, ésta no tiene ningún incentivo para ofrecer una respuesta correcta. Es muy posible que conteste lo primero que se le pase por la cabeza o lo que le sugiere el entrevistador. Aunque la persona entrevistada dispusiera de más tiempo para meditar su respuesta, nada garantiza que su valoración fuera entonces más fiable puesto que, aunque conteste de manera irreflexiva, no tiene nada que ganar ni que perder.

Sin embargo, los sesgos apuntados previamente no descalifican el método. Simplemente hay que contar con ellos y procurar ser cuidadosos en la elaboración de las encuestas y en la realización de las entrevistas a fin de obtener una valoración lo más fiable posible.

A pesar de estos y otros inconvenientes, el método de la valoración contingente es probablemente, desde el punto de vista económico, el mejor método de evaluación de los costes o beneficios externos debido a su carácter global y a su base directa en las preferencias. Es probable también que sea el único método que permita, en principio, calcular en términos monetarios el valor que la gente concede a la mera existencia de activos ambientales escasos o a la posibilidad de seguir haciendo uso de ellos en el futuro.

5.4 ELABORACIÓN DE LA ENCUESTA

Con el objeto de obtener la disposición a pagar por un producto que incorpore en su diseño ciertos atributos que mejoran su comportamiento ambiental, se ha diseñado un cuestionario basado en la metodología de la valoración contingente, según propone Riera (1994).

5.4.1 Definición del objeto de estudio

Es de vital importancia que al iniciar el estudio se sepa exactamente lo que se quiere medir en unidades monetarias. En ocasiones cuesta definir sin ambigüedades el bien que se desea valorar y, en particular, su cantidad. Transmitir a la persona a la que se pregunta lo que significa reducir un determinado tipo de contaminación no es tarea fácil.

En el caso de aplicación que nos ocupa, el objeto del cuestionario ha sido determinar la disposición a pagar que tienen los usuarios, futuros compradores y en general

aquellas personas que tienen alguna relación con el sector del mueble, por un producto que incorpore diferentes mejoras ambientales.

Cada producto se ha definido como un conjunto de características, con la intención de obtener de forma independiente la disposición a pagar por cada una de ellas.

Los aspectos ambientales de los que inicialmente interesaba conocer la disposición a pagar eran muchos. Pero hay que tener en cuenta que estos aspectos ambientales deben ser comprensibles por las personas encuestadas y que, en ocasiones, éstas pueden no ser expertas en temas técnicos relativos al medio ambiente ni al sector del mueble. Tras realizar varias sesiones de decisión sobre el contenido del cuestionario en las que participaban personas relacionadas con temas ambientales, económicos, del sector del mueble, etc., se decidió que inicialmente las cuestiones podrían ir encaminadas a conocer la disposición a pagar por un mueble que incorporara algunos de los aspectos de mejora identificados en el capítulo anterior:

- uso de materiales reciclados y/o reciclables,
- reducción del contenido en sustancias tóxicas (formaldehído, disolventes, etc.),
- ahorro energético durante la fabricación,
- reducción de residuos durante la fabricación y al finalizar su vida útil,
- optimización del transporte tanto de materias primas como de producto acabado,
- reciclaje y/o reutilización de materiales y componentes del mueble una vez finalizada su vida útil (desensamblaje),
- optimización del embalaje.

5.4.2 Definición de la población relevante

De la definición del objeto de estudio debe seguir la decisión de cuál es la población relevante para la encuesta. Escoger acertadamente la población del estudio es una información crucial para la fiabilidad del estudio. La población relevante para la encuesta comprende a todas aquellas personas que tienen relación con el sector del mueble, y en concreto con el sector del mueble de oficina. Interesan personas que tienen una relación por ser compradores actuales o potenciales o por tener una relación directa con el sector por tratarse de vendedores, fabricantes, diseñadores o propios empleados de las fábricas.

Una vez definida la población que interesaría que contestara el cuestionario con el fin de obtener una muestra representativa y que los resultados fueran lo más fiables posibles, se decidió pasar los cuestionarios en un foro que reuniera a gente de las características descritas anteriormente. El foro seleccionado fue la 29ª Feria Internacional del Mueble que se celebra anualmente en Valencia. En ella puede encontrarse personas con relación directa con el sector y actuales o potenciales compradores particulares, dado que tiene una jornada de puertas abiertas para el público en general.

5.4.3 Simulación del mercado

Para poder hacer la simulación de un hipotético mercado en el que se vende un producto *ecológico*, debe definirse acertadamente la pregunta relativa a la disposición a pagar.

Existen dos formas básicas de presentar esta pregunta:

- Continua: consiste en preguntar directamente cuál es la máxima disposición a pagar, y como respuesta el entrevistado da una cantidad determinada. Presenta el inconveniente, para la persona encuestada, de no tener un indicador de precio inicial que le oriente en la respuesta.
- Discreta: consiste en indicar un precio determinado y preguntar a la persona encuestada si pagaría o no dicha cantidad por el bien en cuestión. La principal ventaja para la persona entrevistada es la mayor similitud de esta situación con el mercado cotidiano y el principal inconveniente es que requiere una muestra mayor que pueda subdividirse en submuestras a las que presentar precios diferentes.

Una tercera opción es la modalidad mixta, que combina las dos anteriores.

Sin embargo, en el cuestionario que se propone se ha optado por una fórmula diferente. Dado que el producto se ha definido como un conjunto de características, el objetivo es determinar la disposición a pagar por una versión ecológica de cada una de las características. Con este planteamiento, en cada pregunta van a compararse dos productos que difieren únicamente en una de las características. En uno de los productos esta característica tiene las propiedades de la versión que actualmente existe en el mercado (modelo A) y en el otro producto esta característica presenta propiedades ambientales que le confieren un carácter de versión *ecológica* del primero (modelo B).

Tomando como precio de partida del producto, el precio real de la versión actualmente en el mercado, se hace decidir a la persona entrevistada entre diferentes

pares de precios, uno el actual y otro superior correspondiente a la versión ecológica de la mesa. Para cada par de precios el encuestado debe decidir qué mesa comprar, si la versión actual (a su precio real) o la versión ecológica. De esta forma se puede determinar el precio máximo que está dispuesto a pagar por un producto que incorpora en su diseño una mejora ambiental.

El formato utilizado para simular el mercado es el presentado en la Figura 5.1 y en la Figura 5.2, donde se parte del precio de venta al público real de la versión del producto que existe actualmente en el mercado.

Para aquellas cuestiones donde no se aprecia una variación importante del aspecto estético del producto ni de ningún otro requerimiento y existe claramente la ventaja ambiental en la versión ecológica, la fórmula utilizada es la mostrada en la Figura 5.1. Partiendo del precio real de la versión actual del producto (modelo M1: 28.000 Ptas.) se proponen incrementos en el precio de la versión ecológica, aunque se deja la posibilidad de que el entrevistado decida no escoger la versión ecológica a pesar de que se ofrezca a un precio igual o inferior al de la versión actual.

Fotografía modelo mesa A		Fotografía modelo mesa B	
Características mesa A		Características mesa B	
Para cada par de precios, ¿COMPRARÍA LA MESA A ó B?			
Si el precio fuera:	Precio modelo A	Precio modelo B	Compraría:
	28.000 Ptas.	26.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	28.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	30.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	32.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	34.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	36.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	38.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B

Figura 5.1 Formato de la pregunta de valoración económica para la simulación del mercado (modelo M1).

Para aquellas cuestiones en las que la incorporación de una ventaja ambiental implique cambios importantes en la percepción del producto (estética, seguridad, etc.), se ha optado por el formato de la Figura 5.2. Para un precio fijo de la versión actual del producto, se deja el mismo número de opciones para elegir la versión ecológica a un precio inferior o superior al actual (modelo M1: 28.000 ptas).

Fotografía modelo mesa A		Fotografía modelo mesa B	
Características mesa A		Características mesa B	
Para cada par de precios, ¿COMPRARÍA LA MESA A ó B?			
Si el precio fuera:	Precio modelo A	Precio modelo B	Compraría:
	28.000 Ptas.	22.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	24.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	26.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	28.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	30.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	32.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B
	28.000 Ptas.	34.000 Ptas.	<input type="checkbox"/> A <input type="checkbox"/> B

Figura 5.2 Formato de la pregunta de valoración económica para la simulación del mercado (modelo M1).

5.4.4 Modalidad de entrevista

Dependiendo de la modalidad de entrevista a utilizar, la redacción del cuestionario y el tamaño de la muestra es variable. Normalmente se utilizan tres modalidades: entrevista personal, entrevista telefónica o cuestionario por correo. Las dos primeras tienen la ventaja de que permiten resolver las dudas que puedan surgir durante el desarrollo de la entrevista. Además, la entrevista personal permite utilizar también material gráfico de apoyo. En cuanto a los cuestionarios por correo presentan el inconveniente del relativamente bajo porcentaje de cuestionarios retornados, lo que obliga a trabajar con una muestra bastante mayor que en los dos casos anteriores.

Dadas las características del cuestionario, se optó por utilizar la modalidad de entrevista personal, ya que:

- el cuestionario contenía ciertos aspectos técnicos que pudieran necesitar aclaración, y
- era necesario utilizar un material gráfico que mostrar a la persona entrevistada para la selección de los pares de precios.

Estas entrevistas se hicieron a una muestra de 300 personas asistentes a la 29ª Feria Internacional del Mueble.

5.4.5 Redacción del cuestionario

Una vez definido el problema de la valoración y la modalidad de entrevista, así como la muestra a la que se va a encuestar, puede procederse a la redacción del cuestionario. Esta parte es esencial para obtener valores poco sesgados. La estructura básica del cuestionario consiste en una primera parte en la que se describe el bien que se quiere valorar, seguida de la propia parte de valoración y finalmente se recopila información relativa a la persona entrevistada.

Siguiendo esta estructura, el cuestionario se dividió en tres partes bien diferenciadas:

5.4.5.1 Parte I: Cuestiones generales

Esta parte incluye preguntas generales sobre la importancia que la persona entrevistada concede a temas ambientales relacionados con el sector del mueble. Se trata de una parte introductoria y corta que intenta introducir al encuestado en el tema objeto del cuestionario. Su principal objetivo es obtener información previa relativa a la importancia que concede a problemas ambientales relacionados con el sector del mueble. En concreto, se le pide contestar de forma cualitativa a la

importancia que concede a que un producto etiquetado como *ecológico* incorpore las siguientes características:

- Fabricado con materiales reciclados y/o reciclables.
- Utilización de materias primas que evitan la tala de árboles.
- No contenga sustancias tóxicas y/o peligrosas.
- Utilización de procesos productivos que minimicen el consumo energético.
- Utilización de procesos productivos que minimicen la generación de residuos.
- Diseño que permita la recuperación, reciclado y/o reutilización de sus componentes al final de su vida útil, en lugar de depositarlos en un vertedero.
- Transporte de materias primas y producto acabado que minimice el consumo de combustible.

5.4.5.2 Parte II: Cuestiones específicas

Esta parte se inicia con una breve descripción de la problemática medioambiental en el sector del mueble, centrada en los aspectos que van a tratarse en las preguntas específicas de valoración contingente del resto del cuestionario. Se trata de una descripción bastante breve para evitar que el entrevistado pierda interés y evitar un exceso de información que le haga dejar en un segundo plano la información verdaderamente importante para determinar su disposición a pagar. Esta introducción inicial sirve para familiarizar a la persona entrevistada con el llamado escenario de evaluación y evita el sesgo de la información de partida. Para evitar este sesgo, es aconsejable que las personas encuestadas estén familiarizadas con el bien objeto de valoración y que todas ellas partan del mismo nivel de información.

Una vez introducido el entrevistado en el tema objeto del cuestionario se aborda la parte central relacionada directamente con la valoración contingente. El planteamiento de las preguntas es el mismo para cada una de las características del mueble según se ha descrito en el apartado 5.4.3. Para cada una de las características del producto se hace decidir al entrevistado entre siete pares de precios, y para cada par de precio deberá decidir qué bien compraría, si la versión actual de la mesa (a su precio actual del mercado) o una versión ecológica de la misma. De esta forma se

obtiene, de forma sencilla para el entrevistado, el precio máximo que estaría dispuesto a pagar por la mesa que incorpora la mejora ambiental.

Para determinar las cuestiones definitivas y los rangos de precios que aparecen en el cuestionario definitivo mostrado en el Anexo II, se realizó un cuestionario piloto. Este cuestionario piloto tenía la misma estructura que el cuestionario definitivo. De él se trataba de obtener información sobre la dificultad de los encuestados ante los aspectos o vocabulario más técnico, la necesidad de incorporar o suprimir algunas preguntas dudosas, comprobar que las valoraciones económicas no se iban a los extremos, lo que nos indica que el rango seleccionado es adecuado, etc.

Una vez analizado el cuestionario piloto, se tomaron las siguientes decisiones:

- Pasar el cuestionario con tres modelos diferentes de mesas y con tres precios de venta al público diferentes. Estos modelos coinciden con los analizados en el capítulo anterior: modelo M1 (28.000 Ptas.), modelo M2 (50.000 Ptas.) y modelo M3 (90.000 Ptas.), para comprobar si existe una diferenciación en las respuestas en función del precio del producto.
- Los porcentajes en los incrementos de precio se mantuvieron constantes para los tres modelos. Se decidió un incremento en los pares de precios de aproximadamente el 7%. Con un rango de siete pares de precios se cubría el rango de respuestas obtenidas con el cuestionario piloto, de tal forma que las respuestas no se concentraran en los extremos.
- Los atributos del producto de los cuales interesa conocer la disposición a pagar por una versión ecológica de los mismos frente a su versión actual son:
 - . C1: disposición a pagar por un mueble fabricado con tablero aglomerado con bajo contenido en formaldehído, frente a otro con las mismas características estéticas, pero fabricado con un tablero aglomerado normal (el que habitualmente se utiliza en la fabricación de muebles).
 - . C2: disposición a pagar por un mueble fabricado para que después de su utilización pueda ser desensamblado para poder reutilizar o reciclar sus partes o materiales, frente a otro, estéticamente igual pero que al finalizar su vida útil se deposita en un vertedero (situación actual).
 - . C3: disposición a pagar por un mueble fabricado mediante un proceso que reduce el consumo energético con respecto a los procesos utilizados actualmente en el sector, frente a otro fabricado con la tecnología actual.

- . C4: disposición a pagar por un mueble cuyas partes metálicas están pintadas con pintura en polvo, frente a otro estéticamente igual pintado con pintura al disolvente.
- . C5: disposición a pagar por un mueble cuyo acabado se realiza con barnices al agua, frente a otro cuyo acabado se realiza con barnices al disolvente.
- . C6: disposición a pagar por un mueble con cantos de PVC, frente a otro fabricado con cantos de melamina.
- . C7: disposición a pagar por un embalaje que reduce la cantidad de material utilizado y los residuos generados, frente al embalaje tradicional con caja de cartón.

Dentro de este marco conceptual, las características ecológicas objeto de estudio pueden clasificarse en dos grandes categorías. Por un lado, aquellas relacionadas con la diferenciación vertical del producto y, por otro, las relacionadas con la diferenciación horizontal.

El término diferenciación vertical hace referencia a aquellas situaciones en las que los consumidores coinciden en preferir una determinada propiedad para la característica objeto de estudio (en este caso, una versión ecológica de la característica). De esta forma, si se ofrece la versión actual del producto y otra ecológica, claramente la versión ecológica tendrá una demanda positiva. Lo que diferencia a los consumidores es la disposición a pagar por la citada característica ecológica. Sin embargo, en un mercado diferenciado horizontalmente, los consumidores tienen preferencias heterogéneas respecto a una cierta propiedad; es decir, no se percibe de forma homogénea una versión mejor que la otra por todos los consumidores y si ambas versiones son ofrecidas a un mismo precio, las dos pueden tener una demanda positiva.

Siguiendo esta definición podemos catalogar las cuestiones C1, C2, C3, C4 y C5 con diferenciación vertical, en las que el formato de cuestión corresponde al mostrado en la Figura 5.1. Las cuestiones C6 y C7 presentan diferenciación horizontal y el formato de pregunta es el mostrado en la Figura 5.2.

5.4.5.3 Parte III: Información personal

La última parte del cuestionario recoge información personal de la persona encuestada relativa los siguientes aspectos:

- Edad.
- Sexo.

- Relación con el sector del mueble: comprador doméstico, gran comprador, distribuidor-vendedor, empresario-fabricante, diseñador, empleado en fábrica, otros.
- Situación laboral: trabajador por cuenta ajena, trabajador por cuenta propia, desempleado, estudiante, jubilado, ama de casa, otros.
- Nivel de estudio: sin estudios, primarios, secundarios, universitarios.
- Ingresos de la unidad familiar.

El objetivo de esta parte es comprobar si existen diferencias significativas entre las respuestas obtenidas en la Parte II, dependiendo de cada uno de estos aspectos.

5.4.6 Realización de las entrevistas

Como se ha comentado anteriormente, la modalidad de entrevista seleccionada ha sido la entrevista personal. El lugar seleccionado fue la 29ª Feria Internacional del Mueble. Se pasaron 300 cuestionarios, 100 correspondientes a cada uno de los tres modelos de mesas descritos en la sección anterior.

5.4.7 Análisis estadístico de las respuestas.

Los datos se codifican para posteriormente ser analizados mediante el software SPSS 10.0.6 (SPSS, 1999).

5.5 RESULTADOS DE LA ENCUESTA

5.5.1 Características de la muestra

Se pasaron 300 cuestionarios a una muestra formada por el 55.6% de hombres y el 44.4% de mujeres. La edad media de la muestra fue de 36.2 años ($\sigma = 11.94$), distribuyéndose según muestra la Tabla 5.1.

Tabla 5.1 Distribución de la población por edades.

GRUPO	EDAD	%
--------------	-------------	----------

G1	<25	31.2
G2	[25, 35)	32.8
G3	[35, 45)	17.5
G4	≥ 45	19.4

Más de la mitad de la muestra posee estudios universitarios (52.8%), mientras que el 36.9% y 9.9% posee estudios secundarios y primarios, respectivamente. La situación laboral de los entrevistados corresponde a 74.3% de trabajadores (48.2% por cuenta ajena y 26.1% por cuenta propia), 21.7% son estudiantes y el restante 4% se reparte entre desempleados, amas de casa y jubilados.

En cuanto a la relación de los encuestados con el sector del mueble, se obtuvo la distribución mostrada en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2 Distribución de la muestra por su relación con el sector del mueble.

RELACIÓN CON EL SECTOR	%
Comprador doméstico	61.6
Gran comprador	2.8
Vendedor	14.6
Fabricante	10.7
Diseñador	2.8
Empleado	2.5
Otro	5.0

Finalmente, se obtuvo que los ingresos medios de la unidad familiar están entre 225.000 y 300.000 Ptas., aunque este dato puede no ser representativo de la muestra, puesto que sólo el 63.8% de las personas encuestadas indicaron los ingresos de la unidad familiar. Puesto que en algunos rangos la muestra obtenida fue muy pequeña, para el análisis se ha optado por agrupar en categorías, según indica la Tabla 5.3.

Tabla 5.3 Distribución de la población en función de los ingresos.

GRUPO	INGRESOS (Ptas.)	%
G1	< 150.000	32.6
G2	[150.000, 300000)	37.4

G3	[300.000, 450.000)	13.2
G4	≥ 450.000	16.8

5.5.2 Preferencias ambientales generales

El principal objetivo de la Parte I del cuestionario era obtener información relativa a la importancia que la persona encuestada concede a temas ambientales relacionados con el sector del mueble. Se trata de una pregunta para introducir al encuestado en el tema del cuestionario, por lo que únicamente se obtendrá la valoración cualitativa relativa a sus preferencias ambientales en un mueble ecológico, sin entrar al detalle de valoraciones económicas que se estudian en profundidad en la Parte II del cuestionario.

Como resultado de esta parte, se ha obtenido el nivel de importancia que el encuestado otorga a ciertas características que puede tener un mueble ecológico. La Figura 5.3 muestra la distribución de las respuestas obtenidas.

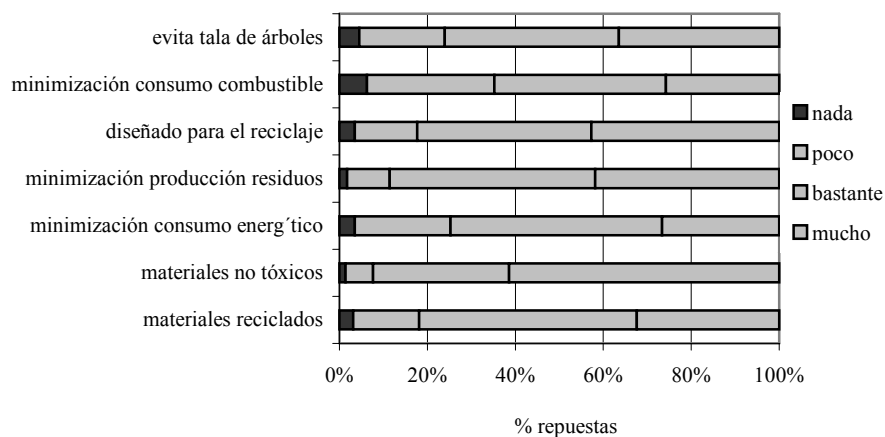


Figura 5.3 Importancia de las características en un producto *ecológico*.

Las características más importantes que debería tener un producto *ecológico* son: en primer lugar, que no contenga sustancias tóxicas/peligrosas, que su fabricación utilice procesos que minimicen la generación de residuos y que su diseño permita el reciclado del producto al finalizar su vida útil. En segundo lugar, el producto debería estar fabricado con materiales reciclados y/o reciclables y que eviten la tala de

árboles. Finalmente, las características con menor importancia son las relativas a la minimización de los consumos energéticos/combustibles durante su fabricación.

5.5.3 Disposiciones a pagar

La segunda parte del cuestionario está enfocada a obtener información relativa a la disposición a pagar por un bien que contenga diferentes propiedades que lo califiquen como más respetuoso con el medio ambiente.

5.5.3.1 Nomenclatura

Previo al análisis de las disposiciones a pagar por un producto que incluya las características ambientales descritas anteriormente, es necesario definir una nomenclatura para presentar los resultados. Puesto que el planteamiento de las cuestiones con diferenciación vertical y horizontal es diferente hay que hacer un estudio separado de cada una de ellas.

La Tabla 5.4 muestra la nomenclatura utilizada para mostrar los resultados de las cuestiones con diferenciación vertical. Los valores del 1 al 8 representan la disposición a pagar por una versión ecológica del producto calculada como incrementos acumulados alrededor del 7% sobre el precio real de la versión actual del producto. Las últimas tres columnas de la Tabla 5.4 muestran el detalle de los incrementos en pesetas para cada uno de ellos. Aunque en estas cuestiones existe una clara ventaja en la versión ecológica del producto, las respuestas codificadas como 1 y 2 recogen a las personas entrevistadas con un comportamiento *anti-ecológico* (no están dispuestas a comprar la versión ecológica del producto aunque ésta se oferte a un precio inferior o igual al de la versión actual). Las respuestas codificadas con valores superiores a 2 indican que los entrevistados declaran estar dispuestos a pagar una cierta cantidad, por encima del precio actual del producto, por una versión ecológica del mismo.

Tabla 5.4 Nomenclatura para las cuestiones con diferenciación vertical
(Disposición a pagar extra por la versión ecológica del producto, % y Ptas.)

	% aprox.	M-1 (Ptas.)	M-2 (Ptas.)	M-3 (Ptas.)
1	< -7	< -2.000	< -3.500	< -6.500
2	∈ [-7, 0)	[-2.000, 0)	[-3.500, 0)	[-6.500, 0)
3	∈ [0, 7)	[0, 2.000)	[0, 3.500)	[0, 6.500)
4	∈ [7, 14)	[2.000, 4.000)	[3.500, 7.000)	[6.500, 13.000)

5	∈ [14, 21)	[4.000, 6.000)	[7.000, 10.500)	[13.000, 19.500)
6	∈ [21, 28)	[6.000, 8.000)	[10.500, 14.000)	[19.500, 26.000)
7	∈ [28, 35)	[8.000, 10.000)	[14.000, 17.500)	[26.000, 32.500)
8	≥ 35	≥ 10.000	≥ 17.500	≥ 32.500

En el caso de las cuestiones con diferenciación horizontal la codificación seguida es diferente para las cuestiones C-6 y C-7. La Tabla 5.5 presenta la codificación utilizada para la cuestión C-6, en la que se estudia la preferencia de los consumidores respecto a los cantos de PVC o melamina.

Tabla 5.5 Nomenclatura para la cuestión C-6.

	Canto	% aprox.	M-1 (Ptas.)	M-2 (Ptas.)	M-3 (Ptas.)
3	PVC	≥ 21	≥ 6.000	≥ 10.500	≥ 19.500
2		∈ [14, 21)	[4.000, 6.000)	[7.000, 10.500)	[13.000, 19.500)
1		∈ [7, 14)	[2.000, 4.000)	[3.500, 7.000)	[6.500, 13.000)
0		∈ [0, 7)	[0, 2.000)	[0, 3.500)	[0, 6.500)
-1	Melamina	∈ [0, 7)	[0, 2.000)	[0, 3.500)	[0, 6.500)
-2		∈ [7, 14)	[2.000, 4.000)	[3.500, 7.000)	[6.500, 13.000)
-3		∈ [14, 21)	[4.000, 6.000)	[7.000, 10.500)	[13.000, 19.500)
-4		≥ 21	≥ 6.000	≥ 10.500	≥ 19.500

En este caso, los valores positivos representan una preferencia económica por la versión del canto de PVC y los valores negativos, por la versión del canto de melamina. El valor cero incluye aquellos casos en los que ambas mesas se ofrecen al mismo precio y el consumidor prefiere la acabada con cantos de PVC.

Análogamente, la Tabla 5.6 muestra la codificación de las respuestas en el caso de la cuestión C7, que estudia la preferencia entre un embalaje con caja de cartón frente a otro con film termorretráctil y refuerzos puntuales. En este caso, puesto que en este tipo de productos el embalaje no aporta valor al producto, se ha supuesto unos incrementos fijos de 1.000 Ptas. independientemente del precio del producto.

Tabla 5.6 Nomenclatura para la cuestión C-7.

	Tipo de embalaje	Ptas.
3	Caja cartón	≥ 3.000
2		[2.000, 3.000)
1		[1.000, 2.000)
0		[0, 1.000)

Tabla 5.6 (cont.) Nomenclatura para la cuestión C-7.

	Tipo de embalaje	Ptas.
-1	Film retráctil	[0, 1.000)
-2		[1.000, 2.000)
-3		[2.000, 3.000)
-4		≥ 3.000

Análogamente a la cuestión C-6, los valores positivos representan una preferencia económica por el embalaje de cartón y los valores negativos, por el retráctil. El valor cero incluye aquellos casos en los que ambas mesas se ofrecen al mismo precio y el consumidor prefiere la embalada con cartón.

5.5.3.2 Principales estadísticos descriptivos

La Tabla 5.7 muestra, para cada uno de los modelos estudiados, los principales estadísticos de las respuestas a las cuestiones relacionadas con la disposición a pagar.

Tabla 5.7 Media y desviación de las respuestas para cada uno de los modelos de mesa.

	M-1		M-2		M-3	
	Media	Desv. std.	Media	Desv. std.	Media	Desv. std.
C-1	4,61	1,96	4,42	1,76	4,39	1,71
C-2	5,19	1,97	4,83	1,76	4,71	1,63
C-3	5,15	2,06	4,78	1,75	4,52	1,69

C-4	-	-	4,96	1,81	-	-
C-5	-	-	-	-	5,12	1,94
C-6	0,69	2,37	0,16	2,60	-	-
C-7	-1,90	2,63	-1,10	3,09	-2,11	2,71

En las cuestiones con diferenciación vertical, se observa que, como media, el aspecto ambiental por el cual los consumidores están dispuestos a pagar más es la utilización de barnices y pinturas sin base disolvente, seguido de la posibilidad de desensamblar el producto tras finalizar su vida útil, resultados que corroboran las valoraciones cualitativas de la Figura 5.3. Esto implica que el consumidor medio estaría dispuesto a pagar entre un 14%-21% más por un mueble cuya chapa natural esté tratada con barnices base agua, y un 7%-14% más, por un producto que incorporara el resto de ventajas ambientales (C-1-C-4). Además, se observa que existe una correlación negativa entre el precio del modelo y la disposición a pagar que se observa al pasar del segmento de precio bajo a los segmentos de precio medio y alto.

En el caso del canto, el entrevistado medio está dispuesto a pagar entre 0%-7% más por la versión con canto de PVC, mientras que en el caso de embalaje estaría dispuesto a pagar entre 1.000 - 2.000 Ptas.

A partir del estudio de los histogramas de frecuencias de cada una de las cuestiones se ha observado un comportamiento diferente para las cuestiones con diferenciación vertical y horizontal.

En el caso de las cuestiones con diferenciación vertical se obtienen las siguientes conclusiones:

- Existe un porcentaje de encuestados que demuestra tener un comportamiento *anti-ecológico*. Aunque la versión ecológica del producto se ofrezca a un precio igual o inferior que la versión actual, prefieren comprar la actual. Este hecho supone entre 1% y 10%, dependiendo de la cuestión y modelo de mesa.
- Existe un porcentaje elevado de encuestados (entre 11% y 23%) que están dispuestos a pagar más de un 35% extra por la versión ecológica del producto, frente a aquellos que están dispuestos a pagar hasta el 28% extra (entre 1%-4%). Este hecho demuestra un comportamiento contrario al anterior, agrupando a encuestados con alta concienciación por temas ambientales.

- A pesar de estos dos extremos, existe una clara dependencia entre la disposición a pagar y el precio del producto. La disposición a pagar disminuye conforme aumenta el precio del producto. Este hecho se observa claramente en las Figura 5.4 - Figura 5.8, donde el porcentaje de encuestados que está dispuesto a pagar una cierta cantidad extra por la versión ecológica del producto disminuye conforme aumenta dicha cantidad.

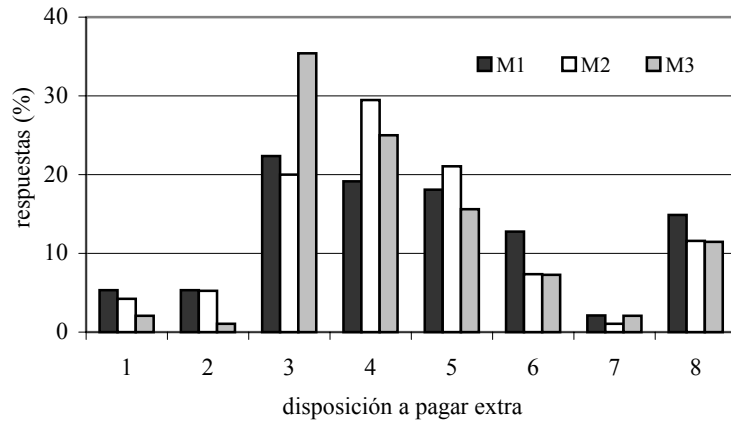


Figura 5.4 Disposición a pagar extra por una mesa fabricada con tablero de bajo contenido en formaldehído (C1).

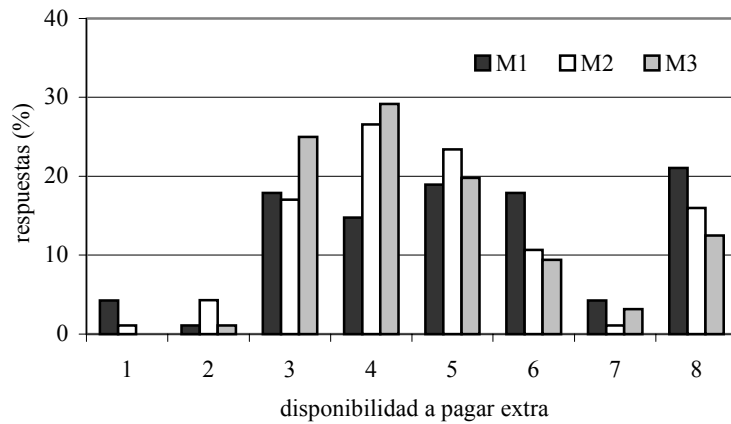


Figura 5.5 Disposición a pagar extra por una mesa fabricada para que pueda ser reciclada (C2).

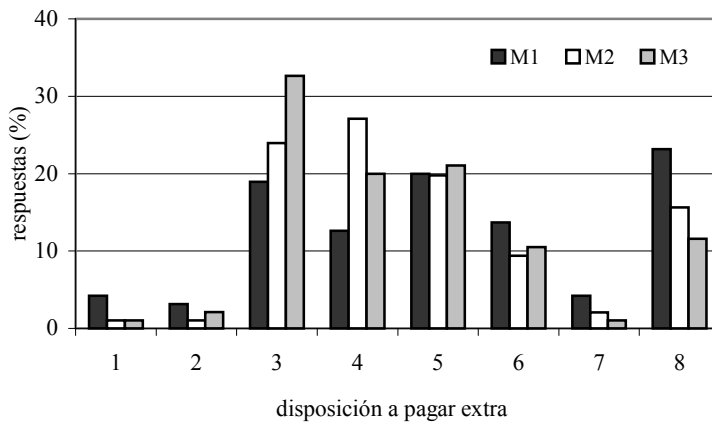


Figura 5.6 Disposición a pagar extra por una mesa fabricada optimizando el consumo energético (C3).

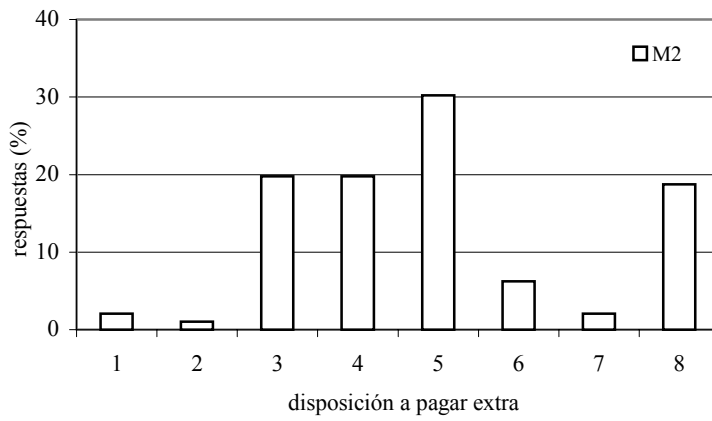


Figura 5.7 Disposición a pagar extra por una mesa cuyas partes metálicas se pintan con pintura en polvo (C4).

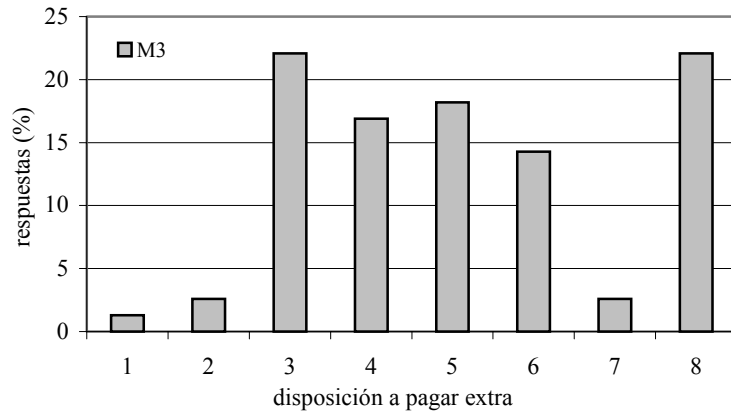


Figura 5.8 Disposición a pagar extra por una mesa de madera natural acabada con barniz con base acuosa (C5).

En cuanto a las cuestiones con diferenciación horizontal, se observa en la Figura 5.9 y Figura 5.10 que las respuestas están polarizadas; es decir, que la disposición a pagar no depende únicamente del precio del producto, como ocurría en las cuestiones anteriores. Las respuestas se concentran mayoritariamente en uno de los dos extremos, independientemente del precio.

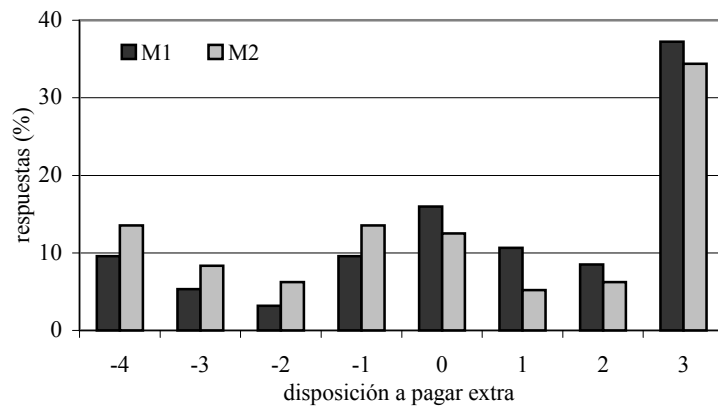


Figura 5.9 Disposición a pagar extra por una mesa con canto melamínico (C6).

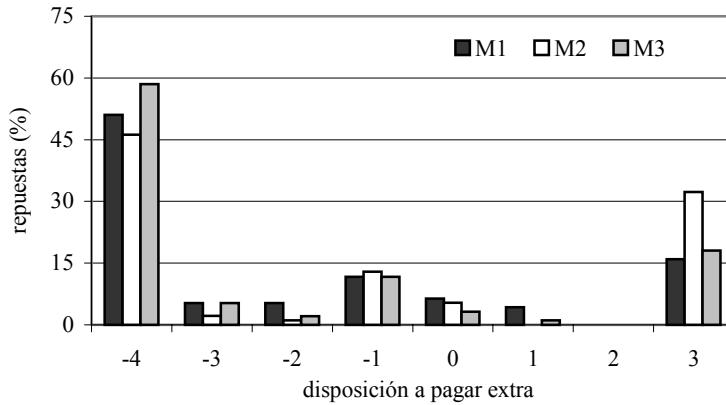


Figura 5.10 Disposición a pagar extra por una mesa con reducción de material de embalaje (C7).

Se observa que un promedio del 60% de los entrevistados prefiere el mueble canteado con PVC al de melamina. En concreto, el 36.3% estaría dispuesto a pagar hasta un 21% más por la versión de PVC, frente al 11.7% que estaría dispuesto a pagar la misma cantidad por la de melamina. Cuando el precio de ambas opciones es el mismo, el 13.7% prefiere el canto de PVC.

Para el caso del embalaje, la situación es similar ya que más del 60% de los encuestados prefieren el mueble embalado con film retráctil. En concreto, el 50% estaría dispuesto a pagar hasta 3.000 Ptas. más por esta versión del embalaje, frente al 21.7% que estaría dispuesto a pagar la misma cantidad por el embalaje de cartón.

A partir de los resultados de la Tabla 5.7 y de las figuras de los histogramas de frecuencias para todas las cuestiones, se ha observado que existen diferencias entre el comportamiento obtenido para cada uno de los modelos de mesas. Para evaluar si estas diferencias son significativas, se ha aplicado el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, cuya hipótesis nula que se desea contrastar es que la distribución de la disposición a pagar es la misma independientemente del precio del producto.

A partir de los resultados de la Tabla 5.8, al nivel de significación del 5% no puede rechazarse la hipótesis nula para ninguna de las cuestiones. Por tanto, puede concluirse que la diferencia entre los modelos no es estadísticamente significativa, por lo que en lo siguiente se tratarán conjuntamente los resultados obtenidos para cada una de las cuestiones.

Tabla 5.8 Resultados del test de Kruskal-Wallis.

	χ^2 (sig)
C1	1.077 (0.583)
C2	4.495 (0.106)
C3	5.727 (0.057)
C6	1.857 (0.173)
C7	5.159 (0.076)

A partir de los resultados de esta sección, el cálculo de la disposición a pagar va a estudiarse únicamente en los casos de las cuestiones con diferenciación vertical, en las que existe una clara dependencia con el precio del producto.

5.5.3.3 Función de demanda de un producto ecológico

En la Tabla 5.7 se ha obtenido los valores medios que las personas encuestadas están dispuestas a pagar más por un mueble que incorpore ciertas ventajas ecológica. Sin embargo, más que estudiar el valor medio de las disposiciones a pagar, es más interesante analizar las funciones de demanda de la versión ecológica del producto ante diferentes cambios en el precio.

La Figura 5.11 muestra la distribución de la disposición a pagar en función del incremento de precio. Para cada incremento del precio, el porcentaje de encuestados que está dispuesto a pagarlo por la versión ecológica del producto. Por ejemplo, si el precio de la versión ecológica aumenta un 14% sobre el precio de la versión actual de la mesa, el 42% de los encuestados estarían dispuestos a comprar la opción ecológica si incorporara un tablero con bajo contenido en formaldehído (C1), el 53% comprarían la versión ecológica si su diseño permitiera reciclar la mesa al finalizar su vida útil (C2), el 51% de los encuestados compraría la versión ecológica si se hubiera fabricado optimizando el consumo energético (C3) y el 57% de los encuestados compraría la versión ecológica si se hubiera utilizado para su fabricación pintura en polvo o barniz con base acuosa (C4 y C5, respectivamente).

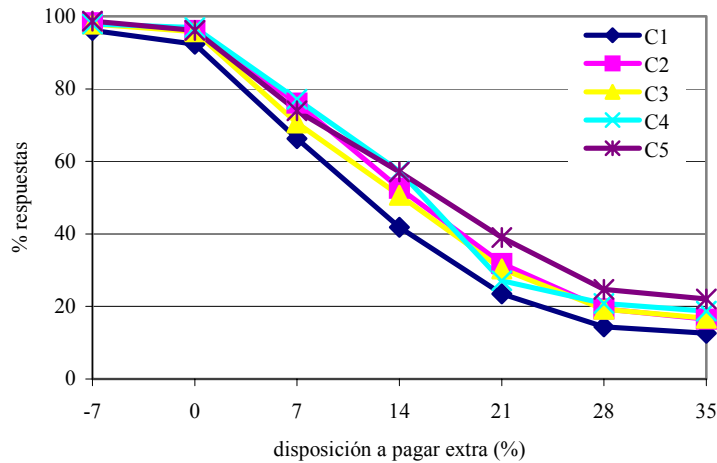


Figura 5.11 Función de demanda de la versión ecológica.

5.5.3.4 Determinación del precio óptimo

Los valores de las disposiciones a pagar obtenidas del análisis anterior demuestran la aceptación por parte de los encuestados de productos que incorporan ciertas mejoras ambientales. La aceptación de este tipo de productos puede traducirse en beneficios para una empresa que esté dispuesta a fabricar, además del producto actual, una versión ecológica del mismo.

Por tanto, tomando como hipótesis que la empresa va a fabricar dos versiones (la versión actual y otra ecológica) del mismo producto, y a partir de las funciones de demanda obtenidas en la Figura 5.11, puede estimarse la función de beneficios de la empresa (ver Figura 5.12). De este modo puede determinarse el precio óptimo de la versión ecológica del producto, es decir, el precio que maximiza el beneficio de la empresa.

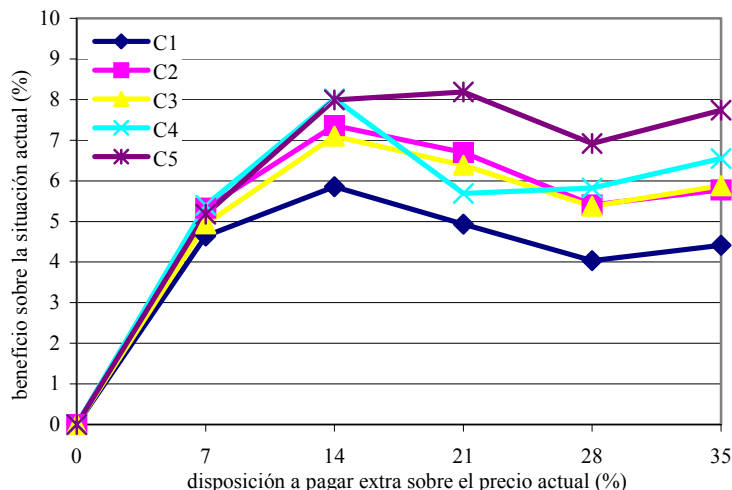


Figura 5.12 Función de beneficios.

Observando la evolución del beneficio de una empresa ante variaciones en el precio de la versión ecológica del producto, se observa que el precio de esta versión que maximiza el beneficio se encuentra en torno a un 14% sobre el precio actual del producto para una mesa que incorpora las mejoras de las cuestiones C1, C2, C3 y C4. Sin embargo, se observa que para la cuestión C5 el precio óptimo puede incrementarse hasta un 21%.

Aplicando estos porcentajes óptimos desde el punto de vista de la empresa a los resultados de la Figura 5.11, se obtienen los porcentajes de aceptación del producto mostrados en la Tabla 5.9 para cada cuestión.

Tabla 5.9 Porcentajes de aceptación de la versión ecológica del producto al precio óptimo para la empresa.

	C 1	C 2	C 3	C 4	C 5
Precio óptimo*	14%	14%	14%	14%	21%
% demanda	42%	52%	51%	57%	39%

* Porcentaje extra sobre el precio de la versión actual del producto.

Como media, cerca del 50% de los encuestados estaría dispuesto a comprar la versión ecológica del producto al precio óptimo para la empresa. Aplicando este mismo porcentaje a las Figuras 5.8 y 5.9, correspondientes a las cuestiones que presentan una clara diferenciación horizontal, se observa que, para el caso del

embalaje (C7) el 50% de los encuestados prefiere la versión ecológica del embalaje y estaría dispuesto a pagar por él hasta 3000 Ptas. más que el coste del embalaje inicial. En el caso del canto (C6), el 50% de los encuestados han otorgado un valor negativo a la sustitución del canto de PVC por canto melamínico (-8% sobre el precio inicial del producto) ya que a costa de reducir el impacto ambiental se ha reducido también la percepción de otros requerimientos como la seguridad frente a golpes o la estética del mueble.

5.5.3.5 Factores influyentes

Una vez determinada la disposición a pagar, es importante obtener resultados relativos al perfil de la persona entrevistada que muestra un mayor interés por los productos ecológicos. Para ello se va a estudiar la relación entre la disposición a pagar y las variables socioeconómicas de las personas encuestadas.

Analizando las diferencias entre la disposición a pagar por sexo, se observa que para todas la cuestiones, las mujeres tienen una disposición a pagar superior a la de los hombres. Si se promedian los valores de las disposiciones a pagar para todas las cuestiones, se obtiene como valor medio 4.60 y 5.15 para hombres y mujeres, respectivamente. Este hecho se observa claramente en la Figura 5.13, donde se muestra, como ejemplo, la curva de demanda de productos ecológicos que incorporan la ventaja ambiental del tablero con bajo contenido en formaldehído (C-1). Sin embargo, estas diferencias sólo son estadísticamente significativas en algunas cuestiones (ver Tabla 5.11).

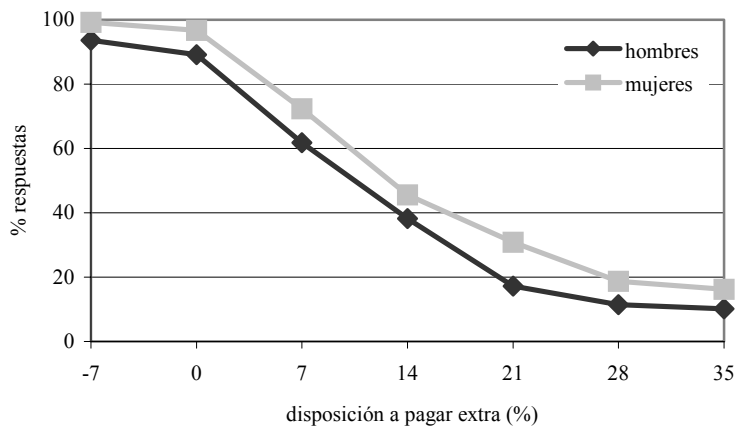


Figura 5.13 Disposición a pagar en función del sexo (C-1).

Dependiendo del grupo de edad en que se encuentran las personas entrevistadas, también se observa un comportamiento diferente en cuanto a la disposición a pagar, estadísticamente significativo para las variables destacadas en la Tabla 5.11. La curva de demanda de la Figura 5.14 muestra que las personas encuestadas con edad comprendida entre 35 y 45 años (G3) son las que están dispuestas a pagar mayor cantidad por una versión ecológica del producto.

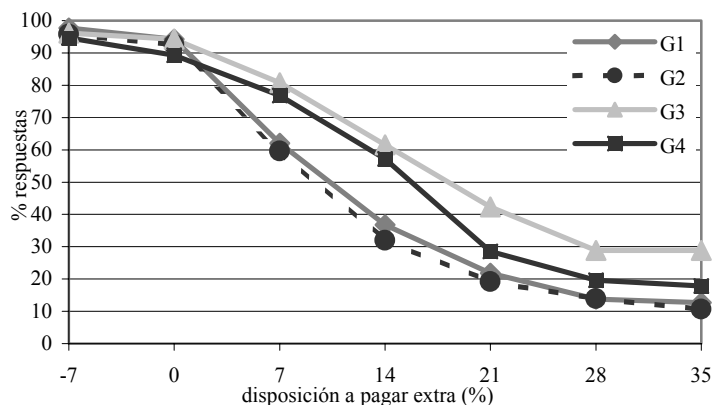


Figura 5.14 Disposición a pagar en función de la edad (C-1).

Agrupando las categorías mostradas en la Tabla 5.2 para la relación con el sector del mueble de las personas entrevistadas, en dos categorías (debido a que la muestra era demasiado pequeña en algunas categorías):

- comprador: comprador doméstico y gran comprador.
- trabajador para el sector: distribuidor-vendedor, empresario-fabricante, diseñador, empleado en fábrica y comercial.

Se observa que la curva de demanda no tiene un comportamiento definido según la relación con el sector del mueble de las personas encuestadas, según muestra la Figura 5.15 para el caso concreto de la cuestión C-1. En general, se observa que para incrementos altos del precio de la versión ecológica del producto, aquellas personas encuestadas con relación directa con el sector están dispuestas a pagar mayor cantidad, de ahí que el promedio de las medias sea superior para el grupo con relación directa que para el de compradores ($WTP_{media} = 5.10$ y 4.67 , respectivamente). Estadísticamente, las diferencias que aparecen no son significativas para ninguno de los aspectos ambientales estudiados (ver Tabla 5.11).

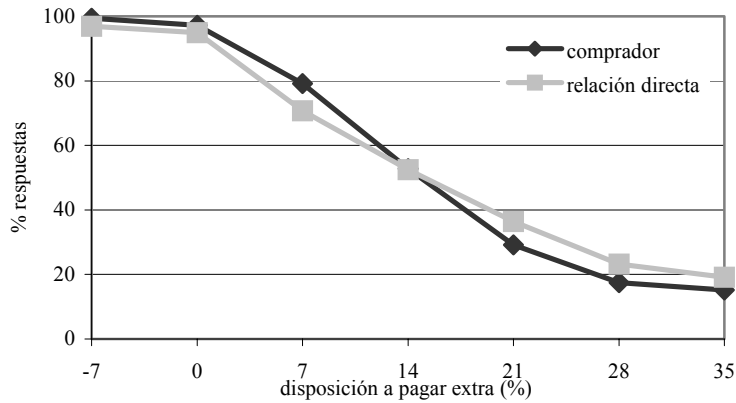


Figura 5.15 Disposición a pagar en función de la relación con el sector (C-1).

Una situación similar se observa al analizar las diferencias dependiendo del nivel de estudios de las personas encuestadas (ver Figura 5.16). Debido a que la muestra era demasiado pequeña en algunas categorías, se ha agrupado a las personas con estudios universitarios frente a las personas con estudios no universitarios, obteniéndose una disposición a pagar media de 4.97 y 4.76, respectivamente (diferencia que estadísticamente no es significativa para ninguna de las cuestiones).

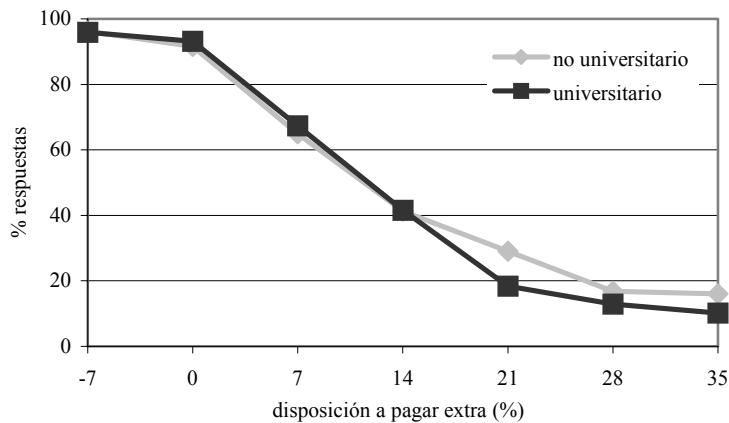


Figura 5.16 Disposición a pagar en función del nivel de estudios (C-1).

Como se ha comentado previamente, la cuestión relativa a los ingresos únicamente ha sido contestada por el 63.8% de las personas encuestadas, por lo que puede ser un

resultado no representativo de la muestra. Aún así, aunque para todas las cuestiones el grupo de personas con ingresos en el intervalo G3 (ingresos entre 300.000 y 450.000 Ptas.) presenta una disposición a pagar media superior a la de los restantes grupos, no se observa un comportamiento claro, según muestra la Figura 5.17 para el caso de la cuestión C-1 (resultados similares se han obtenido para el resto de cuestiones). Esto se corrobora también por los resultados mostrados en la Tabla 5.11.

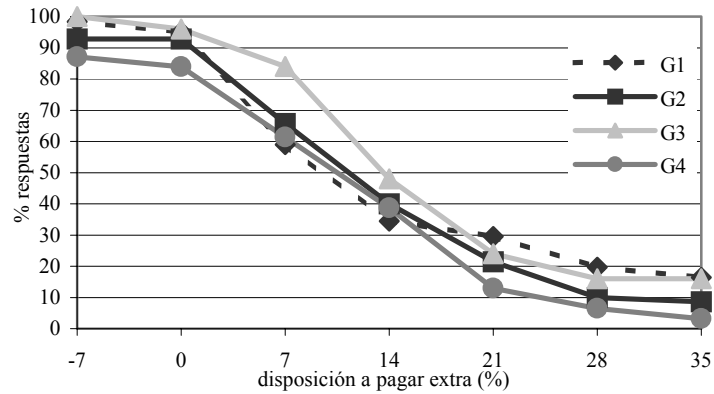


Figura 5.17 Disposición a pagar en función de los ingresos (C-1).

Relacionado con los ingresos cabría pensar inicialmente que existiera una relación entre la disposición a pagar y los ingresos. Sin embargo, el coeficiente de correlación entre ambos (ver Tabla 5.10) muestra que esta correlación, además de no ser significativa en la mayor parte de las cuestiones, es muy baja y negativa. Esto demuestra, como se ha concluido en la Figura 5.17, que las personas con niveles de ingresos más altos no son las que están dispuestas a pagar más por un mueble ecológico y que no existe una clara relación entre ambas variables.

Tabla 5.10 Correlación entre la disposición a pagar y el nivel de ingresos.

	Rho de Spearman
C1	-0.024
C2	-0.001
C3	-0.026
C4	-0.242 ⁺
C5	-0.056

⁺ significativo al nivel 5%

La Tabla 5.11 muestra los resultados del test de Kruskal-Wallis para evaluar la independencia de la disposición a pagar con respecto a las variables socioeconómicas analizadas en este apartado. De los resultados puede concluirse que inicialmente pueden haber diferencias significativas en cuanto a la disposición a pagar para las variables socioeconómicas de edad y sexo, de forma independiente. Es decir, las diferencias que aparecen en la disponibilidad a pagar entre los diferentes grupos de edad es significativa. Análogamente, las diferencias entre la disponibilidad a pagar entre hombres y mujeres es también significativa.

Tabla 5.11 Resultados del test de Kruskal-Wallis (χ^2) para evaluar la independencia de la disposición a pagar con respecto a las variables socioeconómicas.

	SEXO	EDAD	RELACIÓN SECTOR	ESTUDIOS	INGRESOS
C-1	5.88*	12.50*	2.53	0.12	3.08
C-2	2.54	9.93*	0.00	0.54	1.17
C-3	5.96*	10.61*	0.53	0.25	0.81
C-4	0.40	4.99	1.72	0.00	5.92
C-5	1.26	8.51*	1.13	1.09	2.72
C-6	1.56	4.46	2.71	2.11	5.14
C-7	1.80	9.00*	1.87	0.77	1.84

* significativo al 5%

Hasta el momento únicamente se ha tenido en cuenta las relaciones entre variables dos a dos, disponibilidad a pagar-sexo y disponibilidad a pagar-edad. Sin embargo, podría ser interesante determinar si la disponibilidad a pagar de un determinado grupo de edad difiere con el sexo o viceversa, si la disponibilidad a pagar de las mujeres difiere con la edad.

La técnica de análisis loglineal permite investigar las relaciones entre variables categóricas de forma más coherente, con la seguridad de detectar las asociaciones significativas y evitando las posibles relaciones espúreas que pueden aparecer cuando se efectúan análisis por parejas de variables. El modelo es similar al de una regresión múltiple, pero en este caso las variables usadas para la clasificación son las variables independientes y las variables dependientes son las frecuencias de casos en cada celda de la tabulación cruzada.

Para analizar si la relación existente entre la disposición a pagar de las personas encuestadas por una propiedad ecológica de un producto, su edad y sexo y la

interacción entre ellas es significativa, se aplicará un modelo loglineal. Para ello, dada una tabla de contingencia de múltiple entrada correspondiente al cruce de los valores de un conjunto de variables cualitativas, se trata de obtener un modelo lineal para los logaritmos de las frecuencias de la tabla con la finalidad de interpretar las relaciones entre las variables.

El objetivo del análisis es construir un modelo loglineal saturado para las tres variables: disposición a pagar (WTP) que tomará el valor de C-1 hasta C-5, respectivamente, sexo y edad, y a partir de él detectar los efectos más significativos e interpretar las relaciones existentes entre estas variables. Para ello, se estimará en un primer paso un modelo saturado, que incluye todos los efectos posibles, y posteriormente será simplificado a aquel modelo que únicamente incluya los más significativos.

El modelo saturado para las tres variables es de la forma:

$$\ln(f_{i,j,k}) = \mu + \lambda_i^{WTP} + \lambda_j^{SEXO} + \lambda_k^{EDAD} + \lambda_{i,j}^{WTP,SEXO} + \lambda_{i,k}^{WTP,EDAD} + \lambda_{j,k}^{SEXO,EDAD} + \lambda_{i,j,k}^{WTP,SEXO,EDAD}$$

donde:

- $f_{i,j,k}$ es la frecuencia en la celda (i, j, k) ; i, j, k son las categorías de las variables WTP ($i = 1, \dots, 8$ según Tabla 5.4), sexo ($j = 1, 2$ para hombre y mujeres, respectivamente) y edad ($k = 1, 2, 3, 4$ según Tabla 5.1).
- μ es el efecto debido al promedio de las frecuencias en todas las celdas de la tabla.
- λ_i^{WTP} es el efecto debido a la categoría i de la variable WTP (para cada una de las cuestiones C-1, ..., C-5).
- λ_j^{SEXO} es el efecto debido a la categoría j de la variable sexo.
- λ_k^{EDAD} es el efecto debido a la categoría k de la variable edad.
- $\lambda_{i,j}^{WTP,SEXO}$ es el efecto debido a la interacción de las categorías i y j de las variables WTP y sexo.
- $\lambda_{i,k}^{WTP,EDAD}$ es el efecto debido a la interacción de las categorías i y k de las variables WTP y edad.

- $\lambda_{j,k}^{SEXO,EDAD}$ es el efecto debido a la interacción de las categorías j y k de las variables sexo y edad.
- $\lambda_{i,j,k}^{WTP,SEXO,EDAD}$ es el efecto debido a la interacción de las categorías i, j y k de las variables WTP, sexo y edad.

Al simplificar el modelo y eliminar el efecto de aquellas interacciones no significativas se han obtenido los siguientes modelos para cada una de las cuestiones relativas a la disposición a pagar:

Tabla 5.12 Estimación del modelo simplificado.

C-1	$\ln(f_{i,j,k}) = \mu + \lambda_i^{C1} + \lambda_j^{SEXO} + \lambda_k^{EDAD} + \lambda_{i,j}^{C1,SEXO} + \lambda_{j,k}^{SEXO,EDAD}$
C-2	$\ln(f_{i,j,k}) = \mu + \lambda_i^{C2} + \lambda_j^{SEXO} + \lambda_k^{EDAD} + \lambda_{i,j}^{C2,SEXO} + \lambda_{j,k}^{SEXO,EDAD}$
C-3	$\ln(f_{i,j,k}) = \mu + \lambda_i^{C3} + \lambda_j^{SEXO} + \lambda_k^{EDAD} + \lambda_{j,k}^{SEXO,EDAD}$
C-4	$\ln(f_{i,j,k}) = \mu + \lambda_i^{C4} + \lambda_j^{SEXO} + \lambda_k^{EDAD} + \lambda_{i,j}^{C4,SEXO} + \lambda_{j,k}^{SEXO,EDAD}$
C-5	$\ln(f_{i,j,k}) = \mu + \lambda_i^{C5} + \lambda_j^{SEXO} + \lambda_k^{EDAD} + \lambda_{j,k}^{SEXO,EDAD}$

En todos los casos se observa que el efecto de la interacción entre las tres variables, edad y sexo con la disposición a pagar, no es significativa. Por tanto, puede concluirse que estadísticamente no existen diferencias significativas entre el grupo de mujeres con edad comprendida entre 35 y 45 años.

Si nos limitamos al cruce entre las variables dependientes y la disposición a pagar, la Tabla 5.13 muestra los parámetros $\lambda_{i,j}^{WTP,SEXO}$ correspondientes a cada una de las celdas para el efecto de la interacción entre la disposición a pagar y el sexo para cada una de las cuestiones.

En general se observa un comportamiento común para todas las cuestiones: cuando la disposición a pagar es baja (WTP toma valores menores de 4 ó 5, dependiendo del caso) los parámetros correspondientes al hombre son positivos y por el contrario, cuando la disposición a pagar toma valores elevados (mayores de 5 ó 6) son negativos. Esto significa que en los hombres, la frecuencia de que estén dispuestos a pagar cantidades pequeñas por un producto ecológico es superior a la que cabría esperar si ambas variables fueran independientes. Y viceversa, para valores elevados de la disposición a pagar, las frecuencias son menores. Puesto que la variable sexo es dicotómica, las conclusiones contrarias se obtienen para las mujeres.

Tabla 5.13 Parámetros para cada una de las celdas $\lambda_{i,j}^{WTP,SEXO}$.

		Disposición a pagar							
		1	2	3	4	5	6	7	8
C-1	Hombre	0.54	0.17	0.16	-0.10	0.06	-0.42	-0.27	-0.14
	Mujer	-0.54	-0.17	-0.16	0.10	-0.06	0.42	0.27	0.14
C-2	Hombre	0.32	-0.16	0.12	0.33	-0.01	-0.20	-0.26	-0.14
	Mujer	-0.32	0.16	-0.12	-0.33	0.01	0.20	0.26	0.14
C-4	Hombre	0.19	0.06	0.08	0.42	0.22	-0.48	-0.36	-0.13
	Mujer	-0.19	-0.06	-0.08	-0.42	-0.22	0.48	0.36	0.13

5.6 VALIDACIÓN DEL CUESTIONARIO

Como se ha comentado en el apartado 5.3, el método de valoración contingente ha sido objeto de diversas críticas debidas principalmente a la falta de motivación de las personas entrevistadas, que pueden llegar a exagerar la cantidad que están dispuestos a pagar puesto que sus respuestas no implican un desembolso de dinero.

Con el fin de corroborar los resultados del cuestionario, éstos se han validado a través de un experimento económico. El objetivo de este experimento fue reproducir el cuestionario en una situación real, en la que los sujetos revelaban sus preferencias reales y eran recompensados económicamente en función de sus preferencias. Esta validación ha sido objeto de estudio en otra tesis doctoral (Camacho, 2002), por lo que únicamente se comentarán las principales conclusiones que se obtuvieron.

En el experimento se validó sólo una de las cuestiones relativas a la disposición a pagar: C-2. En la sesión participaron 76 personas, que contestaron inicialmente la cuestión C-2 del cuestionario para el modelo M2 (con el mismo formato que en el cuestionario general) y a continuación pasaron al experimento.

En el experimento, que reprodujo la pregunta planteada en el cuestionario, se implementaron dos tratamientos 1 y 2, con el objeto de estudiar la influencia de la externalidad sobre el medio ambiente generada por la compra de la mesa ecológica (externalidad que implica una mejora en el medio ambiente). Dicha externalidad se valoró con una contribución de 10.000 y 20.000 ExCUs (Experimental Currency Units, unidades monetarias experimentales), respectivamente, para la sociedad

(representada por un fondo común repartido a partes iguales entre los participantes del experimento).

Una vez los participantes entregaron la hoja de respuestas, se realizó un sorteo para cada sujeto, en el cual cada uno de los 7 escenarios tenía la misma probabilidad de ser elegido. De esta manera se determinó el escenario que se le pagaría a cada participante y, dependiendo de su elección, se sumaba o no su contribución al medio ambiente. Por tanto, el pago que recibieron los sujetos al final del experimento estaba compuesto por dos elementos. El primero de ellos era la diferencia entre su dotación inicial y el precio del producto comprado en el escenario designado por la lotería, que constituye el excedente obtenido por la compra, es decir, su beneficio a corto plazo. El segundo, estaba representado por el reparto de la cantidad acumulada en el fondo común gracias a las contribuciones realizadas por aquellos consumidores que eligieron la variedad ecológica en lugar de la estándar y que suponía el disfrute de una mejora en el medio ambiente a largo plazo.

Para calcular el dinero que recibió cada uno de los participantes se aplicó un tipo de cambio de 1 peseta real por cada 10 pesetas experimentales (ExCUs). Sin embargo, 4 sujetos (2 en cada tratamiento) elegidos por sorteo al final de la sesión, recibieron la mesa real, es decir, parte de su beneficio era la propia mesa adquirida que correspondía a su elección en el escenario seleccionado por la lotería (ecológica o estándar), junto con la diferencia entre su presupuesto inicial y el precio del producto elegido, empleando un tipo de cambio 1/1 entre las pesetas reales y las experimentales. De este modo, por participar en el experimento se podía obtener un beneficio que oscilaba entre un máximo de 40.000 pesetas, en el escenario más favorable, y un mínimo de 1.300 pesetas .

A continuación se muestran los principales resultados que se obtuvieron del análisis de los datos del experimento. La Tabla 5.14 presenta los principales estadísticos descriptivos de la disposición a pagar del cuestionario y del experimento para cada uno de los tratamientos.

Tabla 5.14 Estadísticos descriptivos de la disposición a pagar en el cuestionario y experimento para los dos tratamientos (Camacho, 2002).

	Media	Desv. std.
Cuestionario₁	5,47	1,43
Experimento₁	5,32	1,33
Cuestionario₂	5,52	1,49
Experimento₂	5,22	1,26

A la vista de los datos obtenidos se observó que, como media, la disposición a pagar obtenida en el cuestionario es ligeramente superior a la del experimento para ambos tratamientos. En concreto, el 45.6% de los encuestados actuaron de forma totalmente coherente con sus preferencias declaradas inicialmente en el cuestionario, mientras que el 54.4% restante se desviaron de las mismas.

Por un lado, sabemos que en ambos tratamientos los sujetos con una alta WTP declarada revelan una WTP significativamente más baja en el experimento. Por otro lado, en el caso de un producto ecológico cuya contribución al medioambiente es mayor (tratamiento 2), las desviaciones respecto del comportamiento declarado se obtienen en sujetos con una WTP declarada baja.

En ambos tratamientos se cumple que en aquellos casos en los que la disposición a pagar era más elevada en el cuestionario, ésta era más baja en el experimento. En el tratamiento 2, además, se obtuvo que estas diferencias aparecían también para valores bajos de la disponibilidad a pagar en el cuestionario. Sin embargo, estas diferencias no son estadísticamente significativas, por lo que puede concluirse que existe una coherencia en las respuestas del cuestionario.

En cuanto a la influencia del valor de la externalidad sobre el medio ambiente, se obtuvo que tanto en el cuestionario como en el experimento no aparecían diferencias estadísticamente significativas entre ambos grupos.

5.7 CONCLUSIONES

En este capítulo se ha evaluado la percepción del consumidor por un producto adaptado para tener un mejor comportamiento ambiental. Para cada una de las alternativas de mejora propuestas en el capítulo anterior, se ha evaluado de forma cuantitativa el valor percibido por el consumidor en función de la disposición máxima a pagar que tiene por el producto en cuestión.

Conclusiones relativas a los resultados del cuestionario:

- En orden de importancia, las características más importantes que debería tener un producto *ecológico* son: que no contenga sustancias tóxicas/peligrosas, que su fabricación utilice procesos que minimicen la generación de residuos, que su diseño permita el reciclado del producto al finalizar su vida útil, que esté fabricado con materiales reciclados y/o reciclables y que minimice el consumo energético/combustible durante su fabricación.
- El comportamiento de las disposiciones a pagar es diferente para las cuestiones con diferenciación vertical y horizontal.

- En el caso de las cuestiones con diferenciación horizontal:
 - . Las respuestas están polarizadas; no existe una dependencia clara entre la disposición a pagar y el precio del producto.
 - . La ventaja ecológica no se ha percibido de igual forma entre los encuestados, y otros factores han influido en las respuestas.

- En el caso de las cuestiones con diferenciación vertical:
 - . Existe una clara dependencia entre la disposición a pagar y el precio del producto. La disposición a pagar disminuye conforme aumenta el precio del producto, aunque esta diferencia no es estadísticamente significativa.
 - . Entre 1 - 10% de las personas encuestadas prefieren la opción estándar del producto a la ecológica, aunque se ofrezca la segunda a un precio igual o inferior que la versión estándar.
 - . Entre 11 - 23% de las personas encuestadas están dispuestas a pagar más de un 35% extra por la versión ecológica del producto.
 - . Como media, las personas encuestadas están dispuestas a pagar más por un mueble ecológico fabricado con barnices y pinturas que no utilizan disolventes, seguido de un mueble que pueda desensamblarse, de uno en el que se ha optimizado energéticamente su proceso de fabricación y finalmente uno fabricado con tablero con bajo contenido en formaldehído.
 - . El precio de la versión ecológica que optimiza los beneficios de la empresa se encuentra en el rango 14% - 21% sobre el precio actual de la versión estándar.

- Relativo a los factores que influyen sobre la disposición a pagar:
 - . En promedio, la disposición a pagar es mayor en mujeres que hombres. Es mayor entre aquellas personas encuestadas con edad comprendida entre 35 y 45. Es mayor entre personas pertenecientes al sector del mueble que compradores. Es mayor en personas con estudios no universitarios que universitarios.

- . De las diferencias anteriores, estadísticamente sólo son significativas el sexo y la edad. Sin embargo, no puede concluirse que una interacción entre ellas sea significativa.

6 INTEGRACIÓN DEL REQUERIMIENTO AMBIENTAL EN EL COSTE DE UN PRODUCTO

6.1 INTRODUCCIÓN

Desde una perspectiva global de diseño sostenible de productos, el eco-diseño, además de crear productos optimizados desde el punto de vista ambiental no debe comprometer el resto de requerimientos que el consumidor evalúa a la hora de decidir su opción de compra. Aunque el requerimiento ambiental es importante, debe coexistir con todos los demás requerimientos y restricciones de un producto.

Según se ha descrito en el capítulo 2, un amplio rango de herramientas, desde simples indicadores hasta los más completos estudios de ACV, se han desarrollado para guiar al diseñador en el estudio del requerimiento ambiental. Pero como remarcan Luttrupp & Lagerstedt (1999), un problema común a todas ellas es que

analizan el requerimiento ambiental de forma aislada, sin estudiar su relación con el resto de requerimientos del producto.

La metodología ACV se ha definido en esta tesis como la herramienta más eficaz de ayuda a diseñadores y empresas a identificar oportunidades de mejora ambiental para sus productos y procesos. Sin embargo, las mejoras ambientales se enfrentan a menudo con los objetivos económicos de las empresas, por lo que es necesario estudiar con más detalle la integración de los resultados que se obtienen de un ACV con los costes de un producto.

En los últimos años se han desarrollado varias técnicas con el objetivo de completar la información ambiental de un producto con información relativa a sus costes. White *et al.* (1996) remarca que se está utilizando diferente nomenclatura para denominar técnicas con este objetivo común: Análisis del Coste Total (ACT o *Total Cost Assessment* o *Full Cost Assessment* o *Total Cost Accounting* –TCA) o Coste del Ciclo de Vida (CCV o *Life Cycle Costing* –LCC). Sin embargo, la principal diferencia entre ellas es que la metodología ACT se centra únicamente en el estudio de los costes de la compañía (también denominados costes internos), mientras que la metodología CCV considera, además, los costes que la sociedad debe soportar como consecuencia del impacto que produce el producto a lo largo de su ciclo de vida completo (también denominados costes externos o externalidades).

En este capítulo va a realizarse una revisión al concepto de coste de un producto desde la perspectiva que propone la metodología CCV, diferenciando claramente los costes que actualmente están incluidos en la contabilidad general de una empresa y aquellos que deberían contabilizarse por tener una repercusión sobre la sociedad, aunque sea a largo plazo. A continuación se presentarán las metodologías existentes que permiten integrar los resultados de un ACV con los costes de un producto.

A partir de la definición de coste del ciclo de vida de un producto se definirá el concepto de producto rentable y sostenible desde una perspectiva orientada hacia la empresa y hacia la sociedad en su conjunto, respectivamente. Esta definición de producto rentable y sostenible servirá de base para el establecimiento de una nueva metodología, denominada Modelo de Sostenibilidad, que pueda ser aplicado por las empresas como herramienta para el diseño sostenible de productos, y que permitirá la integración del requerimiento ambiental de un producto con los costes y expectativas del consumidor.

Finalmente se realizará una aplicación del modelo propuesto al diseño de mobiliario y se expondrán las principales conclusiones a las que se ha alcanzado en este capítulo.

6.2 COSTES DE UN PRODUCTO

Desde una perspectiva de ciclo de vida, los costes de un producto no se ciñen exclusivamente a los costes que actualmente contabiliza la compañía fabricante del producto. Como define Asiedu & Gu (1998), el coste del ciclo de vida de un producto consiste en un inventario de costes de la compañía, del usuario y de la sociedad desde su generación hasta su retirada final. Estos costes pueden clasificarse en categorías dependiendo de la etapa del ciclo de vida del producto, como muestra la Tabla 6.1.

Tabla 6.1 Clasificación de los costes del ciclo de vida por etapas e implicados. Adaptado de Alting (1993).

	Costes de la compañía	Costes del usuario	Costes de la sociedad
Diseño	Desarrollo Marketing		
Producción	Materia prima Energía Servicios auxiliares Salarios		Residuos Contaminación Daños sobre la salud
Uso	Transporte Almacenaje Desperfectos Servicio de garantía	Transporte Almacenaje Energía Materiales Mantenimiento	Embalajes Residuos Contaminación Daños sobre la salud
Retirada/Reciclaje		Retirada Reciclaje	Residuos Retirada Contaminación Daños sobre la salud

Pero una estructura más adecuada y general para clasificar los costes de un producto es su división en costes internos y externos, según muestra la Figura 6.1.

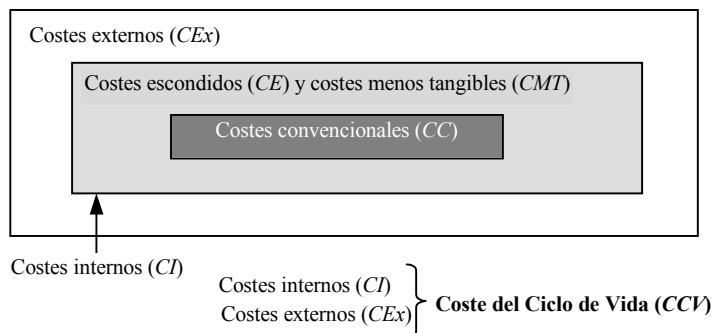


Figura 6.1 Clasificación de los costes de un producto. Adaptado de White *et al.* (1996).

Veamos en detalle qué incluye cada uno de estos costes según se describe en White *et al.* (1992 y 1996).

6.2.1 Costes internos

Los costes internos son costes de los cuales la compañía es responsable en un período de tiempo determinado. Se denominan también costes totales de la compañía y pueden clasificarse en:

- Costes convencionales o directos: costes de materia prima, fabricación, transporte, equipamiento, etc.
- Costes escondidos o indirectos: permisos, licencias, gestión de residuos en la propia empresa, operaciones de control de la contaminación, etc., que se contabilizan como costes generales en lugar de asignarlos directamente al producto o procesos.
- Costes menos tangibles: costes como consecuencia de la mejora de la imagen de la compañía y el producto y la calidad del producto, la mejora de la seguridad y salud de los trabajadores, etc. De forma análoga a los anteriores, estos costes se incluyen en la contabilidad de la empresa como gastos generales.

Como se ha anotado en la introducción, la metodología ACT estudia los costes internos de un producto, ampliando el concepto de coste convencional a otros costes que tratan de considerar los beneficios potenciales de la prevención de la contaminación y de otros proyectos relacionados con el medio ambiente.

White *et al.* (1992), Sharma & Weitz (1995) o Asiedu & Gu (1998) describen las técnicas actuales que pueden aplicarse para calcular estos costes internos de la compañía. Algunos ejemplos son los modelos paramétricos (basados en la predicción del coste de un producto a partir de regresiones de históricos o cualquier otra relación entre el coste y atributos mesurables del producto), los modelos de detalle (basados en la estimación del coste a partir de los tiempos de producción y cantidades de materia prima) o la metodología ABC (basada en la asignación de costes de un producto dependiendo de las actividades necesarias para su fabricación).

Un ejemplo de combinación de esta última metodología ABC con la metodología ACV es la que propone Hogan *et al.* (1997) y que denomina Gestión del Ciclo de Vida (Life Cycle Management –LCM). En ella se realiza una asignación de los costes considerados tradicionalmente como indirectos o generales a los productos o procesos en función de las actividades que crean la necesidad de su existencia.

6.2.2 Costes externos

Los costes externos son costes de los cuales la compañía no es responsable en un período de tiempo concreto, en el sentido de que no existe mercado ni regulación gubernamental que le asigne un coste. Por esta razón, son costes que, a pesar de ser reales, no se contabilizan en el cómputo de costes generados por un producto.

Según Shields & Young (1991) y Nasr & Varel (1997), estos costes se denominan también costes sociales, ya que recaen a largo plazo sobre el conjunto de la sociedad. Desde esta perspectiva social pueden diferenciarse dos tipos de costes:

- coste de retirada del producto, y
- coste del impacto ambiental.

Los costes de retirada del producto son costes que recaen sobre el consumidor y la sociedad al final la vida útil del producto. Los costes del impacto ambiental pueden clasificarse en:

- costes por la reducción de los recursos naturales,
- coste de los impactos sobre la salud humana,
- coste de los impactos ecológicos,
- coste de los impactos sobre infraestructuras y edificios,
- coste de los impactos sobre los cultivos, etc.

Puesto que todos ellos tienen una relación directa con costes ambientales, algunos autores utilizan la nomenclatura de eco-costes para referirse a ellos, aunque no siempre con el mismo significado. En este aspecto puede destacarse la definición de eco-costes de Kumaran *et al.* (2000) a partir de los siguientes costes:

- coste del control de emisiones al aire/agua,
- coste del tratamiento de las aguas residuales,
- coste de retirada de residuos,
- coste de implementación de sistemas de gestión medioambiental,
- coste de eco-tasas,
- coste de rehabilitación en caso de accidentes ambientales,
- coste de la energía, y
- coste de implantación de estrategias de reciclaje y reutilización.

Cada uno de estos costes los subdivide en costes más concretos, aunque en ningún momento especifica parámetros para su cálculo ni la forma de cuantificarlos.

Comparando esta clasificación con la propuesta inicialmente en la Figura 6.1, se observa que muchos de estos costes pueden considerarse como costes escondidos o menos tangibles (y por tanto, costes internos), ya que son costes que tiene la empresa en el momento de fabricar el producto, aunque por su naturaleza, son difíciles de asignar y suelen considerarse como costes generales. Por tanto, este autor cuando habla de eco-costes no se refiere puramente a costes externos, sino más bien a costes indirectos relacionados con la contaminación ambiental de los productos.

Entrando en el estudio de detalle de los costes externos, Vogtländer *et al.* (2002) destaca que la industria se está enfrentando progresivamente a la internalización de los costes ambientales. Esta internalización requiere de herramientas que permitan cuantificar los costes externos del producto. White *et al.* (1996) expone que existen principalmente tres razones por las cuales es necesario incorporar los costes externos en los sistemas de contabilidad de la empresa: anticiparse a la futura regulación de impactos que actualmente se consideran externos, aumentar la competitividad global de la empresa y realizar una contabilidad responsable de cara a inversores, clientes y público en general que espera que los costes ambientales se tengan en cuenta.

Pero como indica Shapiro (2001), a pesar de que los costes externos son costes reales, no es fácil realizar una rigurosa caracterización y cuantificación de los

mismos, ya que establecer un valor monetario de bienes para los cuales nunca ha existido un mercado es complicado. Las técnicas descritas en el apartado 5.2 de esta tesis son aplicables para conseguir este objetivo, siendo la valoración contingente la más utilizada.

Según Vogtländer & Bijma (2000) existen tres formas de medir los costes externos:

- Cuantificar del efecto negativo del daño generado por la contaminación (valoración del impacto).
- Cuantificar del esfuerzo requerido para prevenir el daño.
- Cuantificar el esfuerzo requerido para reparar el daño.

Aplicando la primera de las formas de medir los costes externos, Craighill & Powell (1996) recopilan las valoraciones económicas que diversas publicaciones han estimado para cuantificar los efectos negativos de la contaminación, cuyo resumen se muestra en la Tabla 6.2 y la Tabla 6.3, según:

- el daño producido por determinadas emisiones gaseosas, y
- el daño producido por el transporte a partir de la valoración económica de las víctimas como consecuencia de accidentes de tráfico y de la congestión de las carreteras.

Tabla 6.2 Valoración económica del daño producido por la contaminación atmosférica. Fuente: Craighill & Powell (1996).

Emisiones atmosféricas	CO ₂	0.40 pence/kg
	CO	0.60 pence/kg
	CH ₄	7.20 pence/kg
	SO ₂	258.40 pence/kg
	NO _x	127.00 pence/kg
	N ₂ O	61.40 pence/kg
	Partículas *	898.00 pence/kg

* Diámetro inferior a 10 micras.

Tabla 6.3 Valoración económica del daño producido por el transporte.
Fuente: Craighill & Powell (1996).

Víctimas transporte	Muerte	744060 £/muerte
	Daño serio	84260 £/daño
	Daño menor	6540 £/daño
Congestión carreteras	Autopista	0.26 pence/km
	Carretera no principal	12.30 pence /km
	Carretera rural	0.07 pence/km

Ampliando los costes externos producidos por el impacto del transporte, Quinet (1996) recopila los costes causados por el ruido del transporte en función del tonelaje transportado y la distancia recorrida. El resumen de los datos propuestos por diversas fuentes se muestra en la Tabla 6.4.

Tabla 6.4 Coste del ruido por unidad de tráfico (€/100Tmxkm). Fuente: Quinet (1996).

	tren	carretera	avión
€/100Tmxkm	0.12-0.13	0.11-0.19	2.3

Aplicando la segunda forma de cuantificación de los costes externos, Vogtländer & Bijma (2000) proponen un modelo de costes de prevención de la contaminación para diversas categorías de daño, según muestra la Tabla 6.5. Las categorías que utiliza son las mismas que las categorías de daño del método Eco-Indicador'95.

Tabla 6.5 Cuantificación de los costes de prevención de diversas categorías de daño. Fuente: Vogtländer & Bijma (2000).

Prevención de la acidificación	6.40 €/kg de SO _x equivalentes
Prevención de la eutrofización	3.05 €/kg de PO ₄ equivalentes
Prevención de los metales pesados	680.00 €/kg de Zn equivalentes
Prevención de cancerígenos	12.30 €/kg de PAH equivalentes
Prevención del smog de verano	50.00 €/kg de VOC equivalentes
Prevención del smog de invierno	12.30 €/kg de partículas equivalentes
Prevención del calentamiento global	0.114 €/kg de CO ₂ equivalentes

Ampliando los costes externos no únicamente a los causados por la contaminación, Vogtländer et al. (2001^a) considera como costes externos también los causados por el agotamiento de los recursos energéticos y materiales¹. En Vogtländer et al. (2001^a) puede consultarse el detalle de parámetros que considera en cada categoría de costes.

Desde una perspectiva de seguridad en el trabajo, Brandt & Fox (1997) estudian la incorporación de los daños que se producen sobre el trabajador como consecuencia de su exposición al ambiente de trabajo, aunque lo realizan de forma cualitativa y sin obtener valoraciones económicas que permitan incluir los coste de la prevención de la seguridad y salud como costes externos de un producto, por lo que no van a considerarse.

Enlazando con los métodos de valoración económica presentados en el capítulo 2, el método Tellus y el EPS'00 también realizan una estimación de costes relacionados con la contaminación. El primero de ellos establece el coste por el control para diversos contaminantes en unidades de \$/kg de contaminante, por lo que equivaldría al coste de prevención de la contaminación de la Tabla 6.5. Sin embargo, su última actualización corresponde al año 1992, por lo que son datos anticuados para realizar una evaluación conjunta de costes internos y externos. La base del método EPS es la determinación de la disposición a pagar de la sociedad por volver a un nivel de calidad ambiental determinado. Para cada contaminante se establece el coste que ello supondría en unidades de elu/kg (€/kg) de contaminante. Sin embargo, el objetivo que se persigue es asignarle un precio al daño causado por una emisión

¹ Ver más detalles de los eco-costes propuestos por Vogtländer *et al.* en el apartado 6.3.3.

realizada y no la evaluación de la disposición a pagar por reducirla, por lo que no es adecuado utilizar estos precios para determinar el coste externo de un producto.

En cuanto a los parámetros propuestos por Craighill & Powell (1996) en la Tabla 6.2 y Vogtländer & Bijma (2000) en la Tabla 6.5, se diferencian en que los primeros establecen un precio para los contaminantes en función del daño (impacto) que producen, mientras que los segundos establecen un precio en función de lo que costaría prevenir dicha emisión (similar al método Tellus y en menor medida al EPS'00). Ambas teorías coinciden en que estos costes no se están considerando actualmente en la contabilidad de la empresa como costes internos, pero los eco-costes que propone Vogtländer & Bijma. (2000) no son costes externos en el sentido utilizado en la clasificación que se está utilizando en esta tesis y mostrada en la Figura 6.1, por lo que son más adecuados los valores de la Tabla 6.2 y la Tabla 6.4 para sumar directamente costes internos y externos.

6.3 METODOLOGÍAS QUE COMBINAN EL ACV CON EL COSTE DE UN PRODUCTO

La integración del requerimiento ambiental en el diseño de productos ha cobrado interés en los últimos años. Algunos autores como Ehrenfeld (1997) o Westkämper *et al.* (2001) tratan el problema desde una perspectiva más descriptiva o filosófica que aplicada, destacando la necesidad e importancia de llevar a cabo dicha integración, pero sin llegar a dar medidas concretas para lograr dicho objetivo.

Un estudio realizado en cuatro empresas suecas que en mayor o menor medida incorporaban el eco-diseño en sus procesos, sirvió a Ritzén & Beskow (2001) para definir un conjunto de acciones necesarias para conseguir la integración del requerimiento ambiental a diferentes niveles de la empresa.

Otros estudios, como el de Nielsen & Wenzel (2002), se centran únicamente en la aplicación del ACV como criterio único para seleccionar el diseño conceptual óptimo. Pero un mayor interés se ha mostrado hacia la integración de los resultados del ACV con otros requerimientos considerados tradicionalmente por el consumidor, y principalmente con el coste del producto. A partir de esta idea, se han desarrollado diferentes técnicas que combinan metodologías de diseño tradicionales como el Despliegue de la Función de Calidad (QFD) o el Análisis de Valor (AV) con el ACV y el coste de un producto.

6.3.1 Metodologías basadas en el QFD

La metodología QFD fue desarrollado por Akao (1993). En ella participa un equipo multidisciplinar con el objetivo de diseñar o mejorar un producto desde una perspectiva orientada al consumidor, en la que sus requerimientos o expectativas se convierten en objetivos cuantificables, permitiendo la incorporación más rápida y segura del producto en el mercado (Shillito, 1994). La Casa de la calidad (*House of Quality –HoQ*) es el nervio central de la metodología QFD y su estructura se describe en detalle en Sivaloganathan & Evbuomwan (1997) o ReVell *et al.* (1998).

Tomando como base el QFD para incorporar las demandas del consumidor en el diseño de productos, pueden destacarse dos metodologías que combinan los resultados del impacto ambiental obtenidos mediante la aplicación del ACV y los costes de un producto.

Una de ellas es la QFD Ecológica (*GQFD-Green Quality Function Deployment*). Relaciona los requerimientos de calidad, impactos ambientales y costes de un producto durante la etapa de re-diseño del producto. Hasta conseguir este objetivo, la GQFD ha ido evolucionando con diferentes versiones. La primera versión (GQFD-I) fue propuesta por Cristofari *et al.* (1996) y únicamente combinaba los resultados de la matriz de la Casa de la Calidad con los obtenidos del ACV. El coste fue introducido en una segunda versión del modelo (GQFD-II), que fue desarrollada por Zhang *et al.* (1999) e incorpora la metodología CCV para evaluar los costes del ciclo de vida del producto. La GQFD-III (Mehta & Wang, 2001) incorpora la aplicación del método Eco-Indicador'99 en la realización del ACV y facilita la toma de decisión en el proceso de selección del mejor diseño conceptual mediante la aplicación de AHP (*Analytical Hierarchy Process*). Finalmente, una cuarta y última versión (GQFD-IV) ha sido presentada por Dong *et al.* (2002) e incorpora la aplicación de la lógica difusa (*FMAUT –Fuzzy Multi-Attribute Utility Theory*) para completar la información relativa al coste del ciclo de vida.

Se trata de una técnica de apoyo a la decisión durante el proceso de rediseño de un producto, ya que proporcionan la información necesaria para seleccionar el diseño conceptual óptimo desde tres puntos de vista: calidad, coste y medio ambiente. Para cada uno de los diseños alternativos obtiene tres valoraciones: mediante la aplicación del QFD obtiene una valoración de la calidad o del cumplimiento de las expectativas del consumidor, mediante la aplicación de la metodología ACV obtiene una puntuación en unidades del Eco-Indicador'99 del impacto ambiental potencial de cada alternativa, y mediante el estudio de los costes internos en que debería incurrir la compañía para cada alternativa, obtiene el coste de cada uno de los posible diseños. En el tratamiento que hace del coste del producto, a pesar de que lo denomina CCV, no llega a considerar los costes externos tal como se ha definido en el apartado 6.2, sino que considera únicamente los costes internos de la compañía, sin mencionar en ningún momento los costes en que incurre el producto sobre la

sociedad. Aplicando un método de decisión multicriterio, selecciona finalmente la alternativa óptima.

Hanssen *et al.* (1996) propone un método diferente para el desarrollo sostenible de productos en el que, a partir de la estructura del producto, estudia los requerimientos del cliente, el coste y el perfil ambiental considerando todas las etapas del ciclo de vida, mediante la aplicación del QFD, ACV y CCV. A partir de los resultados del ACV define las opciones de mejora del producto desde el punto de vista ambiental y propone diferentes alternativas que verifiquen estas opciones de mejora. Finalmente, selecciona aquellas alternativas que cumplen los objetivos de mejora ambiental sin interferir con las expectativas del consumidor y evalúa de forma cualitativa aquellas mejoras que producen una reducción del CCV. Al igual que con la G-QFD, este autor habla de CCV sin considerar los costes externos del producto. Esta metodología ha sido aplicada a seis proyectos diferentes, cuyos resultados se presentaron en Hanssen (1999).

6.3.2 Metodologías basadas en el Análisis de Valor

Otro rango de métodos que se han desarrollado para el estudio de los costes del producto, tanto económicos como ambientales, se basan en la metodología de Análisis de Valor (AV). El AV es un método para diseñar o rediseñar un producto de forma que asegure con mínimo coste, todas las funciones que el cliente desea y está dispuesto a pagar, y únicamente éstas. Fue originalmente desarrollada por Miles en General Electric alrededor de 1947 como una técnica de mejora de los métodos de reducción de costes (Miles, 1972). Pero su orientación ha sufrido una evolución, que ha pasado de tener un enfoque en el que el *valor* del producto se concebía como reducción de costes de producción, hacia un enfoque orientado hacia el consumidor en el que el *valor* se concibe como la aceptación del producto por parte del consumidor

Dentro de este último enfoque cabe destacar los trabajos desarrollados por Snodgrass dentro de la ingeniería de valor orientada al consumidor (COVE –*Customer-Oriented Value Engineering*). Snodgrass & Jones (1979) propone una metodología que permite asignar costes, consumos energéticos y valoraciones del usuario a las funciones de un producto (obtenidas mediante el correspondiente diagrama FAST (*Functional Analysis System Technique*)) (Snodgrass & Kasi, 1986), con el objeto de optimizar el diseño de un producto.

Pero la inicial consideración de consumos energéticos y valoraciones del usuario ha ido ampliándose poco a poco hacia una perspectiva social que incluye tanto el ciclo de vida del producto, como conceptos nuevos como medio ambiente (Sato & Watanabe, 1994).

Las primeras aplicaciones del análisis de valor al campo del medioambiente se centran en el estudio de las funciones de instalaciones de control de la contaminación (instalaciones de tratamiento de aguas, tratamiento de residuos peligrosos, etc.) y sus costes, sin entrar en el estudio del factor ambiental de cada una de ellas (Meng, 1995). Un ejemplo de aplicación a una planta de tratamiento de agua residual puede consultarse en Obeid (1996).

Pero uno de los primeros autores que relaciona directamente el análisis de valor con el análisis del ciclo de vida ha sido Koizumi (1995). Destaca que para crear un producto con valor ambiental debe mantenerse la función original del producto, aunque se modifiquen sus costes. Propone como herramienta para el estudio del comportamiento ambiental del producto la metodología ACV, pero no llega a realizar ninguna aplicación a productos ni propone la forma de relacionar el ACV con el análisis de valor. Como conclusión deja ver que éste constituye un nuevo campo de aplicación del análisis de valor.

Raynolds *et al.* (1997) presenta una metodología concreta de ayuda a la decisión considerando aspectos ambientales y socioeconómicos, aunque indica que es flexible para la futura incorporación de aspectos como el análisis de riesgos, técnicas de modelado de la contaminación o indicadores ambientales. A esta nueva metodología la denomina Análisis del valor del ciclo de vida (*Life Cycle Value Assessment –LCVA*) como resultado de una modificación de la metodología ACV, y realiza una aplicación a la selección de alternativas de combustibles para el transporte. Los indicadores ambientales se obtienen a partir del ACV de las alternativas (el detalle de las categorías de impacto y contaminantes considerados en el estudio puede consultarse en Raynolds *et al.* (1997) y los indicadores socioeconómicos para el caso de aplicación son: número de años de empleo generado durante el ciclo de vida, precio de venta del combustible por unidad de volumen y unidad de energía y coste por kilómetro recorrido. Aún así, no queda claro en este trabajo la forma de relacionar estos indicadores social y ambiental.

6.3.3 Otras metodologías

Existe otro grupo de metodologías que no consideran como base ninguna metodología de diseño tradicional.

Una de ellas, a pesar de utilizar el término valor en su denominación, no se refiere al concepto clásico de valor de la metodología AV descrito en el apartado 6.3.2. Vogtländer *et al.* (2001^a) propone el Modelo de Eco-coste/Valor (*Eco-cost/Value Model*), cuya idea básica es relacionar el valor de un producto con sus eco-costes mediante un ratio denominado EVR (*Eco-cost/Value Ratio*), según la siguiente ecuación:

$$EVR = \frac{eco - coste}{valor}$$

donde los eco-costes² se definen en función de los siguientes costes:

- coste virtual de prevención de la contaminación⁹⁹ (según los parámetros de la Tabla 6.5),
- eco-coste de la energía, que se cuantifican como el coste de la energía renovable que debe remplazar al combustible fósil utilizado actualmente
- coste de agotamiento de recursos materiales, que se cuantifica en función del precio de mercado del material agotado, dependiendo de su grado de reciclaje
- eco-coste de depreciación de equipos, edificios, etc. y
- eco-coste de la mano de obra

y el valor se define como el precio de venta del producto:

$$valor = \sum \text{costes} + \sum \text{tasas} + \sum \text{beneficios}$$

Un valor bajo del ratio EVR representa que el producto es adecuado para su uso en una futura sociedad sostenible. Valores altos del EVR implican que no existe un mercado futuro para el producto.

La aplicación de este modelo como apoyo al proceso de toma de decisión se presenta en Vogtländer *et al.* (2001^b) como una modificación de la Rueda de las estrategias de diseño (aplicada al modelo EVR: Rueda del valor y eco-coste (*The Eco-Costs & Values Wheel –EV Wheel*)).

Finalmente, pueden comentarse otras dos metodologías que esboza Norris (2001) como herramientas para integrar el CCV y el ACV. La primera de ellas es el software PTLaser, que permite realizar una estimación de los costes ambientales y económicos de las alternativas a un producto. Más información sobre los modelos de estimación de costes que utiliza puede consultarse en Sylvatica (2000). La segunda es TCAM (*Total Cost Assessment Methodology*), que propone unos pasos generales para evaluar un producto desde una perspectiva global de ciclo de vida y teniendo en cuenta aspectos ambientales (ACV) y económicos (ACT), aunque no deja clara la forma de relacionar ambos resultados (CWRT, 1999).

² Consultar el apartado 6.2.2 y Vogtländer & Bijma (2000) y Vogtländer *et al.* (2000^b) para ver los parámetros que permiten estimar los costes considerados como eco-costes.

6.4 MODELO DE SOSTENIBILIDAD

Como se ha apuntado en la introducción, el desarrollo y comercialización de productos mejorados desde el punto de vista ambiental se enfrenta a menudo con los objetivos económicos de las empresas, por lo que es necesario integrar estos dos requerimientos ampliando el concepto de sostenibilidad de un producto no sólo al criterio ambiental, sino también al económico tanto para la empresa como para la sociedad y el consumidor.

Siguiendo con el planteamiento presentado durante la tesis y el concepto de coste del ciclo de vida de un producto del apartado 6.2, se ha propuesto una metodología como herramienta de ayuda a la decisión durante el diseño de productos optimizados desde el punto de vista ambiental. Este modelo combina las técnicas de ACV, CCV y valoración contingente, para evaluar el requerimiento ambiental de un producto junto con su valoración económica a lo largo de su ciclo de vida completo y la disposición a pagar de los consumidores.

En esta primera propuesta, el modelo no se ha combinado con metodologías de diseño tradicionales (QFD, AV, AMFE, etc.), ya que como refleja el estudio de Ezcurdia *et al.* (1999) en sus conclusiones relativas al uso de herramientas metodológicas en empresas industriales navarras, todavía no están implantadas como herramientas de uso habitual por los departamentos de diseño de productos. En los últimos años ha habido intentos de fomentar el uso de estas metodologías en PYMES. Destaca el Instituto de Biomecánica de Valencia (IBV), que ha participado en la realización de varios proyectos, principalmente aplicados al sector del mueble, cuyo objetivo ha sido el asesoramiento a PYMES en el desarrollo de productos orientados al usuario. Las principales técnicas aplicadas las presentaron en la publicación de Page *et al.* (2001), donde realizan una aplicación combinada de la metodología QFD y AV a una silla de pala, siguiendo los pasos esbozados inicialmente en IBV (1999).

Esta primera aproximación del Modelo de Sostenibilidad se basa principalmente en la integración del requerimiento ambiental con el estudio del coste del producto, por ser uno de los principales aspectos que evalúa actualmente tanto por la empresa como el consumidor.

Previo a la presentación del modelo propuesto, que permite la integración del requerimiento ambiental de un producto con su coste y la disposición a pagar del consumidor, es necesario definir el concepto de sostenibilidad en que se basa el modelo.

6.4.1 Concepto de sostenibilidad

El coste de un producto ha sido estudiado en el apartado 6.2, y se ha visto la necesidad de evaluar tanto los costes internos (o costes de la compañía, CI) como los costes externos (o costes que debe soportar la sociedad, CEx).

$$CCV = CI + CEx$$

En cuanto a la disposición a pagar del consumidor por un producto que incorpora ciertas ventajas ambientales, se da una situación similar. Dependiendo de la perspectiva, compañía fabricante del producto o sociedad, puede definirse una disposición a pagar diferente para cada una de ellas, según:

$$WTP = WTP_1 + WTP_2$$

donde:

WTP es la disposición a pagar a lo largo del ciclo de vida del producto.

WTP_1 es la disposición a pagar por el producto (valoración que se ha obtenido mediante el cuestionario del capítulo 5).

WTP_2 es la disposición a pagar para cubrir las externalidades del producto, que se traducen en tasas relacionadas con temas ambientales.

A partir de estas definiciones, veamos qué debe cumplir un producto ecológico para que sea sostenible desde las dos perspectivas, empresa y sociedad.

6.4.1.1 Desde la perspectiva de la empresa

El objetivo de cualquier empresa que decide fabricar un producto ecológico, es maximizar los beneficios que obtendrá con su venta, de forma que éstos sean iguales o superiores a los que obtiene vendiendo el producto original.

Por tanto, desde el punto de vista de producto rentable para la empresa, la condición mínima que debe cumplir el nuevo producto ecológico es que la disposición a pagar (WTP_1) del consumidor por ella sea superior al coste en que incurre la empresa para poder producirla (que utilizando la nomenclatura del apartado 6.2 corresponde a los costes internos (CI)). Es decir, inicialmente debe cumplirse la siguiente relación:

$$WTP_1 > CI$$

Este caso correspondería al extremo en que el comprador no estuviera dispuesto a pagar por los costes externos del producto.

En un sentido más amplio y teniendo en cuenta que un producto en el mercado soporta además unos impuestos, para que la empresa finalmente consiga su objetivo debe cumplirse que:

$$WTP_1 \geq P$$

$$P = CI + B_b$$

donde:

P es el precio de mercado del producto, siendo:

B_b son los beneficios brutos que espera obtener la empresa, siendo $B_b = B_n + I$, donde B_n son los beneficios netos e I los impuestos que soporta cualquier producto en el mercado.

El hecho de que se obtenga un beneficio máximo por cada unidad vendida es función de la diferencia entre el precio que esté dispuesto a pagar el consumidor por la versión ecológica del producto y el coste que debe soportar la empresa por producirlo. Para cada unidad vendida, la condición de sostenibilidad desde el enfoque de la empresa puede expresarse según:

$$\text{máx}\{B_b\} = \text{máx}\{WTP_1 - CI\} \quad (6.1)$$

En el capítulo 5 de la tesis se ha obtenido la disposición a pagar máxima que tienen los compradores por un producto que incorpora ciertas ventajas ambientales, y se ha visto que es posible determinar el precio de la versión ecológica que maximiza los beneficios de la empresa. En el caso de aplicación al sector del mueble se ha obtenido que el precio de la versión ecológica que optimiza los beneficios de la empresa debe incrementarse en un 14-21% sobre el precio de venta del producto original, dependiendo de la mejora incorporada. Por tanto, al ser el CI una constante para cada alternativa ecológica, el máximo beneficio para la empresa se obtendrá para las disposiciones ya calculadas.

6.4.1.2 Desde la perspectiva de la sociedad

Ampliando el concepto de sostenibilidad definido para una empresa al conjunto global de la sociedad, la relación de la ecuación (6.1) no es suficiente para valorar si un producto ecológico es sostenible o no, puesto que en ella no se han considerado los costes externos que provoca, ni la evaluación ambiental de la alternativa ecológica con respecto al producto inicial.

Desde esta perspectiva, para que un producto ecológico sea sostenible debe cumplir que la disposición a pagar del consumidor (WTP) sea igual o superior al coste del ciclo de vida (CCV) del producto. Por tanto, si definimos un parámetro de

sostenibilidad (S) como la diferencia entre la WTP y el CCV , para que el producto sea sostenible deberá cumplirse que:

$$S = WTP - CCV \geq 0 \quad (6.2)$$

Además, desde el punto de vista puramente ambiental, las alternativas ecológicas de un producto deberán cumplir que su impacto ambiental sea inferior al del producto original. Para que se dé esta situación, la variación del impacto ambiental de la alternativa ecológica con respecto al diseño original, debe ser negativa, según la siguiente expresión:

$$\%A = \frac{ACV_A - ACV_0}{ACV_0} \cdot 100 < 0 \quad (6.3)$$

donde:

- . $\%A$ es la variación del impacto ambiental de la alternativa ecológica, con respecto al diseño original.
- . ACV_A es el valor del indicador del impacto de la alternativa ecológica que se propone, obtenido mediante la aplicación de la metodología ACV.
- . ACV_0 es el valor del indicador del impacto del diseño original, obtenido mediante la aplicación de la metodología ACV.

6.4.2 Descripción del modelo

A partir de la definición de producto sostenible del apartado 6.4.1, y de los resultados de la evaluación del impacto ambiental mediante la aplicación de la metodología ACV del capítulo 4 y de los valores de la disposición a pagar que el consumidor tiene por un producto que incorpora ciertas mejoras ambientales del capítulo 5, se propone una metodología que permite la integración de todos ellos.

El Modelo de Sostenibilidad propuesto es el mostrado en la Figura 6.2.

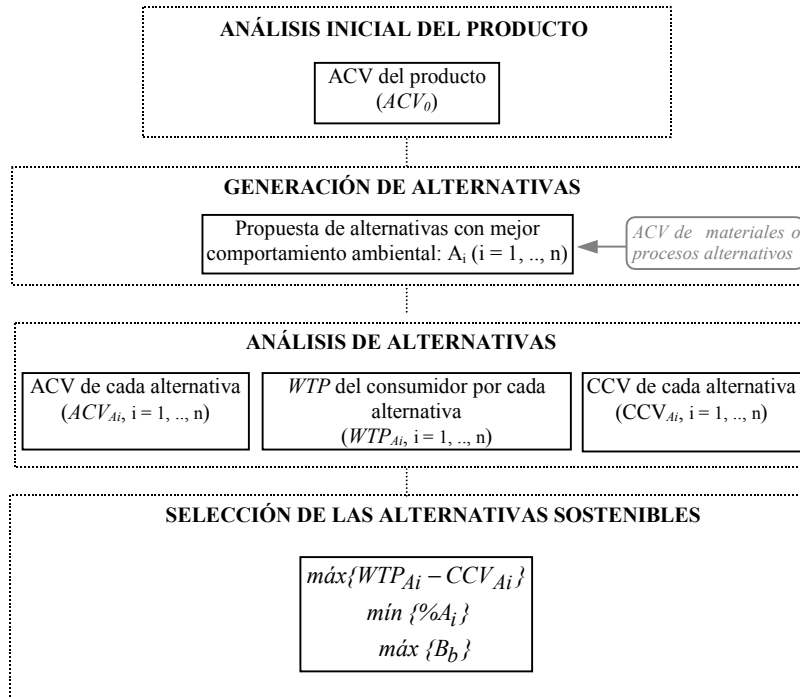


Figura 6.2 Esquema de la metodología propuesta para incorporar el requerimiento ambiental en el diseño de productos.

Este modelo no pretende ser una *receta* para el diseño de productos sostenibles, sino que define unas etapas generales a seguir para lograr dicho objetivo. Es aplicable a cualquier producto o sistema, aunque requiere una etapa de búsqueda de información adaptada al producto o sistema objeto de estudio.

6.4.2.1 Etapa I: Análisis ambiental inicial del producto

El objetivo de esta etapa es realizar un estudio del perfil ecológico inicial del producto, con el fin de identificar aquellas partes o etapas de su ciclo de vida que presentan un peor comportamiento ambiental. El cálculo del coste ambiental ha sido estudiado en profundidad en los capítulos 3 y 4 de esta tesis, por lo que a modo de resumen, los pasos necesarios para completar el perfil ecológico del producto son:

- Definición de la estructura del producto a lo largo de su ciclo de vida completo.

- Realización de un inventario del ciclo de vida de todos los componentes de la estructura del producto.
- Análisis del ciclo de vida del producto siguiendo los pasos propuestos por la SETAC: definición del alcance del estudio y la unidad funcional, análisis de inventario, análisis del impacto e interpretación de los resultados.

Como resultado de esta etapa se obtiene el impacto ambiental del producto evaluado en unidades de un indicador ambiental, dependiendo del método de evaluación del impacto aplicado (ACV_0). Aquellos componentes o etapas con un valor del indicador más elevado se identifican como objetivos prioritarios de mejora ambiental.

6.4.2.2 Etapa II: Generación de alternativas

Una vez identificados los componentes o etapas del ciclo de vida objeto a mejorar desde el punto de vista ambiental, el siguiente paso es definir alternativas de mejora. Para ello, es necesario disponer de la información ambiental de productos similares y de materiales/procesos alternativos a los utilizados en el diseño inicial, que satisfagan su misma función. Este aspecto ha sido tratado en el capítulo 3, por lo que a modo de resumen, los pasos a seguir para completar esta etapa son:

- Estudio del ciclo de vida de materiales/procesos que realicen la misma función que los componentes identificados como objetivos de mejora.
- Generación de alternativas más ecológicas del producto por sustitución de los componentes, procesos o materiales objetivos, por otros con un menor impacto ambiental.

Como resultado de esta etapa se obtiene una propuesta de alternativas que mejoran el comportamiento ambiental inicial del producto (Ai_i , siendo $i = 1, \dots, n$, el número de alternativas generadas).

6.4.2.3 Etapa III: Análisis de las alternativas

En esta etapa se analiza cada una de las alternativas desde tres puntos de vista diferentes: el coste, tanto ambiental como económico, y la percepción del consumidor.

Análisis de las alternativas desde una perspectiva ambiental

El objetivo es cuantificar la mejora ambiental que supone cada una de las alternativas generadas en la etapa anterior. A partir del análisis del ciclo de vida de las alternativas generadas (ACV_{Ai}) se obtiene un nuevo indicador ambiental para cada una de ellas. La mejora ambiental de cada una de las alternativas se cuantifica como porcentaje de reducción del impacto ambiental con respecto a la situación inicial, según proponía la ecuación (6.3):

$$\%Ai = \frac{ACV_{Ai} - ACV_0}{ACV_0} \times 100$$

Análisis de las alternativas desde una perspectiva económica

Siguiendo la clasificación mostrada en el apartado 6.2 para establecer los coste de un producto a lo largo de su ciclo de vida, el coste total de un producto puede definirse como:

$$CCV = CI + CEx = \left\{ \sum CC_i + \sum CE_j + \sum CMT_k \right\} + \sum CEx_l$$

donde:

CI son los costes internos del producto o costes de la compañía, clasificados en:

- CC_i : costes convencionales a lo largo del ciclo de vida del producto, que pueden dividirse en:
 - CC_1 : coste de adquisición de las materias primas, que incluye el coste de los materiales y su transporte hasta la empresa fabricante del producto final.
 - CC_2 : coste de fabricación del producto, que incluye el coste de todas las operaciones de transformación de la materia prima hasta convertirse en producto acabado.
 - CC_3 : coste de distribución, que incluye el coste del transporte del producto acabado desde el centro de producción hasta los destinos de venta o utilización.
- CE_j son costes escondidos o indirectos:
 - CE_1 : costes de mano de obra indirecta durante la fabricación del producto.
 - CE_2 : coste de implantación de sistemas de control de la contaminación, coste del tratamiento de las aguas residuales,

coste de retirada de residuos del propio proceso productivo, coste del tratamiento de residuos tóxicos o peligrosos por empresas autorizadas, coste de eco-tasas (p.e.: canon de saneamiento o tasa de recogida de residuos asimilables a urbanos).

- CMT_k son costes menos tangibles, principalmente de la empresa, que engloban los costes de mejora de imagen y calidad de la empresa y el producto.

CEX_l son costes externos que repercuten sobre la sociedad:

- CCx_1 : coste de utilización/mantenimiento del producto, que considera los costes de los recursos necesarios durante la vida útil del producto.
- CEx_2 : coste de retirada del producto al finalizar su vida útil, que incluye el coste de transporte y la gestión del residuo que genera mediante el pago de la correspondiente tasa de recogida de residuos urbanos.
- CEx_3 es el coste externo provocado por la contaminación, según la Tabla 6.2.
- CEx_4 es el coste externo provocado por el transporte, calculado como suma de los siguientes costes:
 - . Coste de los accidentes de tráfico, según la Tabla 6.2.
 - . Coste de la congestión de las carreteras, según la Tabla 6.2.
 - . Coste del ruido causado, según la Tabla 6.4.

Como resultado de la suma de todos estos costes se obtiene el coste del ciclo de vida de cada una de las alternativas de mejora ambiental (CCV_{Ai}).

Análisis de las alternativas desde la perspectiva del consumidor

El objetivo de cualquier producto es que sea comprado en el mercado, y el objetivo de cualquier comprador es que el producto satisfaga sus necesidades. Por tanto, para integrar el requerimiento ambiental en el conjunto de requerimientos que valora el consumidor, es necesario considerar su opinión durante la etapa de análisis de las alternativas de mejora ambiental.

La medida de la disposición a pagar que el consumidor otorga a un producto (WTP_i) es una forma de cuantificar el precio máximo que está dispuesto a pagar por él. Cuanto mayor sea el grado de satisfacción de sus expectativas, mayor cantidad de

dinero estará dispuesto a pagar por él y viceversa. Aplicando la metodología para determinar las disposiciones a pagar por un producto que incorpora ciertas ventajas ambientales que se ha descrito en detalle en el capítulo 5, se obtiene la disposición a pagar que el consumidor otorga a cada alternativa de mejora ambiental ($WTP_{1(Ai)}$).

De forma análoga podría obtenerse la disposición a pagar que tiene para cubrir las externalidades de un producto y obtener ($WTP_{2(Ai)}$).

La suma de ambas disposiciones equivale a la disposición a pagar total por cada alternativa ambiental (WTP_{Ai}).

6.4.2.4 Etapa IV: Selección de las alternativas sostenibles

Siguiendo el concepto de sostenibilidad presentado en el apartado 6.4, la evaluación de las alternativas de mejora ambiental se realizará en función de los criterios definidos por las ecuaciones (6.1), (6.2) y (6.3).

Desde este enfoque se proponen los siguientes pasos para la selección de las alternativas que presentan un comportamiento sostenible:

- Obtención de la condición de rentabilidad para la empresa, que implica obtener el máximo beneficio bruto (B_b) como resultado de la venta de la versión ecológica del producto, que implica maximizar la diferencia entre la disposición a pagar del consumidor por ella (WTP_i) y el coste en que incurre la empresa por fabricarla (CI).
- Obtención de las condiciones de sostenibilidad para la sociedad, que implica:
 - Determinar el valor del parámetro S_{Ai} , cuantificado mediante la ecuación (6.2) como la diferencia entre la disposición a pagar total del consumidor por la alternativa ecológica del producto (WTP_{Ai}) y el coste durante su ciclo de vida (CCV_{Ai}).
 - Determinar el porcentaje de reducción del impacto de cada alternativa ($\%A_i$) según se ha descrito en el apartado 6.4.2.3 y la ecuación (6.3).

A modo de resumen, la selección de las alternativas sostenibles se realiza en base al siguiente criterio:

$$\text{Alternativas sostenibles} = A_i \begin{cases} \text{máx} \{B_b\} \\ \text{máx} \{S_{Ai}\} \\ \text{mín} \{\%A_i\} \end{cases}$$

Es decir, aquellas alternativas para las que el consumidor esté dispuesto a pagar una cantidad más elevada con respecto al coste interno y de su ciclo de vida, y que además produzcan una reducción del impacto mayor, serán aquellas alternativas que puedan calificarse como sostenibles.

6.5 APLICACIÓN DEL MODELO DE SOSTENIBILIDAD AL DISEÑO DE MOBILIARIO

En este apartado va a aplicarse la metodología propuesta a los modelos de mesas M1 y M2 analizados en el capítulo 4.

6.5.1 Etapa I: Análisis inicial ambiental del producto

El análisis inicial del producto desde el punto de vista ambiental ha sido estudiado en profundidad en el capítulo 4, por lo que únicamente se hará referencia a los resultados obtenidos. Los valores globales de los indicadores ambientales calculados para cada uno de los métodos de evaluación del impacto a los modelos M1 y M2 se han mostrado en la Tabla 4.4. Para cada uno de los componentes del producto se ha identificado cuáles eran los puntos de mejora como aquellos con una mayor contribución al impacto global (ver Figura 4.9 y Figura 4.10).

6.5.2 Etapa II: Generación de alternativas

A partir de los resultados anteriores y del análisis del inventario del ciclo de vida de los materiales y procesos característicos del ciclo de vida del capítulo 3, se han propuesto en el capítulo 4 mejoras para cada uno de los modelos. Considerando algunas de las mejoras propuestas, se han generado varias alternativas al diseño inicial del producto:

- Alternativa A₁: Sustitución del tablero de partículas estándar por otro equivalente con bajo contenido en formaldehído.
- Alternativa A₂: Sustitución del canto de PVC por canto de melamina.
- Alternativa A₃: Sustitución del embalaje de cartón por otro retráctil con refuerzos puntuales.
- Alternativa A₄: Sustitución de la pintura con base disolvente para el acabado de superficie metálica por pintura en polvo.

6.5.3 Etapa III: Análisis de alternativas

En esta etapa, cada una de las alternativas propuestas va a analizarse desde tres perspectivas diferentes: coste ambiental, coste económico y percepción del consumidor mediante la aplicación de las metodologías de ACV, CCV y valoración contingente, respectivamente.

6.5.3.1 Cálculo del ACV de las alternativas

De la aplicación de la metodología ACV a cada una de las alternativas se han obtenido los porcentajes de mejora del coste ambiental calculados en el capítulo 4 y mostrados de forma resumida en la Tabla 6.6 para cada uno de los métodos de evaluación del impacto, mediante la aplicación de la ecuación (6.3).

Tabla 6.6 Porcentajes de reducción del impacto ambiental con respecto al diseño original (%).

	A ₁		A ₂		A ₃		A ₄
	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M2
EI'95	-0.3	-0.2	-6.1	-1.1	-1.3	-0.5	-0.3
EI'99	-1.8	-1.2	-7.4	-1.6	-2.8	-0.9	-0.03
EPS'00	-3.8	-2.3	-5.1	-1.1	-3.5	-1.1	-0.4
Tellus	-0.1	-0.1	-5.8	-1.4	-0.6	-0.4	-0.4

6.5.3.2 Cálculo del CCV de las alternativas

Para el cálculo del coste del ciclo de vida de cada una de las alternativas de mejora ambiental (CCV_{Ai}) se han considerado los costes internos y externos, según se ha descrito en el apartado :

En cuanto a los costes internos (CI) se ha considerado que se componen de:

- Costes convencionales³ (CC):

³ No se muestra el detalle de los costes convencionales, por confidencialidad de la información suministrada por la empresa.

- . CC_1 : el coste de las materias primas se ha cuantificado a partir de los datos reales de los escandallos de cada uno de los componentes suministrados por la empresa fabricante.
 - . CC_2 : los costes de producción se han cuantificado a partir de los tiempos de operación que requiere cada uno de los componentes del producto y del coste de cada operación por unidad de tiempo.
 - . CC_3 : los costes de distribución del producto acabado se han estimado como porcentaje del total de costes convencionales (3% según recomendación de la empresa).
- Costes escondidos o indirectos (CE) y costes menos tangible (CMT), se consideran los mismos costes para todas las alternativas e igual a los costes que la empresa estima para el producto según el diseño actual.

La Tabla 6.7 muestra el total de los costes internos para cada alternativa.

Tabla 6.7 Costes internos para cada alternativa (€).

	A ₁		A ₂		A ₃		A ₄
	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M2
CI	92.86	138.17	84.02	134.70	85.92	135.58	137.27

En cuanto a los costes externos (CEx) se ha considerado que se componen de:

- CEx_1 es el coste de retirada del producto acabado como voluminoso desde el punto de finalización de su vida útil hasta el vertedero, y su gestión en el vertedero como residuo sólido urbano. Para estimar el coste de la retirada se han obtenido los datos de la empresa encargada de la recogida y gestión de este tipo de residuos en Castellón. El coste por tonelada recogida y tratada es el mostrado en la Tabla 6.8.

Tabla 6.8 Coste por tonelada de residuo recogida y tratada.

	€/Tm
Recogida	153.26
Tratamiento	21.64
TOTAL	174.90

El detalle de los costes para cada alternativa se muestra en la Tabla 6.9.

Tabla 6.9 Coste externo provocado por la gestión del residuo del producto al finalizar su vida útil (€).

	A ₁		A ₂		A ₃		A ₄
	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M2
CE_{x1}	11.22	7.94	11.05	7.92	10.20	7.40	7.94

- CE_{x2} es el coste externo provocado por la contaminación, según los datos de la Tabla 6.2. La Tabla 6.10 muestra el valor para cada alternativa de cada uno de los modelos de mesas.

Tabla 6.10 Costes externos provocados por la contaminación atmosférica (€).

	A ₁		A ₂		A ₃		A ₄
	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M2
CE_{x2}	2.41	3.16	2.29	3.12	2.39	3.14	3.15

- CE_{x3} es el coste externo provocado por el transporte, calculado como suma del coste de la congestión de las carreteras (Tabla 6.2) y coste del ruido (Tabla 6.4). La Tabla 6.11 muestra los resultados para cada alternativa y modelo de mesa.

Tabla 6.11 Costes externos provocados por el transporte (CE_{x3} en €).

	M1	M2
Congestión	10.6	10.6
Ruido	0.10	0.08

Agrupando todos los costes calculados, se obtiene el coste del ciclo de vida de cada alternativa, cuyos resultados se muestran en la Tabla 6.12.

Tabla 6.12 Costes del ciclo de vida de cada alternativa (€).

	A ₁		A ₂		A ₃		A ₄
	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M2
CCV	117.19	159.95	108.06	156.42	109.21	156.80	159.04

6.5.3.3 Cálculo de la WTP de las alternativas

En el capítulo 5 se ha obtenido cuál es la disposición a pagar del consumidor por un producto que incorpora diferentes mejoras ambientales ($WTP_{I(A_i)}$). Se ha visto que esta disposición a pagar tiene una clara dependencia con el precio del producto en el caso de cuestiones que presentan un comportamiento con diferenciación vertical. En concreto, para las alternativas de mejora A_1 y A_4 (correspondientes a las preguntas del cuestionario C1 y C4, respectivamente) se ha obtenido la curva de demanda de un producto fabricado con tablero de partículas con bajo contenido en formaldehído y de un producto cuyas partes metálicas están tratadas con pintura en polvo, respectivamente. La Figura 6.3 muestra el detalle de la curva de aceptación para estas dos alternativas.

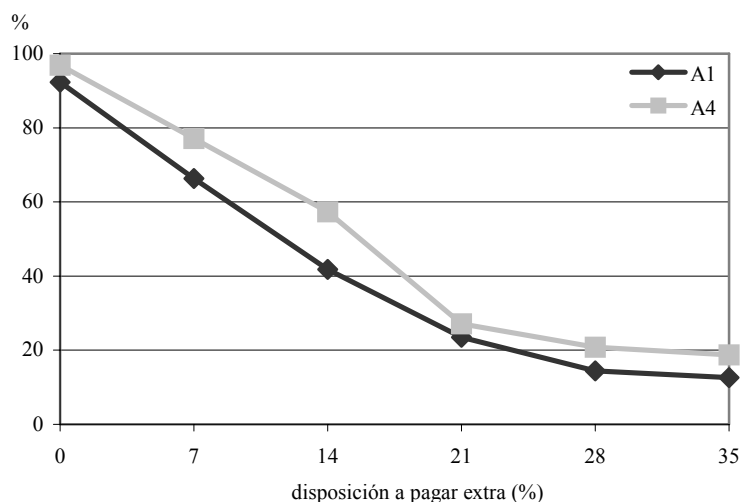


Figura 6.3 Curva de demanda para las alternativas A_1 y A_4 .

Aplicando los CCV de cada alternativa obtenidos en la Tabla 6.12 a las curvas de la Figura 6.3, se obtiene que los porcentajes de aceptación de las alternativas A_1 y A_4 son los mostrados en la Tabla 6.13.

Para las alternativas que presentan diferenciación horizontal se ha visto en el capítulo 5 que no existe una clara dependencia de la disposición a pagar en función de los incrementos de precio sobre el precio del producto inicial. Aún así, a partir del análisis de los histogramas de la Figura 5.9 y Figura 5.10 pueden obtenerse los porcentajes de aceptación de las alternativas, considerando que el único factor influyente es el precio del producto. La Tabla 6.13 muestra los porcentajes de

aceptación de las alternativas A_2 y A_3 , si se vendieran al precio de su coste del ciclo de vida.

Tabla 6.13 Porcentajes de aceptación de las alternativas de mejora ambiental.

	A_1	A_2	A_3	A_4
M1	81%	45%	78%	-
M2	88%	37%	76%	96%

En cuanto a la disposición a pagar para cubrir las externalidades de un producto ($WTP_{2(Ai)}$) no se ha obtenido por medio del cuestionario, por lo que va a suponerse el caso más desfavorable, que el consumidor no está dispuesto a pagar por cubrir los costes externos del producto, y por tanto, de aquí en adelante se tomará que $WTP_{Ai} = WTP_{1(Ai)}$. Este hecho tendrá influencia en los resultados cuando $S_{Ai} \approx 0$ ó $S < 0$ y la sostenibilidad del producto dependa únicamente de si el consumidor está dispuesto a pagar por cubrir los costes externos del producto. En el resto de casos, en los que $S_{Ai} > 0$, la consideración de WTP_2 aumentará el valor de la sostenibilidad del producto. Puede suponerse que el valor de WTP_2 se mantenga constante para un mismo producto, independientemente de la mejora incorporada, por lo que en todos los casos se sumaría una cantidad fija al valor de S_{Ai} , lo que no alteraría la preferencia de selección de las mejoras.

6.5.4 Etapa IV: Selección de las alternativas sostenibles

La selección de las alternativas rentables y sostenibles va a realizarse en función de los tres criterios especificados en la Figura 6.2, a partir de las ecuaciones (6.1), (6.2) y (6.3) obtenidas en el apartado 6.4.2.4.

Una vez calculados los costes internos, los costes del ciclo de vida y las disposiciones a pagar del consumidor para cada alternativa de mejora, pueden aplicarse las ecuaciones (6.1) y (6.2) para obtener el beneficio bruto ($B_{b(Ai)}$) que obtiene la empresa y la sostenibilidad (S_{Ai}) para la sociedad.

Para ambas condiciones hay que tener en cuenta que los valores de la disposición a pagar ($WTP_{(Ai)}$) que se han obtenido en el capítulo 5 no son constantes, sino que se han calculado en función del incremento del coste sobre el precio del diseño inicial del producto. Por tanto, el resultado de los parámetros B_b y S no es único, sino que varía en función de su demanda, es decir, del porcentaje de encuestados que está dispuesto a pagar una determinada cantidad por la alternativa ecológica. La Figura 6.4 y la Figura 6.5 muestran la variación de los parámetro $B_{b(A1)}$ y S_{A1} en función de

la demanda para los modelos de mesas M1 y M2, respectivamente, y la Figura 6.6 muestra la variación de $B_{b(A_2)}$ y S_{A_2} para el modelo M2.

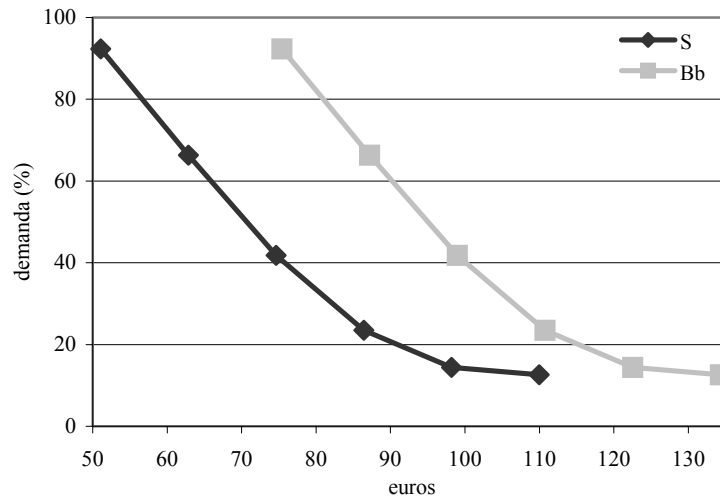


Figura 6.4 S y B_b de la alternativa A_1 en función de su demanda (M1).

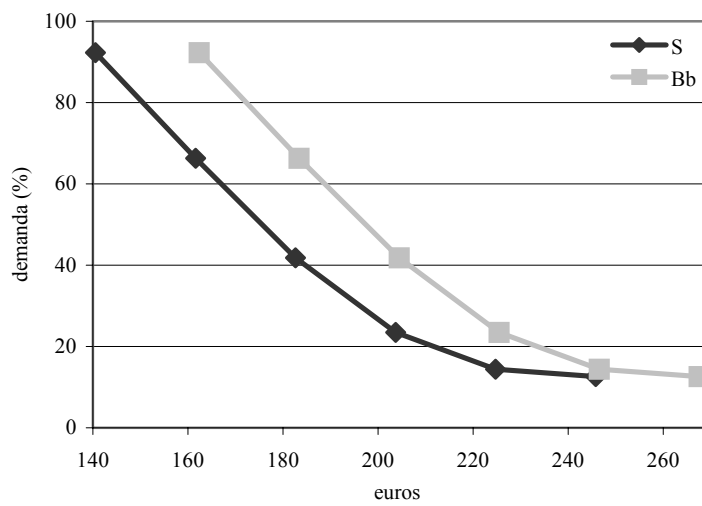


Figura 6.5 S y B_b de la alternativa A_1 en función de su demanda (M2).

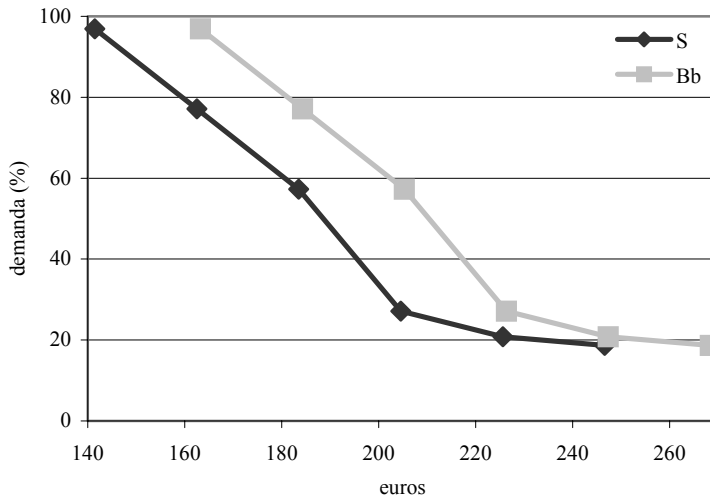


Figura 6.6 S y B_b de la alternativa A_4 en función de su demanda (M2).

Se observa que sea cual sea el porcentaje de demanda de las alternativas ecológicas, tanto el beneficio bruto de la empresa como la sostenibilidad es siempre positivo para todas las alternativas. Si hubiéramos incorporado las disposiciones a pagar por las externalidades del producto, la curva sería idéntica, pero sumando en cada punto de las curvas el valor constante de WTP_2 .

La segunda condición que debía cumplir un producto sostenible era que su impacto fuera inferior al del producto original, resultados que han quedado demostrado en la Tabla 6.6 y que cumplen también todas las alternativas.

Pero para poder realizar una comparación o clasificación de las alternativas a cada uno de los modelos, es necesario fijar un porcentaje de demanda por parte del consumidor para obtener el valor de la WTP_{Ai} . En el capítulo 5 se ha obtenido el precio de la versión ecológica de un producto que optimiza los beneficios de una empresa. Este precio se ha calculado tomando como hipótesis que la empresa va a fabricar dos versiones (la versión actual y otra ecológica) del mismo producto, tomando como porcentajes de demanda de cada una de ellas, los obtenidos en la Figura 6.3. A partir de estas funciones de demanda, la Figura 5.12 ha permitido obtener el precio óptimo de la versión ecológica del producto, es decir, el precio que maximiza el beneficio de la empresa (14% sobre el precio del producto original).

En la Tabla 5.9 se han mostrado los porcentajes de demanda de la alternativa ecológica de un producto para dichos precios óptimos. Aplicando dichos valores se obtienen los resultados de la Tabla 6.14 para ambos modelos.

Tabla 6.14 Sostenibilidad de alternativas ecológicas para los modelos de mesas M1 y M2.

		A ₁	A ₂	A ₃	A ₄
M1	Beneficio bruto (B_b)	98.98 €	107.82 €	105.92 €	-
	Sostenibilidad (S)	74.65 €	83.78 €	82.62 €	-
	Reducción impacto ambiental ($\%Ai$) ⁴	-0.3/-3.8 %	-5.1/-7.4 %	-0.6/-3.5 %	-
M2	Beneficio bruto (B_b)	204.40 €	207.88 €	206.99 €	205.30 €
	Sostenibilidad (S)	182.62 €	186.16 €	185.78 €	183.53 €
	Reducción impacto ambiental ($\%Ai$) ⁵	-0.1/-2.3%	-1.1/-1.6%	-0.5/-1.1%	-0.3/-0.4%

Se observa que para todas las alternativas se cumplen las condiciones de rentabilidad y sostenibilidad, para la empresa y la sociedad: los beneficios brutos que obtiene la empresa y el parámetro de sostenibilidad son positivos y se produce una reducción del impacto ambiental para todas las alternativas ecológicas con respecto al producto original. En el caso de la empresa se comprueba, además, que el margen de beneficios que se obtiene al vender cada unidad ecológica, es superior al obtenido con el producto original, puesto que la incorporación de ninguna de las mejoras ambientales llega a incrementar el coste de su incorporación al producto en un 14%, que es el incremento en la disposición a pagar con respecto al precio de mercado del producto original, como muestra la Tabla 6.15

Tabla 6.15 Incremento/reducción del CI de cada alternativa con respecto CI del producto original.

	A ₁	A ₂	A ₃	A ₄
M1	+4.1%	-5.8%	-3.7%	
M2	+1.2%	-1.3%	-0.7%	+0.6%

La alternativa A₂, para ambos modelos es la que presenta un mejor comportamiento, ya que permite una mayor diferencia entre la disposición a pagar del comprador y el coste del ciclo de vida y permite una mayor mejora ambiental. Con respecto al beneficio para la empresa y la sostenibilidad para la sociedad, este hecho es debido a que el precio de la materia prima propuesta como alternativa ecológica (papel

⁴ Rango de mejora ambiental dependiendo del método de evaluación del impacto aplicado (ver Tabla 6.6).

⁵ Rango de mejora ambiental dependiendo del método de evaluación del impacto aplicado (ver Tabla 6.6).

melamínico) es inferior al del material original (PVC) ya que los espesores son muy variables. Este hecho se da también en la alternativa A₃, ya que el precio del embalaje de caja de cartón (original) es superior al propuesto como mejora ambiental (film retráctil). Para estas alternativas, como se ha comentado en el capítulo 5, se produce un cambio en la percepción del consumidor, por lo que el grado de aceptación es más variable que el de las alternativas A₁ y A₂, como ha quedado demostrado en los resultados de la Tabla 6.13.

6.6 CONCLUSIONES.

En este capítulo se ha estudiado de qué forma pueden seleccionarse las alternativas sostenibles a un producto.

- El coste de un producto se ha evaluado en función del coste de su ciclo de vida, que considera tanto los costes internos o costes de la compañía, de los cuales es responsable en un período determinado, como aquellos costes que recaen sobre la sociedad a más largo plazo (costes externos).
- En cuanto a los costes externos:
 - Se han contabilizado como costes que debe soportar la sociedad a lo largo de su ciclo de vida, es decir los costes de los cuales la empresa fabricante no se responsabiliza actualmente bien porque recaen directamente sobre el usuario del producto (costes de utilización o retirada del producto), bien porque actualmente no existe una legislación que los regule (coste del daño provocado por la contaminación, coste del daño provocado por el transporte, etc.).
 - En relación a los parámetros utilizados para cuantificar los costes externos de la contaminación y del transporte, hay que tener en cuenta que son estimaciones realizadas durante la década de los noventa, por lo que es necesario realizar una revisión de los mismos. Además, los costes del daño de la contaminación únicamente están referidos únicamente a los costes del daño producido por aquellos contaminantes atmosféricos directamente relacionados con el efecto del calentamiento global, por lo que es necesario obtener los costes para otras categorías de daño.

- El concepto de sostenibilidad tiene una concepción diferente desde la perspectiva de la empresa fabricante del producto ecológico y desde la perspectiva de la sociedad:
 - . La empresa decidirá fabricar un producto ecológico si la diferencia entre la disposición a pagar del consumidor y los costes internos se igualan o superan los beneficios brutos que pretende obtener por la venta de la versión ecológica. Estos beneficios deben ser, como mínimo, iguales a los obtenidos con la venta del producto original. Sólo si cumple esta condición, la fabricación del producto ecológico será rentable para la empresa.
 - . Para la sociedad, un producto ecológico será sostenible si permite obtener una diferencia positiva entre la disposición a pagar del consumidor por la alternativa ecológica y el coste de su ciclo de vida, y, además, tiene un impacto ambiental inferior al impacto del producto inicial.
- En cuanto a la aplicación de la metodología propuesta:
 - . Con respecto a la empresa, todas las alternativas propuestas son rentables, ya que los beneficios que se obtienen con la venta de la versión ecológica del producto (a un precio 14% superior al del precio de venta del producto original) son superiores a los que se obtienen de vender el producto original.
 - . Con respecto a la sociedad, todas las alternativas propuestas son sostenibles, ya que se obtiene una diferencia positiva entre la disposición a pagar del consumidor y el coste del ciclo de vida, y se reduce el impacto de todas las alternativas ecológicas con respecto al producto original.

7 CONCLUSIONES Y DESARROLLOS FUTUROS

7.1 INTRODUCCIÓN

El objetivo de esta tesis ha sido realizar una valoración de los productos ecológicos desde diversos puntos de vista y realizar una aplicación práctica a productos que existen actualmente en el mercado.

Desde una perspectiva ambiental, se ha aplicado la metodología ACV para determinar el perfil ambiental inicial de un producto, con el objeto de identificar aquellas etapas del ciclo de vida y aquellos componentes que contribuyen más negativamente al impacto global del producto. Para cada uno de estos puntos débiles del producto se han buscado diseños alternativos con un mejor comportamiento ambiental, mediante el estudio del inventario del ciclo de vida de otros materiales y procesos que realizan la misma función que los objetivos de mejora. Por tanto, se ha probado que es posible diseñar productos con un mejor comportamiento ambiental incorporando ciertos cambios al diseño inicial del producto.

Desde la perspectiva del consumidor, puede ocurrir que a pesar de haber reducido el impacto ambiental de un producto según sus expectativas, no acepte finalmente el producto en el mercado. Si se da esta situación, la empresa habrá invertido unos recursos en diseñar un nuevo producto y éste provocará incluso más impacto ambiental que si no se fabricase. Por tanto, en esta tesis, además de proponer mejoras ambientales en un producto, se ha profundizado en el estudio de la influencia que estas mejoras tiene sobre la percepción del consumidor y su decisión de compra. La determinación del precio que un consumidor está dispuesto a pagar por un producto ha sido la forma de cuantificar la valoración que el usuario hace del nuevo producto ecológico.

Desde la perspectiva económica, se ha realizado una valoración de la sostenibilidad de las mejoras ambientales en función del estudio comparativo entre la disposición a pagar del consumidor y el coste de cada una de ellas. Para la sociedad, un producto ecológico es sostenible si el comprador está dispuesto a pagar más del coste de su ciclo de vida, o al menos, que produce un impacto inferior al del producto original. Para la empresa, un producto será rentable si la disposición a pagar del consumidor cubre los gastos en que ha incurrido para fabricarlo, los beneficios que espera obtener con su venta y las tasas de mercado. Basándose en este concepto de sostenibilidad y rentabilidad, se ha propuesto un metodología que permite determinar si las alternativas de mejora ambiental son ecológicas o no para la sociedad en su conjunto, y si son atractivos para ser producidos por la empresa.

7.2 CONCLUSIONES

A modo de resumen y englobando las conclusiones obtenidas en cada uno de los capítulos de la tesis se muestran en este apartado las principales conclusiones que se han alcanzado con la realización de este trabajo.

Conclusiones relativas a la valoración ambiental de productos ecológicos:

- La metodología de Análisis del Ciclo de Vida es la que permite analizar de forma más objetiva el perfil ambiental de un producto. Sin embargo, es necesario contrastar los resultados por diferentes métodos de evaluación del impacto.
- La aplicación del ACV al sector del mueble requiere un extenso trabajo de campo para la realización de un inventario del ciclo de vida de sus materiales y procesos característicos. Con esta tesis se ha iniciado la realización de una base de datos de inventario propia de este sector, a partir de los datos de inventario que se han obtenido de numerosas

empresas del sector ubicadas principalmente en la Comunidad Valenciana y completados con datos bibliográficos y de bases de datos de inventario comerciales.

- Es posible establecer recomendaciones para la selección de materiales desde el punto de vista ambiental. En esta tesis se ha cuantificado el impacto ambiental de las diferentes alternativas existentes dentro cada una de las categorías de materiales utilizadas normalmente en el sector de mueble. Este análisis se ha realizado considerando el material integrado en el ciclo de vida completo del producto, para obtener de esta forma unos resultados del comportamiento ambiental de cada material desde una perspectiva global de ciclo de vida.
- La recopilación de información del inventario ambiental y la evaluación de los impactos ambientales de los materiales y procesos del sector del mueble ha permitido definir los atributos que debería satisfacer un producto para poder ser considerado como un producto ecológico. De esta forma, se ha obtenido una herramienta que permite diferenciar cuándo un producto realmente incorpora ventajas ambientales de cuando es etiquetado como ecológico únicamente por razones de *marketing*.
- Pero la aplicación de la metodología ACV por parte de las empresas del sector (normalmente PYMES) es demasiado compleja y consume demasiados recursos como para poder utilizarla de forma habitual durante el proceso de diseño de nuevos productos, donde el tiempo es un factor importante. En esta tesis, se ha propuesto una metodología simplificada que permite obtener conclusiones similares en un plazo de tiempo relativamente inferior, gracias a la necesidad de recabar información relativa a sólo unos pocos contaminantes ambientales como CO₂, NO_x o SO₂.
- Con respecto a los diferentes métodos de evaluación del impacto aplicados, se ha obtenido que :
 - Las principales causas de las diferencias observadas entre los métodos son debidas a que no todos los métodos tienen índices de impacto calculados para las mismas categorías de impacto o para los mismos contaminantes. Existen diferencias importantes en cuanto al número de contaminantes considerados en cada uno de los métodos.
- Con respecto al caso de aplicación a tres modelos de mesas de oficina, se ha obtenido que:

- . La etapa del ciclo de vida que produce un mayor impacto ambiental es la de adquisición de materia prima.
 - . Aquellos productos con partes metálicas (patas y estructura) presentan un impacto muy superior a los fabricados mayoritariamente con tablero derivado de la madera.
 - . En aquellos productos que utilizan chapa natural como revestimiento, el impacto de la etapa de producción aumenta considerablemente debido a las operaciones adicionales necesarias para el tratamiento del revestimiento superficial.
- Se han propuesto mejoras ambientales a partir de los resultados de los análisis comparativos del impacto de varios materiales dentro de una misma categoría. Algunos ejemplos de las mejoras propuestas han sido: utilización de tablero de partículas con bajo contenido en formaldehído, utilización del revestimiento melamínico para el canto, reducción de los consumos energéticos, reducción del peso de las partes metálicas, utilización de pinturas y barnices que no contengan disolventes orgánicos o reducción del material de embalaje.

Conclusiones relativas a la valoración del consumidor de productos ecológicos:

- A partir de un novedoso cuestionario basado en la metodología de la valoración contingente, se ha obtenido una valoración de la disposición a pagar de los consumidores por productos ecológicos.
- El cuestionario realiza una valoración de la disposición a pagar máxima del consumidor por cada una de las mejoras identificadas en el estudio de valoración ambiental.
- Se ha demostrado que existe un mercado para productos catalogados como *ecológicos*, por tener un impacto ambiental reducido a lo largo de su ciclo de vida, ya que el usuario está dispuesto a pagar una cantidad superior al precio del producto inicial
- Para aquellas mejoras que presentaban un comportamiento con diferenciación horizontal, no existe una dependencia clara entre la disposición a pagar y el precio del producto, sino que existen otros factores que influyen en la disposición a pagar (seguridad, estética, etc.).
- Para aquellas mejoras que presentan un comportamiento con diferenciación vertical, se observa que existe una clara dependencia entre

la disposición a pagar y el precio del producto. La disposición a pagar disminuye conforme aumenta el precio del producto, aunque esta diferencia no es estadísticamente significativa.

- El precio de la versión ecológica de un producto que optimiza los beneficios de la empresa se encuentra en el rango 14% - 21% sobre el precio actual de la versión estándar, dependiendo de la mejora que incorpora el producto.
- Los factores socioeconómicos que más influyen en la disposición a pagar han sido el sexo y la edad, aunque estadísticamente únicamente se ha demostrado que las mujeres están dispuestas a pagar más dinero por este tipo de productos que los hombres.

Conclusiones relativas a la valoración económica de productos ecológicos:

- La incorporación de mejoras ambientales en un producto tiene consecuencias sobre el resto de requerimientos del producto. En esta tesis se ha propuesto una metodología que permite estudiar la influencia que tiene sobre el coste.
- Se ha definido un concepto de sostenibilidad que permite identificar aquellas alternativas de mejora que son sostenibles para la empresa fabricante y la sociedad:
 - Para que una alternativa sea rentable desde la perspectiva de la empresa fabricante, la disposición a pagar del consumidor debe ser superior al coste en que incurre para producirlo. La diferencia entre ambas cantidades debe cubrir los beneficios que la empresa desea obtener con la venta del producto y las tasas de mercado del producto.
 - Para que una alternativa sea sostenible desde la perspectiva de la sociedad, debe cumplir que la disposición a pagar del consumidor supere el coste del ciclo de vida (que incorpora los costes externos del producto), o al menos, debe tener un impacto ambiental inferior al impacto del producto de partida.
- Relativo al caso de aplicación, todas las mejoras propuestas son sostenibles para la sociedad y rentables para la empresa.

7.3 DESARROLLOS FUTUROS

Tras la realización de esta tesis han quedado y aparecido temas en los que es posible profundizar más en el estudio de la incorporación del requerimiento ambiental en el diseño de productos:

- En el área de la evaluación del requerimiento ambiental:
 - . Mejorar el inventario del ciclo de vida de los materiales y procesos contenidos en esta tesis, obteniendo datos de más empresas y de diversos puntos de España, con el fin de obtener información representativa a nivel nacional.
 - . Ampliar el inventario del ciclo de vida a otros materiales y procesos utilizados normalmente durante la producción de productos derivados de la madera, con el fin de obtener una base de datos de eco-diseño característica de este sector industrial.
 - . Ampliar la aplicación de la metodología ACV a otros productos dentro de la categoría de mesas de oficina, con el fin de obtener los criterios base para una futura eco-etiqueta dentro del programa de eco-etiquetaje nacional o europeo.
 - . Ampliar la aplicación de la metodología ACV a otras categorías de productos dentro del sector del mueble con el fin de obtener una guía práctica para el eco-diseño aplicable a dicho sector.

- En el área de incorporar el requerimiento ambiental en el coste de un producto:
 - . Profundizar en el estudio de los costes externos de un producto, actualizando los parámetros existentes y ampliando a otras categorías de daño.
 - . Ampliar el cuestionario propuesto para la determinación de la disposición a pagar por un producto ecológico, a la disposición a pagar para cubrir los costes externos del mismo.
 - . Profundizar en el estudio de la integración del requerimiento ambiental con metodologías de diseño tradicionales

orientadas al usuario, principalmente con el QFD y el Análisis de Valor.

- . En la relación con el QFD, estudiar el modo de considerar las disposiciones a pagar obtenidas mediante el cuestionario basado en la valoración contingente, como una forma de valoración de las demandas del usuario.
- . En relación con el Análisis de Valor, profundizar en el estudio del valor de un producto ecológico, integrando los resultados obtenidos de la aplicación del ACV, CCV y VC. La determinación de las valoraciones de las distintas funciones del producto ecológico mediante el estudio de su diagrama FAST, permitirá obtener, para cada una de ellas, su valoración ambiental (ACV), su valoración económica (CCV) y su valoración del usuario (VC). Una combinación de todas estas valoraciones permitirá determinar el valor del producto ecológico.

BIBLIOGRAFÍA

Akao, Y., *Despliegue de la función de calidad: integración de las necesidades del cliente en el diseño del producto*, Yoji Akao editor, 1993.

Alting, L., *Life cycle design of products: a new opportunity for manufacturing enterprises*, Concurrent Engineering: Automation, Tools and Techniques, Ed. A. Kusiak, Wiley, 1993.

Anex, R.P., Lund, J.R., Chang, D.Y.P., *Industrial surface coatings. Wood furniture and fixtures emission inventory development*, California Environmental Protection Agency, 93-343, 1998.

APME, *Ecoprofiles of the European industry. Report4: polystyrene*, 2^a Ed., APME, 1997^a.

APME, *Ecoprofiles of the European industry. Report 10: polymer conversion*, APME, 1997^b.

Asiedu, Y., Gu, P., *Product life cycle cost analysis: state of the art review*, International Journal of Production Research, 36 (4), 883-908, 1998.

Ayres, R.U., *Life cycle analysis: a critique*, Resources, Conservation and Recycling, 14, 199-223, 1995.

Barreiro, J., Pérez, L., *Valoración de externalidades ambientales en España a través del método de valoración contingente*, VI Encuentro de Economía Ibérica, Oviedo, 1999.

Barruetabeña, L., Salas, O., Suárez, M.J., *Desarrollo de una Metodología Simplificada de Análisis de Ciclo de Vida (ACV/LCA) Aplicada a la Gestión Industrial de Residuos*, Actas del VI Congreso de Ingeniería Ambiental, Bilbao, 1999.

Beaufort-Langeveld, A., Berg, N., Haydock, R., Houten, M., Kotaji, S., Oerlemans, E., Schmidt, W.P., Stranddorf, H.K., Weidenhaupt, A., White, P.R., *Simplifying LCA: just a cut ?*. Final report from SETAC-Europe LCA screening and steamlining working group, (Editor: Christiansen, K.), SETAC-Europe, 1997.

Belhaj, M., *Estimating the benefits of clean air. Contingent valuation and hedonic price methods*, www.feem.it/gnee, 1999.

Berkel, R., Willems, E., Lafleur, M., *Application of an industrial ecology toolbox for the introduction of industrial ecology in enterprises I*, Journal Cleaner Production, 5 (1-2), 11-25, 1997.

Berkhout, F., Howes, R., *The adoption of life-cycle approaches by industry: patterns and impacts*, Resources, Conservation and Recycling, 20, 71-94, 1997.

Billatos, S.B., Basaly, N.A., *Green technology and design for the environment*, Ed. Taylor & Francis, 1997.

Boothroyd Dewhurst, Inc. & TNO, *Design for Environment, User Guide*, 1996.

Brandt, L.K., Fox, M.A., *Occupational safety liability costs for total life cycle assessment*, Proceedings of the 1997 Total Life Cycle Conference Life Cycle Management and Assessment (Part 1), 207-209, 1997.

Brethour, C., Weersink, A., *An economic evaluation of the environmental benefits from pesticide reduction*, Agricultural Economics, 25, 219-226, 2001.

Brockmann, C.M., Sheldon, L.S., Whitaker D.A., Baskir, J.N., *The application of pollution prevention techniques to reduce indoor air emissions from engineered wood products*, EPA-600/R-98-146, 1998.

Camacho, E., *An experimental validation of hypothetical WTP for a recyclable product*, Tesis Doctoral, 2002.

Cameron, J.I., *Applying socio-ecological economics: a case study of contingent valuation and integrated catchment management*, Ecological Economics, 23, 155-165, 1997.

- Carson, R.T., *Contingent Valuation: a user's guide*, Environmental Science Technology, 34, 1413-1418, 2000.
- Carson, R.T., *Contingent valuation: controversies and evidence*, Environmental and Resource Economics, 19, 173-210, 2001.
- Castells, F., Rodrigo, J., Alonso, J.C., Bigorra, J., *Environmental improvement of automotive electronic devices by DFE techniques based on life cycle impact assessment*, presentada en International Conference on Life Cycle Assessment: Tools for Sustainability, InLCA, Arlington, Virginia, 2000.
- Ceuterick, D., *Life cycle inventory for wall-insulation products. Draft versión*, VITO, Belgium, 1993.
- Chevalier, J.L., Le Téno, J.F., *Life cycle analysis with ill-defined data and its application to building products*, International Journal of LCA, 1 (2), 90-96, 1996.
- Consoli, F., Allen, D., Boustead, I., Fava, J., Franklin, W., Jensen, A.A., Oude, N., Parrish, R., Perriman, D., Postlethwaite, D., Quay, B., Séguin, J., Vigon, B., *Guidelines for life-cycle assessment: a code of practice*, SETAC Workshop, Society of Environment Toxicology and Chemistry (SETAC), Sesimbra, Portugal, 1993.
- Coulon, R., Camobreco, V., Teulon, H., Besnainou, *Data quality and uncertainty in LCI*, International Journal of LCA 2 (3), 178-182, 1997.
- Craighill, A.L., Powell, J.C., *Lifecycle assessment and economic evaluation of recycling: a case study*, Resources, Conservation and Recycling 17, 75-96, 1996.
- Cristofari, M., Deshmukh, A., Wang, B., *Green quality function deployment*, Proceedings of the 4th International Conference on Environmentally Conscious Design and Manufacturing, 1996.
- Curran, M.A., *Streamlining life cycle assessment: concepts, evaluation of methods and recommendations. Draft report*, Research Triangle Institute, 1996.
- CWRT, *Total cost assessment methodology. Internal managerial decision making tool*, Center for Waste Reduction Technologies, American Institute of Chemical Engineers, 1999.
- Directorio de la madera 2000-2001. Comercio, subcontratación e industria de la madera*, Ed. Elsevier, 2000.
- Dong, C., Zhang, C., Wang, B., *Integration of green quality function deployment and fuzzy multi-attribute utility theory-based cost estimation for environmentally conscious product development*, (en revision para su publicación) 2002.

Dowie, T., Simon, M., *Guidelines for designing for disassembly and recycling*, Design for Environment Research Group, Department of Mechanical Engineering, Design and Manufacture, Manchester Metropolitan University, DDR/TR18, 1994.

Ehrenfeld, J.R., *Industrial ecology: a framework for product and process design*, Journal Cleaner Production, 5 (1-2), 87-95, 1997.

Eriksson, E., Johannisson, V., Rydberg, T., *Life cycle assessment: description of four methods*, Chalmers Industriteknik, CIT 1996:2, 1996.

Erkman, S., *Industrial ecology: an historical view*, J. Cleaner Prod., 5 (1-2), 1-10, 1997.

Ezcurdia, A., Pernault, J., López, M., Caamaño, J., *El producto industrial en Navarra*, Proceedings of the XV Congreso Nacional de Proyectos de Ingeniería, 1999.

Fava, J., Pomper, S., *Life-cycle critical review! Does it work?*, International Journal 2 (3), 145-153, 1997.

Ferrer, J., Gallardo, A., Vidal, R., Bellés, M.J., Ramos, J., *Metodología para la generación de alternativas a la gestión de los residuos urbanos. Aplicación a la ciudad de Castellón*, Ed. Fundación Dávalos-Fletcher, 2000.

Fishbein, B. K., *Germany, garbage, and green dot*, EPA/600/R-94/179, 1994.

Fullana, P., *Aplicación del análisis del ciclo de vida al ecotiquetaje del producto bolsas de basura de polietileno*, presentada en las Jornadas sobre Aplicacions Industrials de l'Anàlisi del Cicle Vida, Barcelona, 1996.

Fullana, P., Samitier S., *Iniciació a l'avaluació del cicle de vida*, Ed. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Direcció General de Qualitat Ambiental, 1996.

Fullana, P., Puig, R., *Análisis del ciclo de vida*, Cuadernos de Medio Ambiente, Ed. Rubes, 1997.

Gerstakis, J., Lewis, H., Ryan, C., *A guide to eco-re-design -improving the environmental performance of manufactured products*, Centre for Design at RMIT, 1997.

Goedkoop, M., *The Eco-Indicator '95. Final report*, Netherland Agency for Energy and Environment, Report NR 9523, 1995.

Goedkoop, M., Demmers, M., Collignon, M., *The eco-indicator 95*, Pré Consultants B. V., 1996.

Goedkoop, M., Spriensma, R., *The eco-indicator 99. A damage oriented method for life cycle impact assessment. Methodology report*, Pré Consultants B. V., 1999.

- Goedkoop, M., Effting, S., Collingnon, M., *The eco-indicator 99. A damage oriented method for life cycle impact assessment. Manual for designers*, Pré Consultants B. V., 2000.
- González, M., Mendoza, E., Castillo, J., Sierra, C., *Elaboración de un ACV mediante el uso de la herramienta informática, CICLOPE*, presentada al V Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Lleida, 2000.
- Graedel, T.E., Allenby, B.R., *Industrial ecology*, Ed. Prentice Hall, 1995.
- Graedel, T.E., Allenby, B.R., *Design for environment*, Ed. Prentice Hall, 1996.
- Griesel, L. et al., *LCA: Databases and softwares*, LCANET Theme Report, Paris, 1997.
- Hadker, N., Sharma, S., David, A., Muraleedharan, *Willingness-to-pay for Borivli National Park: evidence from a contingent valuation*, Ecological Economics, 21, 105-122, 1997.
- Hanssen, O.J., Rydberg, T., Ronning, A., *Integrating life-cycle assessment in product development and management (Chapter 14). Environmental life cycle assessment*, Ed. M.A. Curran, Mc Graw Hill, 1996.
- Hanssen, O.J., *Sustainable product system –experiences based on case projects in sustainable product development*, Journal of Cleaner Production, 7, 27-41, 1999.
- Hemming, C., *Directory of life cycle inventory data sources*, Society for the Promotion of LCA Development (SPOLD), 1995.
- Hertwich, E.G., Pease, W.S., Koshland, C.P., *Evaluating the environmental impact of product and production processes*, The Science of Total Environment 196 (1997), 13-29, 1997.
- Hogan, L.M., Rethmeyer, D.A., Franklin, W.E., *Life cycle management. Case study of three engine oil filters*, Proceedings of the 1997 Total Life Cycle Conference. Life Cycle Management and Assessment (Part 1), 191-197, 1997.
- Holvad, T., *Contingent valuation methods: possibilities and problems*, www.feem.it/gnee, 1999.
- Huijbregts, M.A.J., *Application of uncertainty and variability in LCA. Part I: a general framework for the analysis of uncertainty and variability in life cycle assessment*, International Journal of LCA, 3, (5), 273-280, 1998.
- Huijbregts, M.A.J., *Application of uncertainty and variability in LCA. Part II: dealing with parameter uncertainty and uncertainty due to choices in life cycle assessment*, International Journal LCA, 3, (6), 1998.

Hunt, R.G., Boguski, T.K., Weitz, K., Sharma, A., *Case studies examining LCA streamlining techniques*, International Journal LCA, 3, (1), 36-42, 1998.

IBV, *QFD: una metodología para el desarrollo de productos de aplicación en el IBV*, Revista de Biomecánica, 23, 1999.

IDAE, *Impactos ambientales de la producción eléctrica. Análisis del ciclo de vida de ocho tecnologías de generación eléctrica*, IDAE (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía), 2000.

Idemat, Section for Environmental Product Development, Faculty of Industrial Design, Delft University of Technology, 1996.

IHOBE, *Manual práctico de ecodiseño. Operativa de implantación en 7 pasos*, IHOBE, Sociedad Pública de Gestión Ambiental, 2000.

ISO 14020, *Environmental labels and declarations. General Principles*, 2000.

ISO 14021, *Environmental labels and declarations. Self-declared environmental claims (type II environmental labelling)*, 2000.

ISO 14024, *Environmental labels and declarations. Type I environmental labelling. Principles and procedures*, 2000.

ISO 14041, *Environmental management. Life cycle assessment. Goal and scope definition and inventory analysis*, 1998.

ISO 14042, *Environmental management. Life cycle assessment. Life cycle impact assessment*, 2000.

ISO 14043, *Environmental management. Life cycle assessment. Life cycle interpretation*, 2000.

ISO GUIDE 64, *Guide for the inclusion of environmental aspects in products standards*, 1997.

ISO/TR 14025, *Environmental labels and declarations. Type III environmental declarations*, 2000.

ISO/TR 14049, *Environmental management. Life cycle assessment. Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis*, 2000.

Johansson, G., Björkman, M., *Disassembleability. Eessential component / product properties*, International Conference on Engineering Design ICED'97, 359-362, Tampere, 19-21, 1997.

Johansson, G., *Design for disassembly. A framework*, LiU-Tek-Lic-1997:52, Linköping University, 1997.

- Keith, J.E., Fawson, C., Johnson, V., *Preservation or use. A contingent valuation study of wilderness designation in Utah*, *Ecological Economics*, 18, 207-214, 1996.
- Keoleian, G.A., Menerey, D., *Sustainable development by design: review of life cycle design and related approaches*, *Air & Waste*, 44, 645-668, 1994.
- Keoleian, G.A. Koch, J.E., Menerey, D., *Life cycle design guidance manual. Environmental requirements and the product system*, EPA/600/R-92/226, 1993.
- Keoleian, G.A., Menerey, D., Vigon, B.W., Tolle, D.A., Cornaby, B.W., Latham, H.C., Harrison, C.L., Bogustki, T.L., Hunt, R.G., Sellers, J.D., *Product life cycle assessment to reduce health risks and environmental impacts*, Ed. Noyes Data Corporation, 1994.
- Keoleian, G.A., Koch, J.E., Menerey, D., *Life cycle design framework and demonstration projects*, EPA/600/R-95/107, 1995.
- Koizumi, Y., *Value engineering for environmental conservation*, Proceedings of the SAVE International Conference, 225-232, 1995.
- Kortabarría, J., *Práctica del eco-diseño en el País Vasco: una experiencia con resultados*, Proceedings of the XVI Congreso Nacional de Proyectos de Ingeniería, 2001.
- Kumaran, D., Ong, S.K., Tan, R.B.H., Nee, A.Y.C., *Tool to incorporate costs into life cycle assessment*, Proceedings of the First International Conference on Environmentally Conscious Manufacturing, Boston, USA, 2000.
- Lindeijer, E., Ewinjk, H., *IVAM LCA Data 2.0*, IVAM Environmental Research, The Netherlands, 1998.
- Luttrupp, C., Lagerstedt, J., *Customer benefits in the context of life cycle design*, Proceedings of the EcoDesign'99: 1st Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing, Tokyo, Japan, 1999.
- Macmillan, D.C., Duff, E., Elston, D.A., *Modelling the non-market environmental costs and benefits of biodiversity projects using contingent valuation data*, *Environmental and Resource Economics*, 18, 391-410, 2001.
- Mansfield, C., *Despairing over disparities: explaining the difference between willingness to pay and willingness to accept*, *Environmental and Resource Economics*, 13, 219-234, 1999.
- Mendoza, E., González, M., Blas, B., *Implementación de la herramienta Cíclope de elaboración de ACV con el modelo energético español, 1990-2000*, Actas del V Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Lleida, 2000.

Mehta C., Wang, B., *Green quality function deployment III: A methodology for developing environmentally conscious products*, Design Manufacturing, 4 (1),1-16, 2001.

Meng, E.G., *VE for the environment: criteria functions*, Proceedings of the SAVE International Conference, 169-175, 1995.

Michanickl, A., *Recycling of laminated boards*, presentado al 1997 Asian International Laminates Symposium, Hong Kong, China, 1997.

Milà, L., Domènech, X., Rieradevall, J., Puig, R., Fullana, P., *Aplicació de l'evaluació del cicle de vida al calçat*, Aplicacions Industrials del Cicle de Vida, Barcelona, 1996.

Miles, L.D., *Techniques of value analysis engineering*, 3rd Ed. McGraw-Hill, New York, 1972.

Mossi, R., *Diagnosis general medioambiental del sector del mueble y afines*, Ed. Cámara Oficial de Comercio, Industria y Navegación de Valencia, 1994.

Nasr, N., Varel, E.A., *Total product life cycle analysis and costing*, Proceedings of the 1997 Total Life Cycle Conference. Life Cycle Management and Assessment (Part 1), 9-15, 1997.

Navichandra, D., *Design for environmentally*, Design, Theory and Methodology, ASME, 31, 199-125, 1991.

Nielsen, P.H., Wenzel, H., *Integration of environmental aspects in product development: a stepwise procedure based on quantitative life cycle assessment*, Journal of Cleaner Production, 10, 247-257, 2002.

Norris, G.A., *Integrating life cycle cost analysis and LCA*, International Journal of LCA, 6 (2), 118-120, 2001.

Obeid, K.A., *Latest strategies to enhance the environmental value of wastewater treatment plants*, Proceedings of the SAVE International Conference, 189-195, 1996.

Page, A., Porcar, R., Such, M.J., Solaz, J., Blasco, V., *Nievas técnicas para el desarrollo de productos innovadores orientados al usuario*, Ed. Instituto de Biomecánica de Valencia (IBV) y Asociación de Diseñadores de la Comunidad Valenciana (ADCV), 2001.

Poyner, J.R., Simon, M., *Integration of DFE tools with product development*, Design for Environment Research Group, Department of Mechanical Engineering, Design and Manufacture, Manchester Metropolitan University, DFE/TR25, 1995.

- Powell, J.C., *Evaluation of waste management options*, Waste Management & Research (1996) 14, pp. 515-526, 1996.
- Quinet, E., *The social costs of transport: evaluation and links with internalisation policies (Chapter 2). Internalising the social costs of transport*, OECD/ECMT, 1996.
- Raynolds, M.A., Checkel, M.D., Fraser, R.A., Macintosh, R.A., *Life cycle value assessment (LCVA) for alternative transportation fuel decisions*, Proceedings of the 1997 Total Life Cycle Conference. Life Cycle Management and Assessment (Part 1), 69-90, 1997.
- REE, *Informe mensual (marzo 2002)*, Red Eléctrica Española, 2002.
- ReVell, J.B., Mora, J.W., Cox, C.A., *The QFD Handbook*, John Wiley & Sons, Inc., 1998.
- Riera, P., *Manual de valoración contingente*, Ed. Ministerio de Economía y Hacienda, Instituto de Estudios Fiscales, 1994.
- Rieradevall, J., Navas, J., *Aplicación de ACV en el diseño de ecoproductos. Ejemplo de minimización del impacto ambiental en los envases*, Residuos, 28, 68-82, 1998.
- Ritzén, S., Beskow, C., *Actions for integrating environmental aspects into product development*, The Journal of Sustainable Product Design, 1, 91-102, 2001.
- Rodrigo, J., Castell, F., Alonso, J.C., *Electrical and electronic ecodesign guide*, ISBN: 84-8424-010-X, 2002.
- SAEFL, *Life cycle inventories for packagings*, published by the Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape (SAEFL), Berne, Switzerland, 1998.
- Safriet, D., *Locating and estimating air emissions from sources of formaldehyde (revised)*, EPA-450/4-91-012, 1991.
- Sato, Y., Watanabe, Y., *Proposal about new concept of value. Part 1: Social value*, Proceedings of the SAVE International Conference, 1994.
- Serrano, C., *El etiquetado ecológico*, Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, 1995.
- Shapiro, K.G., *Incorporating costs in LCA*, International Journal of LCA, 6 (29), 121-123, 2001.
- Sharma, A., Weitz, K.A., *Incorporating environmental costs and considerations into decision-making: review of available tools and software*, EPA 742-R-95-002, 1995.
- Shields, M.D., Young, M.S., *Manging product life cycle costs: an organizational model*, Journal of Cost Management, 5 (3), 39-52, 1991.

Shillito, M.L., *Advanced QFD. Lining technology to market and company needs*, John Wiley & Sons, Inc., 1994.

Sivaloganathan, S., Evbuomwan, N.F.O., *Quality function deployment. The technique: state of the art and future directions*, *Concurrent Engineering: Research and Applications*, 5 (2), 171-181, 1997.

SimaPro, *Database manual*, Ed. Pré Consultants B.V., 1997.

Simon, M., *Product design for sustainable development*, Design for Environment Research Group, Department of Mechanical Engineering, Design and Manufacture, Manchester Metropolitan University, DFE/TR19, 1996.

Simon, M., Sweatman, A., *Products of a sustainable future*, Proceedings of the International Sustainable Development Research Conference, Manchester, 1997.

Singhofer, A., *Introduction into a common format for life-cycle inventory data*, Society for the Promotion of LCA Development (SPOLD), 1996.

Smith, D.C., *Utilization of urban wood in the manufacture of particleboard and mdf*, Proceedings of the Use of Recycled Wood and Paper in Building Applications Conference, 1996.

Smith, V.K., *JEEM and non-market valuation: 1974-1998*, *Journal of Environmental Economics and Management*, 34, 351-374, 2000.

Snodgrass, T.J., Kasi, M., *Function analysis. The stepping stones to good values*, University of Wisconsin, 1986.

Snodgrass, T.J., Jones, J.A., *Optimizing life cycle energy, manufacturing cost & customer attitudes in product design*, Department of Engineering & Applied Science, University of Wisconsin, 1979.

SPSS 10.0.6 para Windows, 1989-1999.

Steen, B., *EPS-Default valuation of environmental impacts from emission and use of resources*, Swedish Environmental Research Institute, report L95/196, 1995.

Steen, B., *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000. General system characteristics*, Chalmers University of Technology, CPM report 1999:4, 1999^a.

Steen, B., *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000. Models and data of the default method*, Chalmers University of Technology, CPM report 1999:5, 1999^b.

Swallow B.M., Woudyalew, M., *Evaluating willingness to contribute to a local public good: application to contingent valuation to tsetse control in Ethiopia*, *Ecological Economics*, 11, 153-161, 1994.

- Sylvatica, *Guide to using PTLaser*, <http://www.sylvatica.com/ptlaser.htm>, 2000.
- Tellus Institute, *the tellus packaging study*, Tellus Institute, Boston, M.A., U.S.A., 1992.
- Todd J.J., Higham, R.K., *Life-cycle assessment for forestry and wood products*, Tasmanian Forest Research Council inc. and Forest and Wood Products Research and Development Corporation, 1996.
- Todd, J.A., *Streamlining (Chapter 4). Environmental life-cycle assessment*, Ed. Mc Graw Hill, 1996.
- Todd, J.A., Curran, M.A., *Streamlined life-cycle assessment: a final report from the SETAC North America streamlined LCA workgroup*, SETAC, 1999.
- Tukker A., Ellen, G.J., Eder, P., *Eco-design: strategies for dissemination to SMEs. Part I: overall analysis and conclusions*, European Comisión, EUR 19740 EN, 2000.
- Tukker A., Haag, E., Eder, P., *Eco-design: european state of the Art. Part I: comparative analysis and conclusions*, European Comisión, EUR 19740 EN, 2000.
- UNE 150040 EX, *Análisis del ciclo de vida. Principios generales*, 1996.
- UNE 150041 EX, *Análisis del ciclo de vida simplificado*, 1998.
- UNE-EN 120, *Tableros derivados de la madera. Determinación del contenido en formaldehído. Método de extracción denominado del perforador*.
- UNE EN ISO 14040: 1998, *Gestión medioambiental. Análisis del ciclo de vida. Principios y estructura*, 1998.
- USEPA, *Emission factor documentation for AP-42, section 10.6.3: medium density fiberboard manufacturing*, U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), MRI Project 4945, 1998.
- USEPA, *Emission factor documentation for AP-42, section 10.6.2: particleboard manufacturing*, U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 2001.
- Vidal, M.R., Gallardo A., Ferrer, J., *Integrated analysis for pre-sorting and waste collection schemes*, Waste Management & Research, 19, 2001.
- Vignote, S., Jiménez, F.J., *Tecnología de la Madera*, Ed. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1996.
- Vigon, B.W., *Life cycle inventory: data quality issues*, Proceedings of the 1997 Total Life Cycle Conference. Life Cycle Management and Assessment (Part 1), 47-52, 1997.

Vogtländer, J.G., Bijma, A., *The virtual pollution prevention costs '99, a single LCA-based indicator for emissions*, International Journal of LCA, 5 (2), 113-124, 2000.

Vogtländer, J.G., Brezet, H.C., Hendriks, C.F., *The virtual eco-cost '99*, International Journal of LCA, 6 (3), 157-166, 2001^a.

Vogtländer, J.G., Hendriks, C.F., Brezet, H.C., *The EVR model for sustainability. A tool to optimise product design and resolve strategic dilemmas*, The Journal of Sustainable Product Design, 1, 103-116, 2001^b.

Vogtländer, J.G., Bijma, A., Brezet, H.C., *Communicating the eco-efficiency of products and services by means of eco-costs/value model*, Journal of Cleaner Production, 10, 57-67, 2002.

Wattage, P., Smith, A., Pitts, C., McDonald A., Kay, D., *Integrating environmental impact, contingent valuation and cost-benefit analysis: empirical evidence for an alternative perspective*, Impact Assessment and Project Appraisal, 18 (1), 5-14, 2000.

Weidema, B.P., *Multi-user test of the data quality matrix for product life cycle inventory data*, International Journal of LCA, 3 (5), 259-265, 1998.

Weidema, B., *SPOLD '99 Format- an electronic data format for exchange of LCI data*, <http://www.spold.org>, 1999.

Weitz, K., Todd, J.A., Curran, M.A., Malkin, M.J., *Streamlining life cycle assessment: considerations and a report on the state of practice*, International Journal LCA 1 (2), 79-85, 1996.

Weitz, K., Sharma, A., Vigon, B., Price, E., Norris, G., Eagan, P., Owens, W., Veroutis, A., *Streamlined life-cycle assessment: a final report from the SETAC North America streamlined LCA workgroup*, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) and SETAC Foundation for Environmental Education, 1999.

Westkämper, E., Niemann, J., Dauensteiner, A., *Economic and ecological aspects in product life cycle evaluation*, Proc. Instn. Mech. Engrs., 215 (Part B), 673-681, 2001.

White, A.L., Becker, M., Goldstein, J., *Total cost assessment: accelerating industrial prevention pollution. Prevention through innovative project financial analysis*, EPA/741/R-92/002, 1992.

White, A.L., Savage, D., Shapiro, K., *Life-cycle costing: concepts and applications, (Chapter 7). Environmental life cycle assessment*, Ed. M.A. Curran, Mc Graw Hill, 1996.

Zhang, Y., Wang, H.P., Zhang, C., *Green QFD-II: a life cycle approach for environmentally conscious manufacturing by integrating LCA and LCC into QFD matrices*, International Journal of Product Research, 37, (5), 1075-1091, 1999.

ANEXO I

FICHAS DE INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA

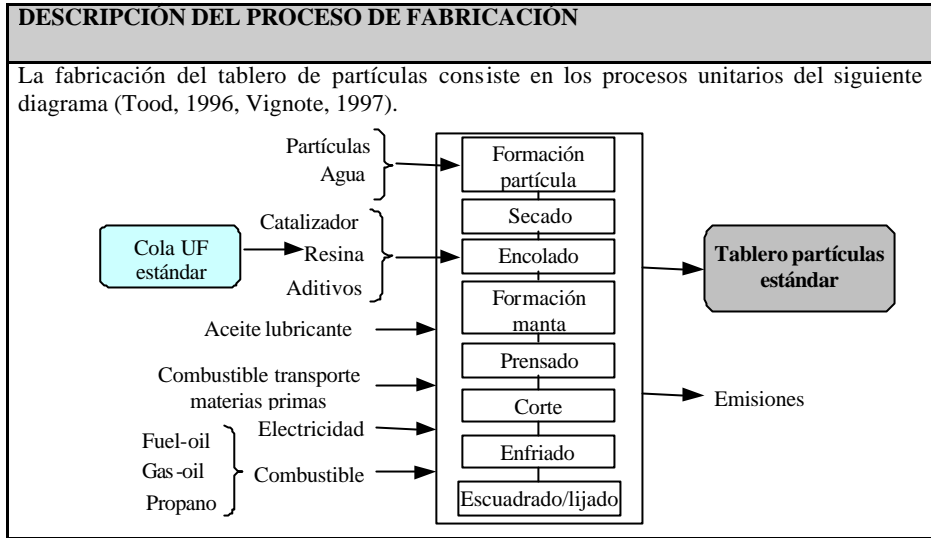
Categoría	Materiales/Procesos
Tableros	Tablero de partículas normal Tablero de partículas con bajo contenido en formaldehído Tablero de fibras de densidad media
Revestimiento superficial	Papel melamínico/laminado de baja densidad Laminado de alta densidad Chapa natural
Canto	Canto de PVC Canto de laminado de baja densidad Canto chapa natural Postformado con laminado de alta densidad
Colas / resinas	Colas termoendurecibles de melamina-formaldehído Colas termoendurecibles de fenol-formaldehído Colas termoendurecibles de urea-formaldehído (estándar) Colas termoendurecibles de urea-formaldehído (bajo formol) Cola blanca
Barniz	Poliuretano etapa de fondo Poliuretano etapa de acabado
Operaciones de transformación de la madera	Corte de tablero Rechapado de caras con laminado baja densidad Rechapado de caras con laminado alta densidad Aplacado de cantos rectos Post-formado con laminado de alta densidad Mecanizado
Operaciones sobre el revestimiento de chapa natural.	Lijado de caras revestidas con chapa natural Imprimación de caras revestidas con chapa natural Acabado de caras revestidas con chapa natural

AnexoI: Fichas de inventario del ciclo de vida.

Categoría	Materiales/Procesos
Elementos metálicos	Acero inoxidable Acero al carbono Aluminio
Acabado superficial elementos metálicos	Anodizado Cromado Pintura en polvo epoxi-poliéster Revestimiento con pintura en polvo
Material de embalaje	Funda de polietileno Film de burbujas Film termorretráctil Poliestireno expandido

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	TABLERO DE PARTÍCULAS estándar
UNIDAD FUNCIONAL ⁰	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía completados con información
NIVEL DE AGREGACION	promedio anual
TECNOLOGIA	moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO																				
<p>El tablero de partículas se utiliza como material base para la fabricación de muebles. Está formado por partículas de madera aglomeradas entre sí mediante una resina de urea-formaldehído y presión a la temperatura adecuada. Tiene una densidad media de 650 kg/m³, siendo las características del tablero final de 86% madera, 10% cola seca y 6% humedad. Las materias primas utilizadas para su fabricación son:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Partículas: obtenidas a partir de chapas de madera natural o residuos. Las partículas para los tableros de partículas se obtienen a partir de una mezcla de chapas de madera virgen y residuos, en una proporción aproximada de 10% y 90%, respectivamente. Los porcentajes utilizados son los mostrados en la siguiente tabla. <table border="1" data-bbox="395 862 965 1093"> <thead> <tr> <th></th> <th>MATERIAL</th> <th>%</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td rowspan="2">MADERA</td> <td>Coníferas</td> <td>6.4</td> </tr> <tr> <td>Fronosas</td> <td>1.4</td> </tr> <tr> <td rowspan="5">RESIDUO</td> <td>Astillas</td> <td>15.3</td> </tr> <tr> <td>Serrín</td> <td>3.1</td> </tr> <tr> <td>Viruta</td> <td>12.1</td> </tr> <tr> <td>Residuos Astillables</td> <td>28.4</td> </tr> <tr> <td>Reciclado</td> <td>33.2</td> </tr> </tbody> </table> <ul style="list-style-type: none"> – Resina: se utiliza cola termoendurecible de Urea-Formaldehído (UF) en una proporción aproximada de 15 % de cola y 85 % de partículas / fibras. El contenido en formaldehído es el principal parámetro ambiental que se controla en los tableros derivados de la madera, debido a los efectos que provoca sobre la salud humana (problemas respiratorios y cancerígenos). La resina UF utilizada como adhesivo en la fabricación del tablero es la causante de estas emisiones. – Aditivos: se incorporan para mejorar ciertas propiedades, p.e. ceras (parafinas) para aumentar repelencia a la humedad, productos ignífugos, productos insecticidas, etc. – Catalizadores: para aumentar la velocidad de las reacciones. 			MATERIAL	%	MADERA	Coníferas	6.4	Fronosas	1.4	RESIDUO	Astillas	15.3	Serrín	3.1	Viruta	12.1	Residuos Astillables	28.4	Reciclado	33.2
	MATERIAL	%																		
MADERA	Coníferas	6.4																		
	Fronosas	1.4																		
RESIDUO	Astillas	15.3																		
	Serrín	3.1																		
	Viruta	12.1																		
	Residuos Astillables	28.4																		
	Reciclado	33.2																		



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES

Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁷ (Tm)
Madera en rollo ¹	0.06871	50	16
Residuos astillables ²	0.25014	350	28
Astillas ²	0.13452	200	28
Virutas ²	0.10720	200	28
Serrín ²	0.02779	200	28
Reciclado ²	0.29308	200	28
Cola U-F estándar ³	0.15631	100	28
Parafina ⁴	0.00782	300	28
Catalizador ⁵	0.00168	150	28
Aceite lubricación ⁶	0.00019	50	16
Flejes metálicos ⁷	0.00007	50	16

AGUA

Proceso	Cantidad (l)
Producción	0.15262
Servicios	0.09379

CONSUMOS ENERGÉTICOS

Tipo	Cantidad
Electricidad ⁹	0.18873 kWh
Gas oil ⁴	0.000779 kg
Fuel oil ⁴	0.00615 kg
Propano ¹⁶	0.00047 kg

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE¹		
Proceso	Composición	Cantidad (g)
Secado de la partícula	CO ₂ ¹⁰	99.406
	SO ₂ ¹⁰	0.75381
	CO ¹⁰	2.19
	NO ₂ ¹⁰	0.26
	Partículas ¹⁰	0.41
	COV ¹²	0.022
Prensado del tablero	Formaldehído ¹¹	0.038
	Partículas ¹²	0.083
	NO _x ¹²	0.0068
	CO ¹²	0.088
	2-5 dimetil benzaldehído ¹²	0.000128
	3-careno ¹²	0.0144
	Acetaldehído ¹²	0.0044
	Acetona ¹²	0.0116
	Acroleína ¹²	0.00216
	Alfa-pineno ¹²	0.16
	Benzaldehído ¹²	0.00072
	Benceno ¹²	0.0012
	Beta-pineno ¹²	0.044
	Butiraldehído ¹²	0.00076
	Canfeno ¹²	0.0176
	Crotonaldehído ¹²	0.0002
	Fenol ¹²	0.0044
	Hexaldehído ¹²	0.004
	Isovaleraldehído ¹²	0.00044
	Limoneno ¹²	0.0144
	Metano ¹²	0.0044
	Metanol ¹²	0.236
	Metil etil cetona ¹²	0.00208
Metil isobutil cetona ¹²	0.00396	
p-cimeno ¹²	0.014	
p-meta-1,5-dieno ¹²	0.0144	
Valeraldehído ¹²	0.00156	
Enfriamiento del tablero	CO ¹²	0.060
	fenol ¹²	0.00328

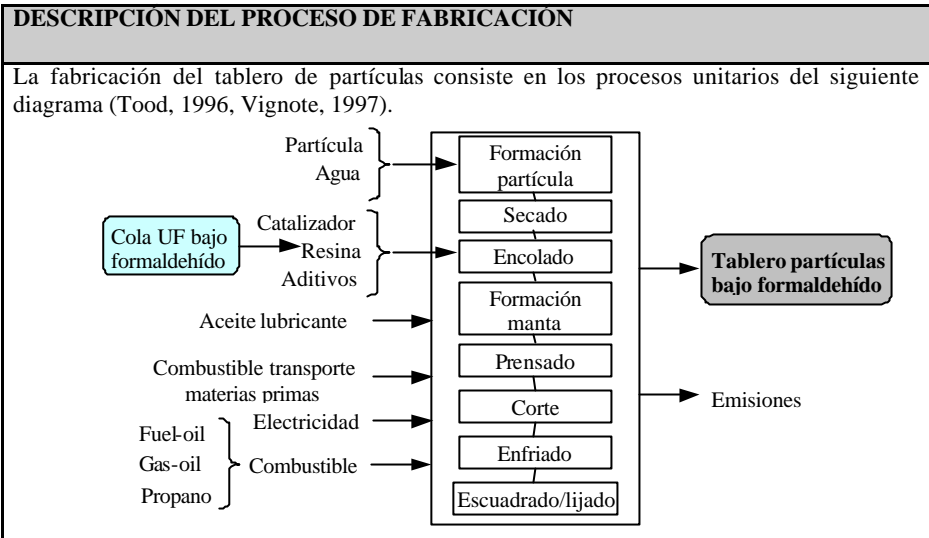
EMISIONES AL AGUA	
Composición	Cantidad (mg)
Sólidos en suspensión	3.00384
DQO	18.21375
DBO	3.09920
Cloruros	9.24991
Fenoles	0.02050
Sulfatos	9.05919
Fósforo total	0.07247
Nitrógeno total	2.93232
Aldehídos	0.03910
Nitrógeno amoniacal	2.28864

RESIDUOS SÓLIDOS	
Composición	Cantidad (kg)
Aceite de lubricación ^{6,13}	0.00019
Restos de cola ¹³	0.00042
Residuos de madera ¹⁴	0.00018
Residuos metálicos ¹⁵	0.00007

OBSERVACIONES
<p>⁰ En el análisis se ha supuesto una unidad funcional de 1 m² de espesor 30 mm, equivalente a 19.5 kg, con una densidad media de 650 kg/m³.</p> <p>¹ Adaptado de IVAM LCA Data 2.0.</p> <p>² Sólo se ha considerado el transporte a la empresa fabricante del tablero como impacto, puesto que se reutiliza el residuo de otras actividades.</p> <p>³ Ver ficha de colas termoendurecibles: Cola U-F estándar.</p> <p>⁴ Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0</p> <p>⁵ Catalizador: (NH₄) SO₄. Adaptado de IVAM LCA Data 2.0.</p> <p>⁶ Se supone cantidad comprada igual a residuo generado.</p> <p>⁷ Datos de inventario de BUWAL 250.</p> <p>⁸ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>⁹ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>¹⁰ Datos de emisiones de la combustión procedentes de la caldera de biomasa y de fuel.</p> <p>¹¹ Emisiones de formaldehído: 0.243 gr (formaldehído) / kg (resina). Incluye las emisiones del proceso de prensado y enfriamiento, calculadas a partir del contenido en formaldehído libre de la resina.</p> <p>¹² Datos bibliográficos de USEPA (2001).</p> <p>¹³ Gestión del residuo como RTP. Se considera sólo el impacto producido por el transporte (50 km).</p> <p>¹⁴ Entrada a la caldera de biomasa como combustible. La diferencia entre la cantidad de material entrante y la salida del producto más el residuo correspond a la humedad. Humedad de la materia prima: 12% madera y 35% cola, siendo 6% la humedad final del tablero resultante.</p> <p>¹⁵ Se supone partes metálicas utilizadas para mantenimiento igual a chatarra metálica producida. Material y modelo de reciclaje de metal según la base de datos BUWAL 250.</p> <p>¹⁶ No considerado.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	TABLERO DE PARTICULAS bajo contenido en formaldehído
UNIDAD FUNCIONAL⁹	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	extrapolación procesos similares
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía completados con información bibliográfica
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	Moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO																				
<p>El tablero de partículas se utiliza como material base para la fabricación de muebles. Tiene una densidad media de 650 kg/ m³. Las materias primas utilizadas para su fabricación son:</p> <ul style="list-style-type: none"> – Partículas / fibras, obtenidas a partir de chapas de madera natural o residuos. Las partículas para los tableros de partículas se obtienen a partir de una mezcla de chapas de madera virgen y residuos, en una proporción aproximada de 10% y 90%, respectivamente. La siguiente tabla muestra una composición típica: <table border="1" data-bbox="395 788 963 987"> <thead> <tr> <th></th> <th>MATERIAL</th> <th>%</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td rowspan="2">MADERA</td> <td>Coníferas</td> <td>6.4</td> </tr> <tr> <td>Fronosas</td> <td>1.4</td> </tr> <tr> <td rowspan="5">RESIDUO</td> <td>Astillas</td> <td>15.3</td> </tr> <tr> <td>Serrín</td> <td>3.1</td> </tr> <tr> <td>Viruta</td> <td>12.1</td> </tr> <tr> <td>Residuos Astillables</td> <td>28.4</td> </tr> <tr> <td>Reciclado</td> <td>33.2</td> </tr> </tbody> </table> <ul style="list-style-type: none"> – Resina: se utiliza cola termoendurecible de Urea-Formaldehído (UF) en una proporción aproximada de 15 % de cola y 85 % de partículas / fibras. El contenido en formaldehído es el principal parámetro ambiental que se controla en los tableros derivados de la madera, debido a los efectos que provoca sobre la salud humana (problemas respiratorios y cancerígenos). La resina UF utilizada como adhesivo en la fabricación del tablero es la causante de estas emisiones. Los tableros con bajo contenido en formaldehído reducen estas emisiones sustituyendo parte de la resina de UF por otra del tipo Melamina-Formaldehído (MF) o Fenol-Formaldehído (FF) que retienen mejor el formaldehído. – Aditivos: se incorporan para mejorar ciertas propiedades, p.e. ceras (parafinas) para aumentar repelencia a la humedad, productos ignífugos, productos insecticidas, etc. – Catalizadores: para aumentar la velocidad de las reacciones. 			MATERIAL	%	MADERA	Coníferas	6.4	Fronosas	1.4	RESIDUO	Astillas	15.3	Serrín	3.1	Viruta	12.1	Residuos Astillables	28.4	Reciclado	33.2
	MATERIAL	%																		
MADERA	Coníferas	6.4																		
	Fronosas	1.4																		
RESIDUO	Astillas	15.3																		
	Serrín	3.1																		
	Viruta	12.1																		
	Residuos Astillables	28.4																		
	Reciclado	33.2																		



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES

Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁸ (Tm)
Madera en rollo ¹	0.06871	50	16
Residuos astillables ²	0.25014	350	28
Astillas ²	0.13452	200	28
Virutas ²	0.10720	200	28
Serrín ²	0.02779	200	28
Reciclado ²	0.29308	200	28
Cola U-F estándar ³	0.15631	100	28
Parafina ⁴	0.00782	300	28
Catalizador ⁵	0.00168	150	28
Aceite lubricación ⁶	0.00019	50	16
Flejes metálicas ⁷	0.00007	50	16

AGUA

Proceso	Cantidad (l)
Producción	0.15262
Servicios	0.09379

CONSUMOS ENERGÉTICOS

Tipo	Cantidad
Electricidad ⁹	0.198167 kWh
gas oil ⁴	0.000779 kg
fuel oil ⁴	0.00615 kg
Propano ¹⁶	0.00047 kg

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE¹		
Proceso	Composición	Cantidad (g)
Secado de la partícula	CO ₂ ¹⁰	99.406
	SO ₂ ¹⁰	0.75381
	CO ¹⁰	2.19
	NO ₂ ¹⁰	0.26
	Partículas ¹⁰	0.41
	COV ¹²	0.022
Prensado del tablero	Formaldehído ¹¹	0.00127
	Partículas ¹²	0.083
	NO _x ¹²	0.0068
	CO ¹²	0.088
	2-5 dimetil benzaldehído ¹²	0.000128
	3-careno ¹²	0.0144
	Acetaldehído ¹²	0.0044
	Acetona ¹²	0.0116
	Acroleína ¹²	0.00216
	Alfa-pineno ¹²	0.16
	Benzaldehído ¹²	0.00072
	Benceno ¹²	0.0012
	Beta-pineno ¹²	0.044
	Butiraldehído ¹²	0.00076
	Canfeno ¹²	0.0176
	Crotonaldehído ¹²	0.0002
	Fenol ¹²	0.0044
	Hexaldehído ¹²	0.004
	Isovaleraldehído ¹²	0.00044
	Limoneno ¹²	0.0144
	Metano ¹²	0.0044
	Metanol ¹²	0.236
	Metil etil cetona ¹²	0.00208
	Metil isobutil cetona ¹²	0.00396
	p-cimeno ¹²	0.014
	p-meta-1,5-dieno ¹²	0.0144
	Valeraldehído ¹²	0.00156
Enfriamiento del tablero	CO ¹²	0.060
	fenol ¹²	0.00328

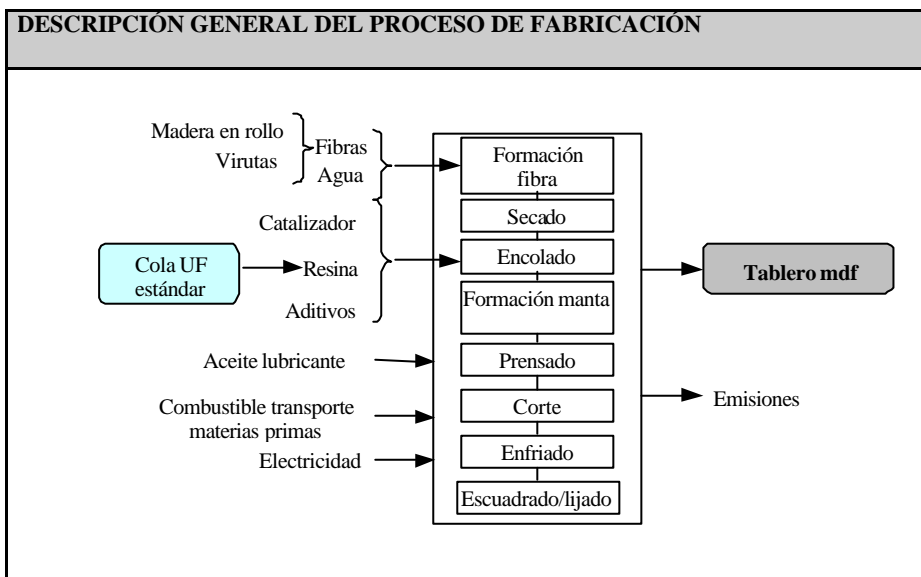
EMISIONES AL AGUA	
Composición	Cantidad (mg)
Sólidos en suspensión	3.00384
DQO	18.21375
DBO	3.09920
Cloruros	9.24991
Fenoles	0.02050
Sulfatos	9.05919
Fósforo total	0.07247
Nitrógeno total	2.93232
Aldehídos	0.03910
Nitrógeno amoniacal	2.28864

RESIDUOS SÓLIDOS⁷	
Composición	Cantidad (kg)
Aceite de lubricación ^{6,11}	0.00019
Restos de cola ¹¹	0.00042
Residuos de madera ¹²	0.00018
Residuos metálicos ¹³	0.00007

OBSERVACIONES
<p>⁰ En el análisis se ha supuesto una unidad funcional de 1 m² de espesor 30 mm, equivalente a 19.5 kg, con una densidad media de 650 kg/m³.</p> <p>¹ Adaptado de IVAM LCA Data 2.0.</p> <p>² Sólo se ha considerado el transporte a la empresa fabricante del tablero como impacto, puesto que se reutiliza el residuo de otras actividades.</p> <p>³ Ver ficha de colas termoendurecibles: Cola U-F bajo contenido en formaldehído.</p> <p>⁴ Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0</p> <p>⁵ Catalizador: (NH₄) SO₄. Adaptado de IVAM LCA Data 2.0.</p> <p>⁶ Se supone cantidad comprada igual a residuo generado.</p> <p>⁷ Datos de inventario de BUWAL 250.</p> <p>⁸ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>⁹ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>¹⁰ Datos de emisiones de la combustión procedentes de la caldera de biomasa y de fuel.</p> <p>¹¹ Emisiones de formaldehído: 0.0081 gr (formaldehído) / kg (resina). Incluye las emisiones del proceso de prensado y enfriamiento, calculadas a partir del contenido en formaldehído libre de la resina.</p> <p>¹² Datos bibliográficos de USEPA (2001).</p> <p>¹³ Gestión del residuo como RTP. Se considera sólo el impacto producido por el transporte (50 km).</p> <p>¹⁴ Entrada a la caldera de biomasa como combustible. La diferencia entre la cantidad de material entrante y la salida del producto más el residuo corresponde a la pérdida de humedad. Humedad de la materia prima: 12% madera y 35% cola, siendo 6% la humedad final del tablero resultante.</p> <p>¹⁵ Se supone partes metálicas utilizadas para mantenimiento igual a chatarra metálica producida. Material y modelo de reciclaje de metal según la base de datos BUWAL 250.</p> <p>¹⁶ No considerado.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	TABL
UNIDAD FUNCIONAL⁰	
METODO DE RECOLEC	
REPRESENTATIVIDAD	
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO	
<p>El tablero de fibras medias se utiliza como material para la fabricación de muebles. Se caracteriza por su uniformidad y homogeneidad en todo su espesor. Está formado por fibras lignocelulósicas aglomeradas mediante una resina y presión a la temperatura adecuada. Tiene una densidad media de 800 kg/m³. Las materias primas utilizadas para su fabricación son:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fibras, obtenidas a partir de chapas de madera natural o residuos. Las fibras son una mezcla que procede en un 90% de chapa y en un 10% de residuo. - Resina, se utiliza cola termoendurecible de Urea-Formaldehído (UF) en una proporción aproximada de 15 % de cola y 85 % de fibras. - Aditivos, se incorporan para mejorar ciertas propiedades, p.e. ceras (parafinas) para aumentar repelencia a la humedad, productos ignífugos, productos insecticidas, etc. - Catalizadores, para aumentar la velocidad de las reacciones. 	



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES

Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad (Tm)	camión ⁶
Madera en rollo ¹	0.855	50		16
Virutas ²	0.045	200		28
Cola U-F estándar ³	0.15	100		28
Parafina ⁴	0.00782	300		28
Catalizador ⁵	0.00168	150		28

AGUA

Proceso	Cantidad (l)
Producción	0.24641

CONSUMOS ENERGÉTICOS

Tipo	Cantidad
Electricidad ⁷	0.28125 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE¹		
Proceso	Composición	Cantidad (gr)
Secado de la partícula	CO ₂ ⁸	129.23
	SO ₂ ⁸	0.9799
	CO ⁸	1.98
	NO ₂ ⁸	0.338
	Partículas ⁸	1.261
Prensado del tablero	Formaldehído ⁹	0.03645
	Partículas ¹⁰	0.052
Enfriamiento del tablero	Partículas ¹⁰	0.018
	2,5-dimetil benzaldehído ¹⁰	5.8e-5
	Acetaldehído ¹⁰	3.06e-4
	Acetona ¹⁰	6.42e-4
	Acroleína ¹⁰	6.73e-5
	Benzaldehído ¹⁰	3.03e-5
	Butilaldehído ¹⁰	4.28e-4
	Crotonaldehído ¹⁰	7.95e-5
	Hexaldehído ¹⁰	1.99e-4
	Isovaleraldehído ¹⁰	7.65e-5
	Metil etil cetona ¹⁰	3.36e-5
	o-Tolualdehído ¹⁰	1.99e-5
	p-Tolualdehído ¹⁰	5.20e-5
	Valeraldehído ¹⁰	1.47e-4

EMISIONES AL AGUA¹¹	
Composición	Cantidad (mg)
Sólidos en suspensión	3.905
DQO	23.678
DBO	4.029
Cloruros	12.025
Fenoles	0.0267
Sulfatos	11.777
Fósforo total	0.094211
Nitrógeno total	3.812
Aldehídos	0.051
Nitrógeno amoniacal	2.975

RESIDUOS SÓLIDOS	
Composición	Cantidad (kg)
Residuos de madera ¹²	0.0595

OBSERVACIONES

⁰ En el análisis se ha supuesto una unidad funcional de 1 m² de espesor 30 mm, equivalente a 25.5 kg, con una densidad media de 850 kg/m³.

¹ Adaptado de IVAM LCA Data 2.0.

² Sólo se ha considerado el transporte a la empresa fabricante del tablero como impacto.

³ Ver ficha de colas termoendurecibles: Cola U-F estándar.

⁴ Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0

⁵ Catalizador: (NH₄) SO₄. Adaptado de IVAM LCA Data 2.0.

⁶ Modelo de transporte de BUWAL 250.

⁷ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).

⁸ Datos de emisiones de la combustión procedentes de la caldera de biomasa y de fuel, extrapolados a partir de las emisiones del tablero de partículas (proporcional a la densidad del tablero).

⁹ Emisiones de formaldehído: 0.243 gr (formaldehído) / kg (resina). Incluye las emisiones del proceso de prensado y enfriamiento, calculadas a partir del contenido en formaldehído libre de la resina.

¹⁰ Datos bibliográficos de USEPA (1998).

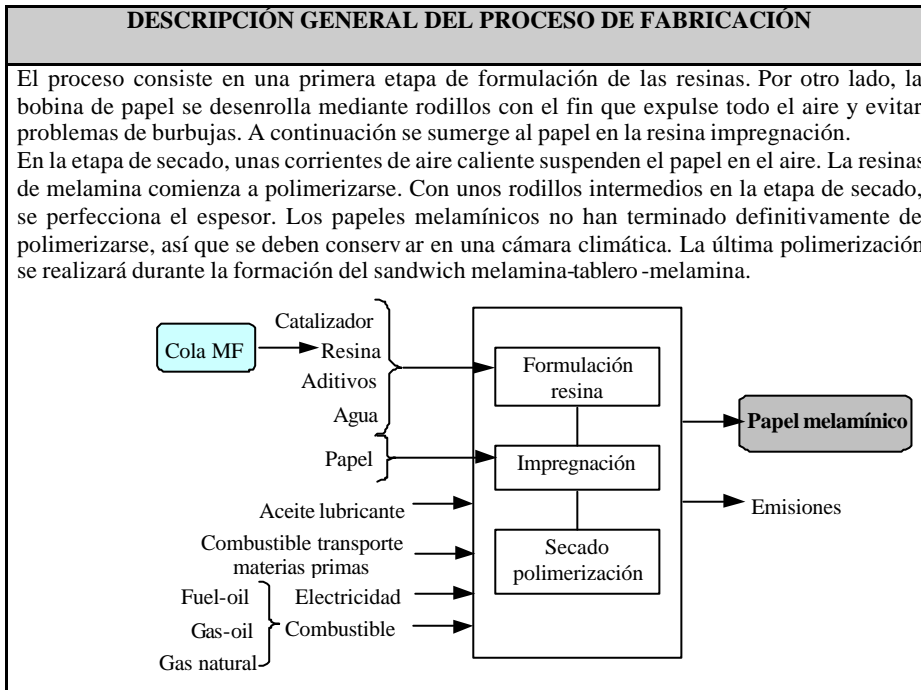
¹¹ Datos de emisiones al agua extrapolados a partir de las emisiones del tablero de partículas (proporcional a la densidad del tablero).

¹² Entrada a la caldera de biomasa como combustible. La diferencia entre la cantidad de material entrante y la salida del producto más el residuo corresponde a la pérdida de humedad. Humedad de la materia prima: 12% madera y 35% cola, siendo 6% la humedad final del tablero resultante.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	REVESTIMIENTO MELAMÍNICO/LAMINADO BAJA DENSIDAD
UNIDAD FUNCIONAL^U	1 m ²
MÉTODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	directamente del proceso en estudio
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO

Las láminas de melamina constituyen uno de los revestimientos más utilizados en la industria del tablero. Las materias primas que se utilizan para su fabricación son papel de distinto gramaje (en función de la calidad final del revestimiento) y resina termoendurecible de melamina-formaldehído en una proporción aproximada de 40/60. Los tintes son opcionales dependiendo de las características finales del producto (no se han incluido en el inventario). Los aditivos y catalizador se añaden para mejorar el proceso.



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión⁸ (Tm)
Papel kraft ¹	0.18857	150	28
Cola M-F ²	0.57143	150	28
Aditivos ³	0.00043	100	16
Catalizador ⁴	0.00143	100	16
Partes metálicas ⁵	1.347e-3	50	16
Aceite lubricante ⁶	1.22e-5	50	16
Textil ⁷	3.43e-6	100	16

AGUA	
Proceso	Cantidad (l)
Fabricación	0.24986
Servicios	0.27143

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ⁹	0.13679 kWh
Gas natural ¹⁰	0.0068 m ³
Fuel oil ¹⁰	0.00237 kg

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE		
Proceso	Composición	Cantidad (g)
Caldera	CO ₂	78.02846
	CO	2.372143
	NO ₂	0.278793
	Partículas	0.447429
	SO ₂	0.818086
Secadero	CO ₂	860.694
	CO	3.834
	NO	2.636143
	SO ₂	4.381714

EMISIONES AL AGUA	
Composición	Cantidad (mg)
Sólidos en suspensión	4.07025
DQO	24.67993
DBO	4.19946
Cloruros	12.53379
Fenoles	0.02778
Sulfatos	12.27536
Fósforo total	0.09820
Nitrógeno total	3.97334
Aldehídos	0.05298
Nitrógeno amoniacal	3.10114

RESIDUOS SÓLIDOS	
Composición	Cantidad (kg)
Papel impregnado resina ¹¹	0.1114
Papel sin impregnar ¹²	0.00857
Restos disolución cola impregnación ^{11,14}	0.4
Textil ¹¹	3.43e-6
Residuos metálicos ¹³	0.001347
Aceite lubricante ¹¹	0.0000128571

OBSERVACIONES
<p>⁰ Gramaje: 0.175 gr/m².</p> <p>¹ Datos de inventario de Pr4 Database.</p> <p>² Ver ficha de colas termoendurecibles: Cola M-F.</p> <p>³ Aditivo (NH₄ Cl) no considerado como materia prima. Sólo se considera el impacto producido por el transporte del mismo.</p> <p>⁴ Catalizador de impregnación no considerado como materia prima. Sólo se considera el impacto producido por el transporte del mismo.</p> <p>⁵ Se supone partes metálicas utilizadas para mantenimiento igual a chatarra metálica producida. Material y modelo de reciclaje de metal según la base de datos BUWAL 250.</p> <p>⁶ Se supone cantidad comprada igual a residuo generado.</p> <p>⁷ Trapos utilizados en la limpieza. Datos de inventario de Idemat'96.</p> <p>⁸ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>⁹ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>¹⁰ Datos de inventario de ETH en la base de datos de IVAM LCA Data 2.0.</p> <p>¹¹ Gestión del residuo como RTP. Se considera sólo el impacto producido por el transporte (50 km).</p> <p>¹² Se supone reciclaje según modelo de reciclaje de papel de la base de datos BUWAL 250.</p> <p>¹³ Se supone reciclaje según modelo de reciclaje de metal de la base de datos BUWAL 250.</p> <p>¹⁴ La diferencia entre la cantidad de material entrante y la salida del producto más el residuo corresponde a la pérdida de humedad. Cola de impregnación con contenido en sólidos del 65%.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	REVESTIMIENTO LAMINADO ALTA DENSIDAD
UNIDAD FUNCIONAL ⁰	1 m ²
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio/extrapolación procesos similares
REPRESENTATIVIDAD	Promedio de dos compañías
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO
<p>El laminado de alta densidad se utiliza como revestimiento superficial de diferentes tipos de mobiliario. Su propiedad más importante es su resistencia superficial, por lo que se emplea principalmente en muebles que van a estar sometidos a mucho desgaste.</p> <p>Está formado por varias capas de papeles: papel decorativo (exterior) impregnado de cola termoendurecible de melamina-formaldehído y papel base tipo kraft (varias capas dependiendo del espesor deseado) impregnados con resinas fenólicas tipo fenol-formaldehído. Las proporciones papel/resina que se utilizan son 75/25 y 50/50 para la capa decorativa y capa base, respectivamente.</p>

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PROCESO DE FABRICACIÓN
<p>El proceso de fabricación de los laminados de alta presión consiste en el prensado de las distintas hojas ya impregnadas en las resinas.</p> <pre> graph LR subgraph Inputs C1[Cola MF] C2[Cola PF] R[Resina] P[Papel] C3[Combustible transporte materias primas] C4[Electricidad] end C1 & C2 --> RP{ } RP --> I[Impregnación] R & P --> I I --> P2[Prensado] C3 --> P2 C4 --> P2 I --> E[Estratificado] P2 --> E2[Emisiones] </pre>

ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES

Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ³ (Tm)
Papel base ¹	0.660	150	28
Papel decorativo ¹	0.088	150	28
Cola M-F ²	0.16	150	28
Cola F-F ²	0.400	150	28

AGUA

Proceso	Cantidad (l)
Fabricación ⁴	0.5

CONSUMOS ENERGÉTICOS

Tipo	Cantidad
Electricidad ⁵	1.1 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE

Proceso	Composición	Cantidad (g)
No se han cuantificado.		

EMISIONES AL AGUA⁶

Composición	Cantidad (mg)
Sólidos en suspensión	4.0
DQO	24.19
DBO	4.12
Cloruros	12.28
Fenoles	0.02772
Sulfatos	12.03
Fósforo total	0.096
Nitrógeno total	3.89
Aldehídos	0.052
Nitrógeno amoniacal	3.04

RESIDUOS SÓLIDOS⁶

Composición	Cantidad (kg)
Papel impregnado resina ^{7,8}	0.06
Papel sin impregnar ^{7,9}	0.008
Restos disolución cola impregnación ^{7,8}	0.28

OBSERVACIONES

⁰ Gramaje: 960 gr/m².

¹ Datos de inventario de Pré4 Database.

² Ver ficha de colas termoendurecibles: Cola M-F y Cola F-F.

³ Modelo de transporte de BUWAL 250.

⁴ Supuesto a partir del inventario del laminado de baja densidad.

⁵ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).

⁶ Aproximadamente se supone un residuo del 10% y 30% de papel y resina.

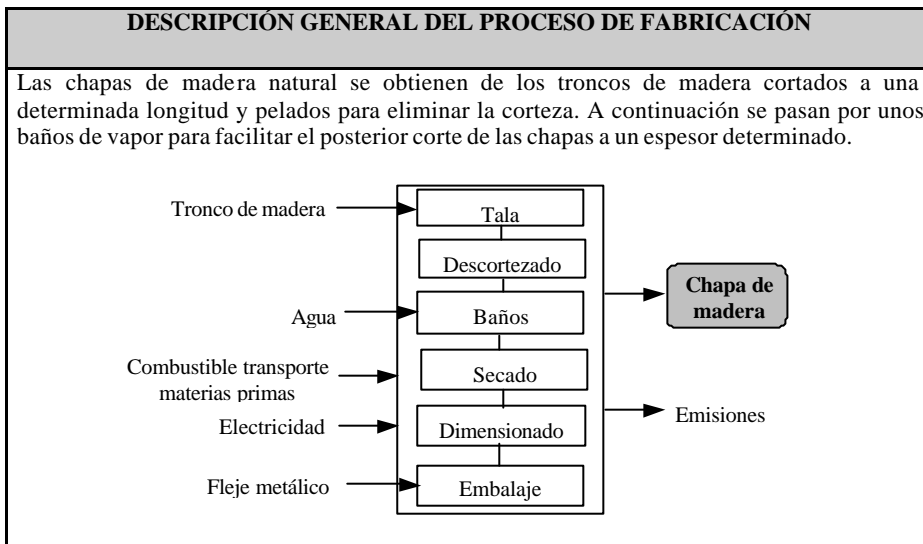
⁷ Extrapolados a partir de la información del laminado de baja densidad.

⁸ Gestión del residuo como RTP. Se consideró sólo el impacto producido por el transporte (50 km).

⁹ Se supone reciclaje según modelo de reciclaje de papel de la base de datos BUWAL 250.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	CHAPA NATURAL
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
MÉTODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	datos adaptados de IVAM LCA Data /directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio mensual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO
Chapa natural para el revestimiento de tableros derivados de la madera.



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES

Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁶ (Tm)
Tronco de madera ¹	2.0	(1)	(1)
Fleje metálico ²	0.005	100	16

AGUA

Proceso	Cantidad (l)
Producción	18.55

CONSUMOS ENERGÉTICOS

Tipo	Cantidad
Corte de la chapa ³	20.8 MJ
Secado de la chapa ³	2.84 MJ
Cosido/Corte chapa a medida ⁴	0.56 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE

Composición	Cantidad (kg)
BOD ⁵	0.005
COD ⁵	0.0012

EMISIONES AL AGUA

Composición	Cantidad (mg)
No se han cu antificado.	

RESIDUOS SOLIDOS

Composición	Cantidad (kg)
Restos de madera ⁶	0.261

OBSERVACIONES

¹ Los datos de inventario de la producción de chapa se han adaptado de la base de datos IVAM LCA Data 2.0 con la ayuda de información recopilada en una empresa consultada. Se ha supuesto un promedio de chapas nacionales e importadas (chapas tropicales). Los datos correspondientes al primer proceso de producción de la chapa en bruto son los recomendados por la base de datos IVAM: camión de 16 Tm a distancia de 100 km y barco a una distancia de 2500 km. El transporte de la chapa ya seca hasta la empresa final que la corta/cose a medida se ha supuesto una media de 1500 km (nacional e importación) con camión de 28 Tm.

² Material de embalaje del producto acabado. Datos de inventario de BUWAL 250.

³ Producción de energía a partir de residuos de madera.

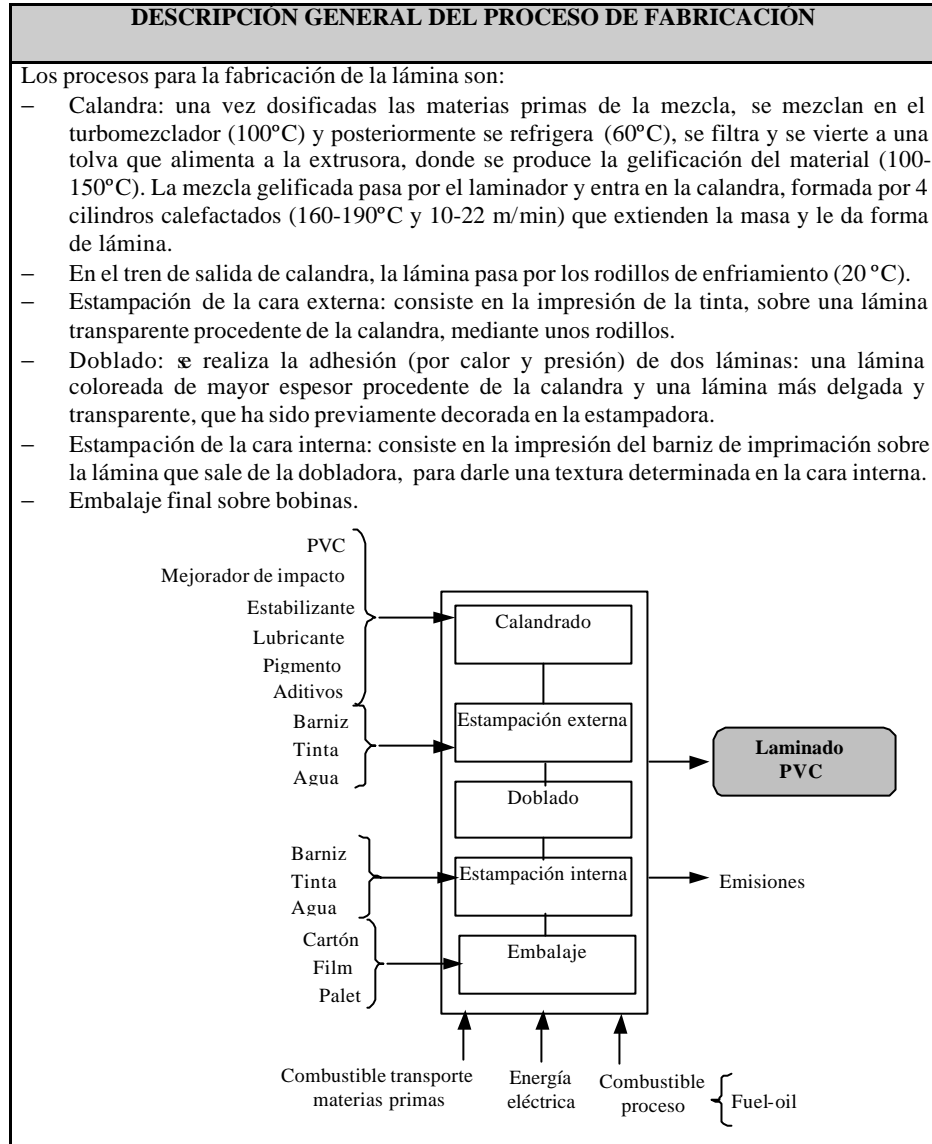
⁴ Modelo de energía eléctrica para España según ETH, actualizado con REE (2002).

⁵ Datos de IVAM LCA Data 2.0.

⁶ La diferencia de peso entre el producto acabado y residuos y la cantidad de materia prima de entrada se debe a la diferencia de humedad, ya que la chapa sufre un proceso de secado tras su corte al espesor requerido.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	LAMINADO PVC
UNIDAD FUNCIONAL^U	1 kg
MÉTODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO
<p>Los laminados de PVC se utilizan en la industria del mueble para el recubrimiento de cantos y superficies, con espesores muy variables. Densidad 1.35 gr/cm³.</p> <p>Composición de una fórmula tipo para este tipo de láminas:</p> <ul style="list-style-type: none"> - PVC (100) - Mejorador de impacto: MBS. Metil metacrilato butadieno estireno (12) - Estabilizante: Mercaptida de octil estaño (2,5) - Co-Estabilizante: Aceite de soja epoxidado (ESBO) (2) - Lubricantes: mono-esterato de glicerina, mono-oleato de glicerina (0,8) - Ayuda de proceso: ceras acrílicas, poli-acrilato de butilo (1) - Pigmentos orgánicos/inorgánicos: TiO₂, negro de humo, etc. (1 –10) <p>En caso de llevar un dibujo impreso, en la cara externa se utilizan tintas en base acuosa (30% ligante: poliuretano acrílico, 20% pigmento y 50% agua) y en la cara interna barniz de imprimación (20% PVC y 80% acetato de etilo, tolueno, metilcetona).</p> <p>El embalaje consiste en una bobina de cartón que se fija con film estirable de PE y se almacenan sobre palets.</p>



ENTRADAS AL SISTEMA**MATERIALES**

Material	Cantidad (kg)	Distancia ¹⁴ (km)	Capacidad camión ¹⁹ (Tm)
PVC ¹	0.8155	390	28
Mejorador de impacto ²	0.0978	370	16
Estabilizante ³	0.0204	370	16
Co-estabilizante ⁴	0.0163	370	16
Lubricante ⁵	0.0065	370	16
Ayuda al proceso ⁶	0.0082	370	16
Pigmento ⁷	0.0408	370	16
Ligante tinta ⁸	0.0217	370	16
Pigmento tinta ⁹	0.0145	370	16
Barniz imprimación ¹⁰	0.0463	370	16
Aceite lubricante ¹¹	0.0004	50	16
Cartón ¹²	0.0041	90	28
Film estirable ¹²	0.0006	90	3,5
Palet ¹³	0.0463	35	3,5

AGUA

Proceso	Cantidad (l)
Fabricación	4.5375e-5

CONSUMOS ENERGETICOS

Tipo	Cantidad
Electricidad ¹⁵	0.5556 kWh
Fuel oil ¹⁶	0.0463 kg

SALIDAS DEL SISTEMA**EMISIONES AL AIRE**

Composición	Cantidad (g)
Compuestos orgánicos ¹⁶	37.037

EMISIONES AL AGUA

Composición	Cantidad (mg)
No se han cuantificado.	

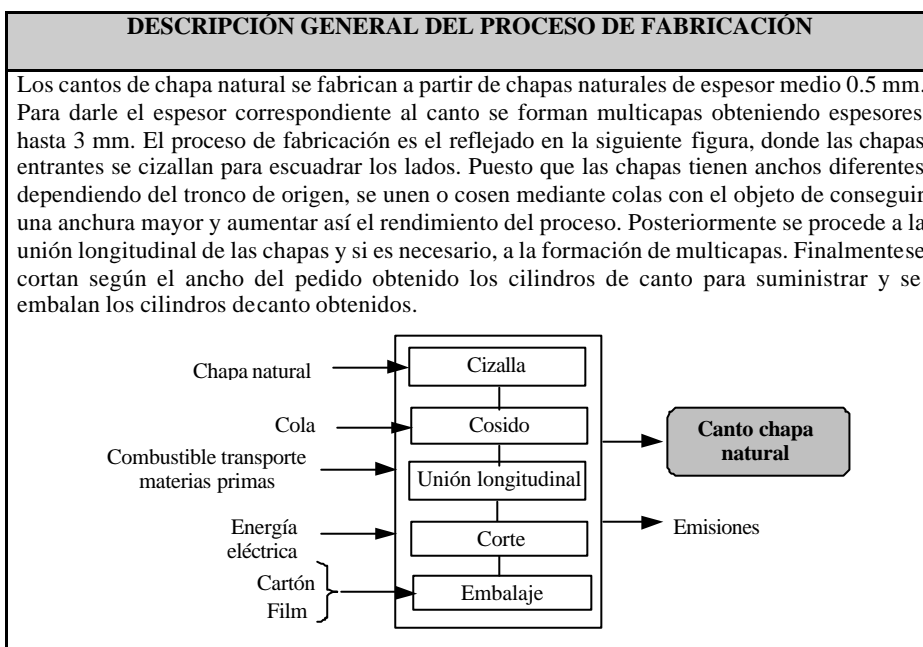
RESIDUOS SÓLIDOS

Composición	Cantidad (kg)
Material plastificado ¹⁷	0.055
Sólidos filtrados agua lavado ¹⁸	0.033
Aceite lubricante ¹¹	0.0016
Palet ¹³	0.00463

OBSERVACIONES
<p>⁰ En el análisis se ha supuesto una unidad funcional de 1 m-lineal de 33 mm de ancho y 2 mm de espesor, equivalente a 89.1 g, con una densidad media de 1.35 g/cm³.</p> <p>¹ Datos de inventario de BUWAL 250.</p> <p>² Mejorador de impacto: metil metacrilato butadieno estireno, formado a partir de datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0. No contiene emisiones.</p> <p>³ Estabilizante: mercaptida de octil estaño. No considerado como materia prima. Sólo se ha considerado su transporte.</p> <p>⁴ Co-estabilizante: aceite de soja epoxidado (ESBO). No considerado como materia prima. Sólo se ha considerado su transporte.</p> <p>⁵ Lubricante: mono-esterato de glicerina. No considerado como materia prima. Sólo se ha considerado su transporte.</p> <p>⁶ Ayuda al proceso: ceras acrílica. No considerado como materia prima. Sólo se ha considerado su transporte.</p> <p>⁷ Pigmento TiO₂. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.</p> <p>⁸ Ligante de tinta: poliuretano acrílico. No considerado como materia prima. Sólo se ha considerado su transporte.</p> <p>⁹ Pigmento tinta. No considerado como materia prima. Sólo se ha considerado su transporte.</p> <p>¹⁰ Barniz de imprimación. Composición (PVC 20%, tolueno 80%).</p> <p>¹¹ Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.</p> <p>¹² Datos de inventario de la base de datos BUWAL 250.</p> <p>¹³ Palet: considerado el peso total sólo en el transporte. Se supone peso de materia prima y residuo 10% del peso real, puesto que se supone se reutiliza 10 veces. Retirada según modelo de reciclaje de madera BUWAL 250.</p> <p>¹⁴ Distancia al distribuidor nacional. Distancias corregidas suponiendo un promedio de 2000 km de distancia de transporte de la materia prima hasta distribuidor.</p> <p>¹⁵ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>¹⁶ Acetato de etilo, tolueno, metilcetona, etc.</p> <p>¹⁷ Se ha supuesto reciclaje PVC según modelo de BUWAL 250.</p> <p>¹⁸ Gestión externa. Se ha considerado únicamente el impacto debido su transporte (700 km).</p> <p>¹⁹ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	CANTO CHAPA NATURAL
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio mensual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO	
Se utiliza para el aplacado de cantos en tableros revestidos con chapa de madera natural. Como materia prima se utiliza:	
<ul style="list-style-type: none"> - chapa de espesor medio 0.5 mm que se recepciona embalada con film termorretráctil y - cola o hilo para coser as chapas a un determinado ancho - material de embalaje 	
Datos de una empresa con producción 120000 m-l/día de espesor medio 1,55 mm.	



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES

Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁶ (Tm)
Chapa natural ¹	1.02343	1500	28
Cola ²	-	-	-
Flejes metálicos ³	0.00502	1500	28
Film termorretráctil ⁴	0.00502	1500	28
Cartón ⁵	0.05	100	16
Film termorretráctil ⁴	0.005	100	16

AGUA

Proceso	Cantidad (l)
Fabricación	1.1516

CONSUMOS ENERGÉTICOS

Tipo	Cantidad
Electricidad ⁷	0.56305 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE

Composición	Cantidad (g)
No se han cuantificado.	

EMISIONES AL AGUA

Composición	Cantidad (mg)
No se han cuantificado.	

RESIDUOS SÓLIDOS

Composición	Cantidad (kg)
Restos de chapa ⁸	0.02343
Plástico ⁹	0.00502
Metal ¹⁰	0.00502

OBSERVACIONES

¹ Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.

² Cola/hilo para cosido de chapas. No se dispone de información.

³ Material de embalaje de las láminas de chapa natural. Datos de inventario de BUWAL 250.

⁴ Material de embalaje de las láminas de chapa natural. Ver ficha de inventario: film termorretráctil.

⁵ Material de embalaje del producto acabado. Datos de inventario de BUWAL 250.

⁶ Modelo de transporte de BUWAL 250.

⁷ Modelo de energía eléctrica para España según ETH, actualizado con REE (2002).

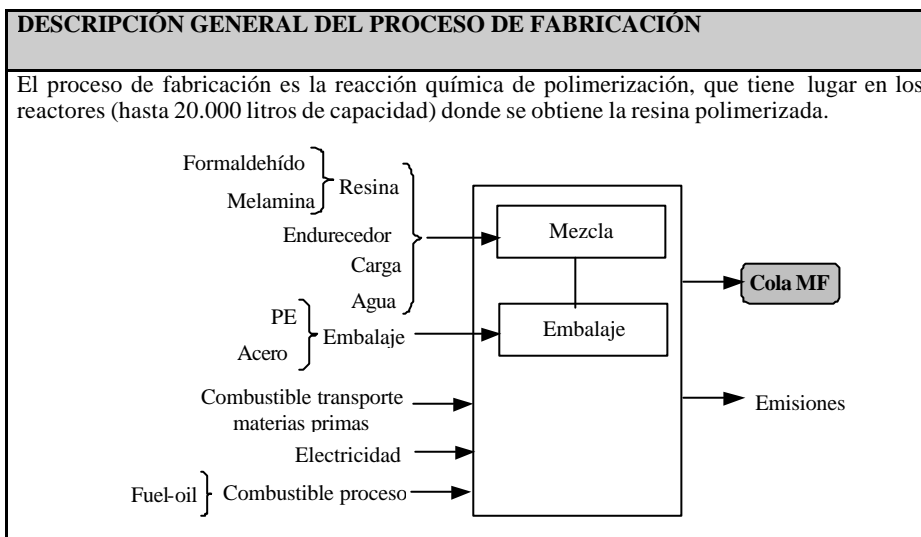
⁸ Recortes de chapa. Se ha supuesto reciclaje según modelo de reciclaje de madera de BUWAL 250.

⁹ Material de embalaje de la materia prima. Se ha supuesto reciclaje según modelo de reciclaje

¹⁰ Material de embalaje de la materia prima. Se ha supuesto reciclaje según modelo de reciclaje de metales de BUWAL 250.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	COLA TERMOENDURECIBLE MELAMINA FORMALDEHIDO
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO
<p>Resina utilizada para la fabricación de revestimientos de tableros derivados de la madera. En concreto, para la fabricación de papeles decorativos impregnados de melamina.</p> <p>Resina utilizada para la fabricación de los tableros derivados de la madera.</p> <p>Densidad: 0.680 gr/cm3. contenido en sólidos: 55%</p> <p>Las materias primas utilizadas son:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Resina: mezcla formada a partir de melamina y formaldehído. - Endurecedores: sales de amonio, amoniaco (5-7 %) - Cargas: harinas o sales minerales (1-10 %) para mejorar la mezcla y abaratar costes. - Agua. Se utiliza para obtener la mezcla con la viscosidad adecuada. <p>Se almacena y distribuye en envases plásticos de HDPE con jaula de acero.</p>



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Procedencia (km)	Capacidad camión ⁵ (Tm)
Melamina ¹	0.172	300	28
Formaldehído ¹	0.258	300	28
Endurecedor ²	0.020	300	28
Carga ³	0.100	300	28
Depósito plástico ⁴	0.028	300	28
Jaula de acero ⁴	0.067	300	28

CONSUMOS DE AGUA⁶	
Proceso	Cantidad (m ³)
Producción	0.000450

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad	0.020 kWh
Fuel oil	0.009474 kg

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE	
Formaldehído ⁸	0.245 gr

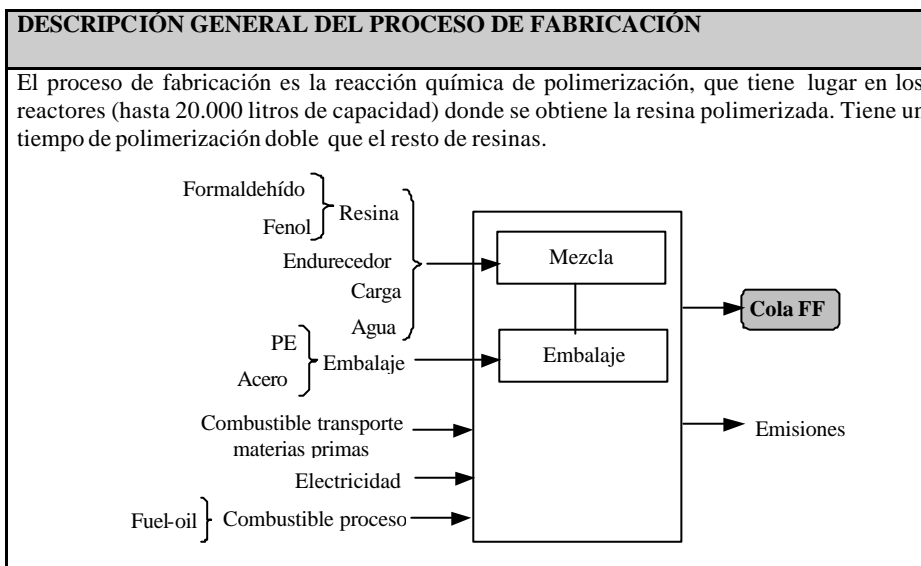
EMISIONES AL AGUA	
No se han cuantificado.	

RESIDUOS SÓLIDOS	
No se han cuantificado.	

OBSERVACIONES	
¹ Datos de inventario de Idemat'96. ² Endurecedor. Se supone un endurecedor con base amoniaco. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0. ³ Carga para mejorar las características de la mezcla y abaratar costes. Se supone se añaden carbonatos. ⁴ Envase de la cola producida. Datos de inventario de BUWAL 250. ⁵ Modelo de transporte de BUWAL 250. ⁶ Contenido en sólidos 55%. ⁷ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002). ⁸ Fuente Safriet (1991).	

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	COLA TERMOENDURECIBLE FENOL FORMALDEHÍDO
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO
<p>Resina utilizada para la fabricación de revestimientos de tableros derivados de la madera. En concreto, para la fabricación de la base en los laminados de alta densidad. Resina utilizada para la fabricación de los tableros derivados de la madera. Densidad: 0.680 gr/cm3. Contenido en sólidos: 54% Las materias primas utilizadas son:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Resina: mezcla formada a partir de fenol y formaldehído. - Endurecedores:sales de amonio, amoniaco. - Cargas: harinas o sales minerales para mejorar la mezcla y abaratar costes. - Agua. Se utiliza para obtener la mezcla con la viscosidad adecuada. <p>Se almacena y distribuye en envases plásticos de HDPE con jaula de acero.</p>



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Procedencia (km)	Capacidad camión ⁵ (Tm)
Fenol ¹	0.080	300	28
Formaldehído ¹	0.120	300	28
Endurecedor ²	0.060	300	28
Carga ³	0.280	300	28
Depósito plástico ⁴	0.028	300	28
Jaula de acero ⁴	0.067	300	28

CONSUMOS DE AGUA⁶	
Proceso	Cantidad (m ³)
Producción	0,000460

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad	0.040 kWh
Fuel oil	0.009474 kg

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE	
Formaldehído ⁸	0.114 gr

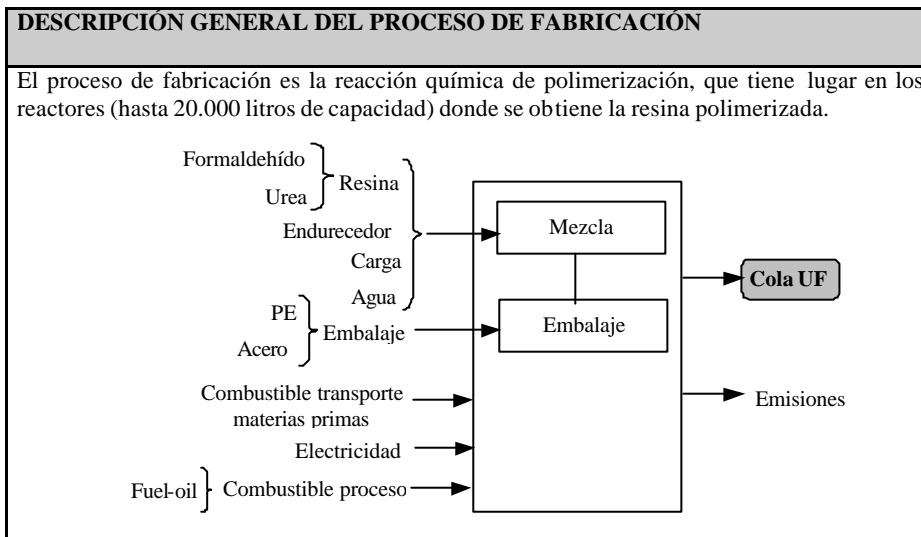
EMISIONES AL AGUA	
No se han cuantificado.	

RESIDUOS SÓLIDOS	
No se han cuantificado.	

OBSERVACIONES	
¹ Datos de inventario de Idemat'96. ² Endurecedor. Se supone un endurecedor con base amoniaco. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0. ³ Carga para mejorar las características de la mezcla y abaratar costes. Se supone se añaden carbonatos. ⁴ Envase de la cola producida. Datos de inventario de BUWAL 250. ⁵ Modelo de transporte de BUWAL 250. ⁶ Contenido en sólidos 55%. ⁷ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002). ⁸ Fuente Safriet (1991).	

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	COLA TERMOENDURECIBLE UREA FORMALDEHIDO estándar
UNIDAD	1 kg
MÉTODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO	
<p>Resina utilizada para la fabricación de los tableros derivados de la madera. Densidad: 0.680 gr/cm³. Contenido en sólidos: 65%. Las materias primas utilizadas son:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Resina: formada por urea y formaldehído. - Endurecedores: sales de amonio, amoniaco - Cargas: harinas o sales minerales para mejorar la mezcla y abaratar costes. - Agua. Se utiliza para obtener la mezcla con la viscosidad adecuada. <p>Se almacena y distribuye en envases plásticos de HDPE con jaula de acero.</p>	



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Procedencia (km)	Capacidad camión ⁵ (Tm)
Urea ¹	0.162	300	28
Formaldehído ¹	0.243	300	28
Endurecedor ²	0.025	300	28
Carga ³	0.220	300	28
Depósito plástico ⁴	0.028	300	28
Jaula de acero ⁴	0.067	300	28

CONSUMOS DE AGUA⁶	
Proceso	Cantidad (m ³)
Producción	0.00035

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad	0.020 kWh
Fuel oil	0.009474 kg

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE	
Composición	Cantidad (gr)
Formaldehído ⁸	0.231 gr

EMISIONES AL AGUA
No se han cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS
No se han cuantificado.

OBSERVACIONES
¹ Datos de inventario de Idemat ⁹⁶ . ² Endurecedor. Se supone un endurecedor con base amoniaco. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0. ³ Carga. Se supone se añaden carbonatos. ⁴ Envase de la cola producida. Datos de inventario de BUWAL 250. ⁵ Modelo de transporte de BUWAL 250. ⁶ Contenido en sólidos 65%. ⁷ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002). ⁸ Fuente Safriet (1991).

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	COLA TERMOENDURECIBLE UREA FORMALDEHÍDO (bajo formol)
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO
Resina utilizada para la fabricación de los tableros derivados de la madera con bajo contenido
Densidad: 0.680 gr/cm3. contenido en sólidos: 65%.
Las materias primas utilizadas son:
– Resina: mezcla formada por formaldehído, urea y melamina.
– Endurecedores: sales de amonio, amoniaco.
– Cargas: harinas o sales minerales para mejorar la mezcla y abaratar costes.
– Agua. Se utiliza para obtener la mezcla con la viscosidad adecuada.
Se almacena y distribuye en envases plásticos de HDPE con jaula de acero.



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Procedencia (km)	Capacidad camión ⁵ (Tm)
Urea ¹	0.223	300	28
Formaldehído ¹	0.081	300	28
Melamina ¹	0.113	300	28
Endurecedor ²	0.025	300	28
Carga ³	0.208	300	28
Depósito plástico ⁴	0.028	300	28
Jaula de acero ⁴	0.067	300	28

CONSUMOS DE AGUA⁶	
Proceso	Cantidad (m ³)
Producción	0.00035

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad	0.020 kWh
Fuel oil	0.009474 kg

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE	
Composición	Cantidad (gr)
Formaldehído ⁸	0.0077 gr

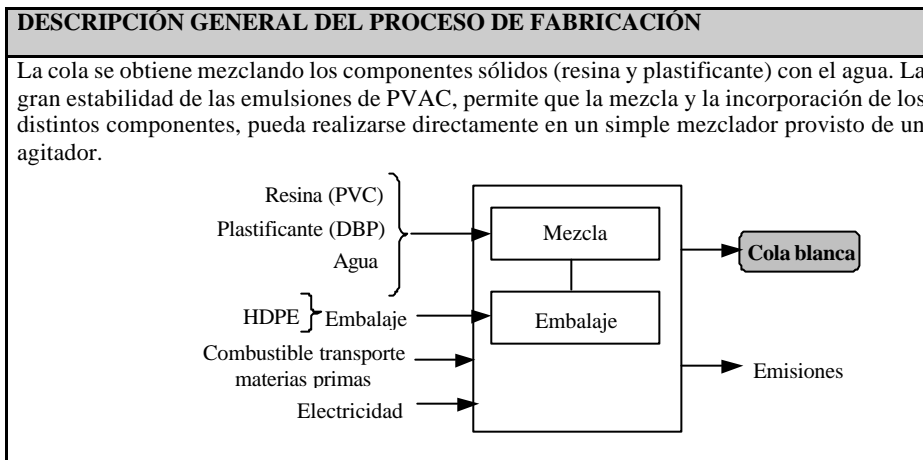
EMISIONES AL AGUA
No se han cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS
No se han cuantificado.

OBSERVACIONES
¹ Datos de inventario de Idemat ⁹⁶ .
² Endurecedor. Se supone un endurecedor con base amoniaco. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
³ Carga para mejorar las características de la mezcla y abaratar costes. Se supone se añaden carbonatos.
⁴ Envase de la cola producida. Datos de inventario de BUWAL 250.
⁵ Modelo de transporte de BUWAL 250.
⁶ Contenido en sólidos 65%.
⁷ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).
⁸ Fuente Safriet (1991).

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	COLA BLANCA
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO
<p>La cola blanca o acetato de polivinilo se trata de una emulsión de una resina orgánica en agua que al evaporarse provoca que la resina se sulte, dando lugar a una película dura que permite la unión de los materiales. Su uso es generalizado en el sector del mueble para encolado de juntas.</p> <p>Densidad : 1.05 g/cm³.</p>



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Procedencia (km)	Capacidad camión ⁴ (Tm)
Resina ¹	0.45	370	28
Plastificante ²	0.10	370	16
Bidones plásticos ³	0.04	55	28

CONSUMOS DE AGUA	
Proceso	Cantidad (l)
Fase acuosa emulsión	0.45
Limpieza mezcladora	4.17 10 ⁻²

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ⁵	0.0010 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE
No se han cuantificado.

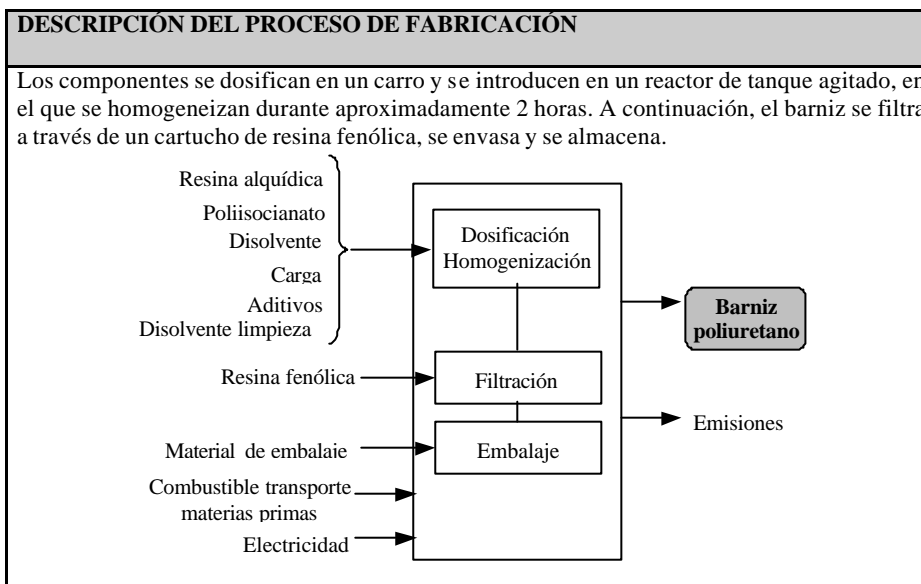
EMISIONES AL AGUA		
Proceso	Composición	Cantidad (gr)
Agua residual de lavado	SS	0.0062

RESIDUOS SÓLIDOS		
Proceso	Tipo de residuo	Cantidad (g)
Limpieza mezcladora ⁶	Sólidos eliminados del agua residual	0.0354

OBSERVACIONES		
¹ Resina: Acetato de polivinilo (PVAC). Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.		
² Plastificante Dibutil-ftalato (DBP). Supongo ácido tereftálico DMT. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.		
³ Envase de la cola producida. Datos de inventario de BUWAL 250.		
⁴ Modelo de transporte de BUWAL 250.		
⁵ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).		
⁶ Sólidos retirados en los lodos de depuradora. Tratamiento como RTP. Considerado sólo el impacto producido por el transporte a 60 km.		

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	BARNIZ POLIURETANO (ETAPA FONDO)
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO
Barniz de poliuretano utilizado en la etapa previa a la aplicación del barniz de acabado, con la tapar el poro de la madera y preparar la superficie para el acabado final de un mueble barnizado. Se obtiene al mezclar dos preparados al 50% en base disolvente: polioli (-poliester, -polieter, -poliacrilato) y poliisocianatos.



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES				
Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ¹¹ (Tm)
Dosificación/	Resina alquídica ¹	0.2	370	28
Homogenización	Poliisocianatos ²	0.2	370	28
	Disolventes ³	0.4	20	28
	Cargas ⁴	0.15	370	28
	Aditivos ⁵	0.05	370	3.5
	Disolvente limpieza ⁶	0.0134	290	28
Filtración	Cartuchos ⁷	1.2 10 ⁻⁴	370	3.5
Envase	Botes metálicos ⁸	0.0657	20	3.5
	Palets ⁹	0.0253	20	3.5
	Film PE embalaje ¹⁰	0.0007	20	3.5

AGUA
No cuantificada.

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ¹²	0.064 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE
No se ha cuantificado.

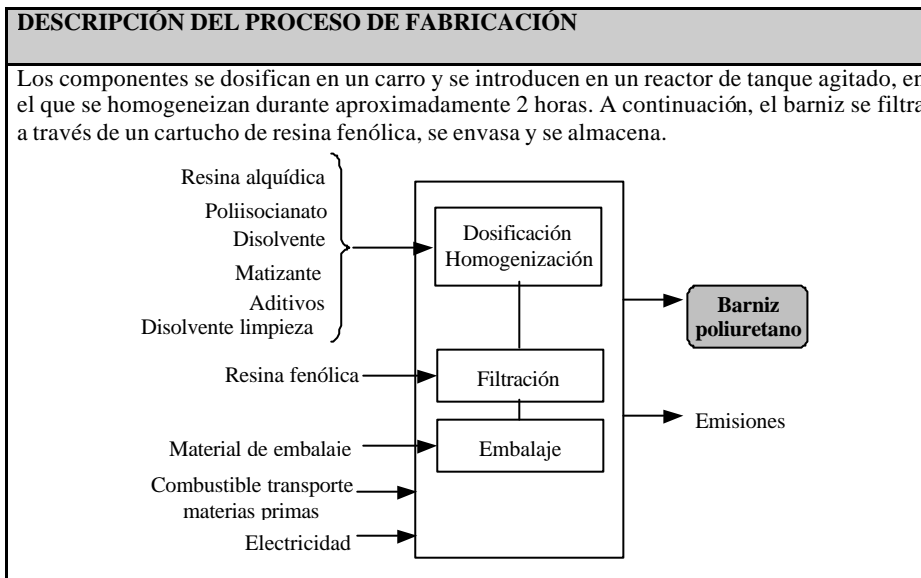
EMISIONES AL AGUA
No se ha cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS		
Proceso	Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Limpieza ¹³	Disolvente sucio	0.0134
Filtración ¹⁴	Cartuchos agotados	1.2 10 ⁻⁴
Embalaje ⁹	Palet	0.00253

OBSERVACIONES
¹ Polioliol -polieter. Datos de inventario de Pre4 Database.
² Poliisocianato. No considerado como materia prima. Se considera sólo el impacto producido por el transporte de la misma.
³ Disolventes del tipo: tolueno, xileno, acetato: etilo; butilo; isobutilo; metoxipropilo (PMA) o Metil-etil cetona (MEK). Considerado tolueno con datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
⁴ Carga de tipo talco o esterato de zinc. No considerado como materia prima. Se considera sólo el impacto producido por el transporte de la misma.
⁵ Aditivos de tipo silicona utilizados como tensioactivos, desaireantes o humectantes. No considerado como materia prima. Se considera sólo el impacto producido por el transporte de la misma.
⁶ Disolvente limpieza. Considerado tolueno con datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
⁷ Cartuchos de resina fenólica como filtro de la mezcla. No considerado como materia prima. Se considera sólo el impacto producido por el transporte de la misma.
⁸ Envase del barniz producido. Datos de inventario de BUWAL 250.
⁹ Palet: considerado el peso total sólo en el transporte. Se supone peso de materia prima y residuo 10% del peso real, puesto que se supone reutiliza 10 veces. Retirada según modelo de reciclaje de BUWAL 250.
¹⁰ Film embalaje del palet. Datos de inventario de BUWAL 250.
¹¹ Modelo de transporte de BUWAL 250.
¹² Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).
¹³ Disolvente de limpieza usado. Se regenera en una planta a 290 km. Considerado sólo el impacto producido por el transporte.
¹⁴ Cartuchos de resina fenólica agotados del proceso de filtración. Tratamiento como RTP. Considerado sólo el impacto producido por el transporte a 290 km.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	BARNIZ POLIURETANO (ETAPA ACABADO)
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO
Barniz de poliuretano utilizado en la etapa final de acabado de un mueble barnizado. Se obtiene al mezclar dos preparados al 50% en base disolvente: polioli (-poliester, -polieter, -poliacrilato) y poliisocianatos.



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES				
Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	¹¹ (Tm)
Dosificación/	Resina alquídica ¹	0.225	370	28
Homogenización	Poliisocianatos ²	0.225	370	28
	Disolventes ³	0.35	20	28
	Matizantes ⁴	0.15	370	28
	Aditivos ⁵	0.05	370	3.5
	Disolvente limpieza ⁶	0.0134	290	28
Filtración	Cartuchos ⁷	1.2 10 ⁻⁴	370	3.5
Envase	Botes metálicos ⁸	0.0667	20	3.5
	Palets ⁹	0.0256	20	3.5
	Film PE embalaje ¹⁰	0.0007	20	3.5

AGUA
No cuantificada.

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ¹²	0.064 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE
No se ha cuantificado.

EMISIONES AL AGUA
No se ha cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS		
Proceso	Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Limpieza ¹³	Disolvente sucio	0.0134
Filtración ¹⁴	Cartuchos agotados	1.2 10 ⁻⁴
Embalaje ⁹	Palet	0.00256

OBSERVACIONES
<p>¹ Polioliol -polieter. Datos de inventario de Pre4 Database.</p> <p>² Poliisocianato. No considerado como materia prima. Se considera sólo el impacto producido por el transporte de la misma.</p> <p>³ Disolventes del tipo: tolueno, xileno, acetato: etilo; butilo; isobutilo; metoxipropilo (PMA) o Metil-etil cetona (MEK). Considerado tolueno con datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.</p> <p>⁴ Matizantes del tipo sílices, ceras poliolefinicas. No considerado como materia prima. Se considera sólo el impacto producido por el transporte de la misma.</p> <p>⁵ Aditivos de tipo silicona utilizados como desaireantes, extensibilizantes, mejoradores roce y rayado. No considerado como materia prima. Se considera sólo el impacto producido por el transporte de la misma.</p> <p>⁶ Disolvente limpieza . Considerado tolueno con datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.</p> <p>⁷ Cartuchos de resina fenólica como filtro de la mezcla. No considerado como materia prima. Se considera sólo el impacto producido por el transporte de la misma.</p> <p>⁸ Envase del barniz producido. Datos de inventario de BUWAL 250.</p> <p>⁹ Palet: considerado el peso total sólo en el transporte. Se supone peso de materia prima y residuo 10% del peso real, puesto que se supone reutiliza 10 veces. Retirada según modelo de reciclaje de BUWAL 250.</p> <p>¹⁰ Film embalaje del palet. Datos de inventario de BUWAL 250.</p> <p>¹¹ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>¹² Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>¹³ Disolvente de limpieza usado. Se regenera en una planta a 290 km. Considerado sólo el impacto producido por el transporte.</p> <p>¹⁴ Cartuchos de resina fenólica agotados del proceso de filtración. Tratamiento como RTP. Considerado sólo el impacto producido por el transporte.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	CORTE A MEDIDA DE TABLERO DE PARTÍCULAS
UNIDAD¹	1 m ²
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañías
NIVEL DE AGREGACIÓN	Promedio anual
TECNOLOGÍA	moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE FABRICACIÓN
Corte a medida de un tablero derivado de la madera.

ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad	Distancia (km)	Capacidad camión ³ (Tm)
Aceite mantenimiento ²	0.0007 kg	50	16

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ⁴	0.52 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE		
Proceso	Composición	Cantidad (gr)
No se han cuantificado.		

EMISIONES AL AGUA
No se ha cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS	
Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Serrín ⁵	0.095
Retales de piezas ⁵	2.8
Aceite mantenimiento ²	0.0007

OBSERVACIONES
<p>¹ 1 m² de espesor equivalente 22 mm (14.3 kg).</p> <p>² Aceite lubricante. Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.</p> <p>³ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>⁴ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>⁵ Se supone reciclaje del serrín según modelo de reciclaje de BUWAL 250.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	RECHAPADO TABLERO CON PAPEL MELAMÍNICO / LAMINADO BAJA DENSIDAD
UNIDAD FUNCIONAL	1 m ²
METODO DE RECOLECCION DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañías
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE FABRICACIÓN
El rechapado de las caras de tableros derivados de la madera con papel impregnado de Melamina o laminado de baja densidad no es necesario el encolado previo de la superficie, ya que la resina del revestimiento actúa como cola al aplicar sobre él un prensado de 70-80 kg/cm ² a una temperatura de 170-180°C.

ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material ¹	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ³ (Tm)
Aceite mantenimiento ²	0.0021	50	16

AGUA	
Proceso	Cantidad (l)
Limpieza	0.23

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ⁴	3.21 kWh
Gasoil ⁵	0.12 l
Fueloil ⁵	0.34 kg

SALIDAS DEL SISTEMA	
----------------------------	--

EMISIONES AL AIRE	
Composición	Cantidad (kg)
Partículas	3.915
CO ₂	1.521
CO	0.119
NO _x	0.014
SO ₂	0.041

EMISIONES AL AGUA		
Proceso	Composición	Cantidad (gr)
No se han cuantificado.		

RESIDUOS SÓLIDOS	
Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Aceite ²	0.0021

OBSERVACIONES
<p>¹ No se incluye la producción del tablero y el revestimiento.</p> <p>² Aceite lubricante. Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.</p> <p>³ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>⁴ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>⁵ Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	RECHAPADO TABLERO CON LAMINADO ALTA DENSIDAD
UNIDAD FUNCIONAL	1 m ²
MÉTODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañías
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE FABRICACIÓN
<p>Rechapado de las caras de tableros derivados de la madera con laminado de alta presión. El proceso de rechapado con laminado de alta presión suele hacerse con colas de fraguado rápido y en frío, aplicando posteriormente una presión de 10 kg/m². El proceso tiene dos etapas bien diferenciadas: el extendido y el prensado. En el primero, una máquina formada por dos rodillos encoladores que giran a velocidades contrarias de 20-50 m/min, depositan la cola sobre la superficie a rechapar. En el segundo proceso, una prensa facilita el contacto entre el tablero y la cola.</p>

ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ³ (Tm)
Cola ¹	0.057	300	16
Aceite mantenimiento ²	0.0054	50	16

AGUA	
Proceso	Cantidad (l)
Encolado y limpieza	0.60658

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ⁴	0.5557 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE		
Proceso	Composición	Cantidad (gr)
No se han cuantificado.		

EMISIONES AL AGUA
No se ha cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS	
Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Envase cola ⁵	0.00228
Aceite ²	0.0054
Restos de cola ⁶	0.003

OBSERVACIONES
<p>¹ Ver ficha de cola blanca. Incluye embalaje.</p> <p>² Aceite lubricante. Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.</p> <p>³ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>⁴ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>⁵ Envases de cola. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte hasta empresa gestora 50 km.</p> <p>⁶ Restos de cola. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte hasta empresa gestora 50 km.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	APLACADO DE CANTO RECTO
UNIDAD FUNCIONAL	1 m-lineal
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañías
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE FABRICACIÓN
<p>El aplacado de canto recto de un tablero derivado de la madera se realiza normalmente en una máquina encargada, además del encolado de cantos, del previo escuadrado de la superficie a cantear.</p> <p>El proceso considerado consta de los siguientes procesos unitarios:</p> <ul style="list-style-type: none"> - alimentación del tablero, - escuadre de las superficies, - alimentación del canto, - fusión dela cola termofusible, - encolado de la superficie, y - aplicación de presión y fraguado de la cola.

ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material ¹	Cantidad	Distancia (km)	Capacidad camión ⁴ (Tm)
Cola termofusible ²	0.0097 kg	300	16
Aceite mantenimiento ³	0.00073 kg	50	16

AGUA	
Proceso	5.62 l

CONSUMOS ENERGETICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ³	1.062 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE		
Proceso	Composición	Cantidad (gr)
No se han cuantificado.		

EMISIONES AL AGUA
No se ha cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS	
Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Envase de papel de la cola ⁶	0.00008
Aceite mantenimiento ³	0.00073
Restos de cola ⁷	0.0005

OBSERVACIONES
<p>¹ No se incluye como material el tablero y el canto (1 m-lineal).</p> <p>² No considerado como materia prima por falta de datos. Sólo se considera el impacto producido por el transporte.</p> <p>³ Aceite lubricante. Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.</p> <p>⁴ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>⁵ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>⁶ Envase de la cola termofusible. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.</p> <p>⁷ Restos de cola termofusible. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	POSTFORMADO CON LAMINADO ALTA DENSIDAD
UNIDAD	1 m-lineal
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañías
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE FABRICACIÓN
<p>Postformado de metro lineal de canto.</p> <p>El proceso de postformado consiste en una primera etapa de fresado, en la que se le da la forma al canto y otro de aplicación del laminado, en el que se dobla para adaptarse a la forma del canto por medio de la aplicación de calor y finalmente se pega ayudado de unos rodillos</p>

ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ³ (Tm)
Cola ¹	0.22	300	16
Aceite mantenimiento ²	0.00513	50	16

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ⁴	1.35403 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE		
Proceso	Composición	Cantidad (gr)
No se han cuantificado.		

EMISIONES AL AGUA	
No se ha cuantificado.	

RESIDUOS SÓLIDOS	
Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Envase cola ^{1,5}	0.0088
Aceite ²	0.00513
Restos de cola ⁶	0.01

OBSERVACIONES
<p>¹ Ver ficha de cola acetato de polivinilo. Incluye embalaje.</p> <p>² Aceite lubricante. Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.</p> <p>³ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>⁴ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>⁵ Envases de cola. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte hasta empresa gestora 50 km.</p> <p>⁶ Restos de cola. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte hasta empresa gestora 50 km.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	MECANIZADO DE TABLERO DE PARTICULAS
UNIDAD FUNCIONAL	1 m ²
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañías
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE FABRICACIÓN
Mecanizado de un tablero derivado de la madera.

ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ² (Tm)
Aceite mantenimiento ¹	0.002375	50	16

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ³	0.4094 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE		
Proceso	Composición	Cantidad (gr)
No se han cuantificado.		

EMISIONES AL AGUA
No se ha cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS	
Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Serrín ⁴	0.2216
Aceite mantenimiento ¹	0.002375

OBSERVACIONES
<p>¹ Aceite lubricante. Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.</p> <p>² Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>³ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>⁴ Se supone reciclaje del Serrín según modelo de reciclaje de BUWAL 250.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	LIJADO PIEZA PLANA REVESTIDA CON CHAPA NATURAL
UNIDAD FUNCIONAL	1 m ²
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañías
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGIA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE FABRICACIÓN
Lijado de un tablero derivado de la madera chapado con chapa natural.

ENTRADAS AL SISTEMA

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ¹	3.1009 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE		
Proceso	Composición	Cantidad (gr)
No se han cuantificado.		

EMISIONES AL AGUA
No se ha cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS	
Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Polvo de lijado/serrín ²	0.00928

OBSERVACIONES
¹ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).
² Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte hasta gestora 50 km.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	IMPRIMACIÓN PIEZA PLANA REVESTIDA CON CHAPA NATURAL
UNIDAD	1 m ²
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio / datos bibliográficos
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañías
NIVEL DE AGREGACION	promedio anual
TECNOLOGIA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PROCESO
Fondo de piezas planas rechapadas con chapa de madera natural.

ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁴ (Tm)
Barniz fondo ¹	0.210656	100	16
Disolvente ²	0.115861	100	16

AGUA	
Proceso	Cantidad (l)
Cabinas barnizado	0.86

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ³	1.4226 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE
No se ha cuantificado.

EMISIONES AL AGUA	
Composición	Cantidad⁶ (mg)
Sólidos en suspensión	491.79
DQO	6100.9
DBO ₅	304.2
Cloruros	483.34
Sulfatos	930.18
Fenoles	0.37
Formaldehído	3.77
Amoniacó	14.11
Nitratos	60.84
Nitritos	21.97
Fósforo total	16.22
Mercurio	0.0085

RESIDUOS SÓLIDOS	
Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Restos lodos ⁷	-
Envases barniz ⁸	0.0141
Envases disolvente ⁸	0.0161
Restos barniz ⁹	0.05

OBSERVACIONES
<p>¹ Se supone barniz de poliuretano (ver ficha de barniz de poliuretano etapa de acabado). Aplicación con 31.6% de pérdidas (promedio de diferentes sistemas de aplicación con pistola). Gramaje final: 160 gr/m². Incluye envase.</p> <p>² Disolvente. Se supone tolueno (base de datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0).</p> <p>³ Envase del disolvente. Datos de inventario de BUWAL 250.</p> <p>⁴ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>⁵ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>⁶ Fuente (Mossi, 1994).</p> <p>⁷ No se han cuantificado. Incluye restos de cola.</p> <p>⁸ Envase del barniz y del disolvente. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte hasta gestora 50 km.</p> <p>⁹ Restos de barniz. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte hasta gestora 50 km.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	ACABADO PIEZA PLANA REVESTIDA CON CHAPA NATURAL
UNIDAD FUNCIONAL	1 m ²
METODO DE RECOLECCION DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañías
NIVEL DE AGREGACION	promedio anual
TECNOLOGIA	media
LOCALIZACION GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PROCESO
Acabado de piezas planas rechapadas con chapa de madera natural.

ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁴ (Tm)
Barniz acabado ¹	0.236988	100	16
Disolvente ²	0.13034	100	16

AGUA	
Proceso	Cantidad (l)
Cabinas barnizado	0.965425

CONSUMOS ENERGETICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ³	0.1918 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE
No se ha cuantificado.

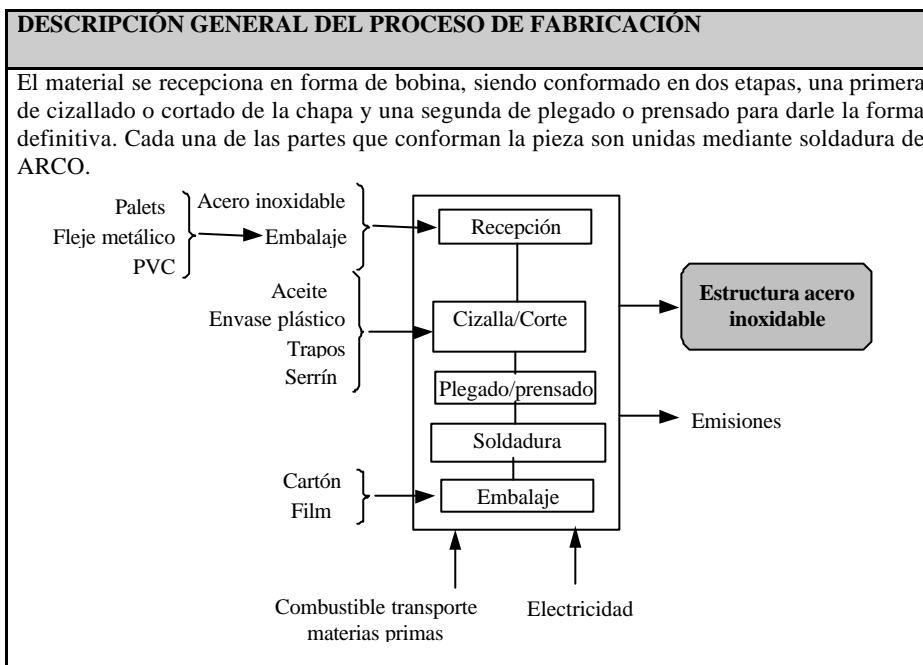
EMISIONES AL AGUA	
Composición	Cantidad⁶ (mg)
Sólidos en suspensión	91.5
DQO	16970.2
DBO ₅	2440
Cloruros	462.99
Sulfatos	739.93
Fenoles	0.97
Formaldehído	0.37
Amoníaco	4.88
Nitratos	76.25
Nitritos	7.63
Fósforo total	3.05
Mercurio	0.021

RESIDUOS SÓLIDOS	
Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Restos lodos ⁷	-
Envases barniz ⁸	0.0158
Envases disolvente ⁸	0.0181
Restos de barniz ⁹	0.057

OBSERVACIONES
<p>¹ Se supone barniz de poliuretano (ver ficha de barniz de poliuretano etapa de acabado). Aplicación con 31.6% de pérdidas (promedio de diferentes sistemas de aplicación con pistola). Gramaje final: 160 gr/m². Incluye envase.</p> <p>² Disolvente. Se supone tolueno (base de datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0).</p> <p>³ Envase del disolvente. Dato de inventario de BUWAL 250.</p> <p>⁴ Modelo de transporte de BUWAL 250.</p> <p>⁵ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).</p> <p>⁶ Fuente (Mossi, 1994).</p> <p>⁷ No se han cuantificado. Incluye restos de cola.</p> <p>⁸ Envase del barniz y del disolvente. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte hasta gestora 50 km.</p> <p>⁹ Restos de barniz. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte hasta gestora 50 km.</p>

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	ESTRUCTURA ACERO INOXIDABLE
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
MÉTODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO
<p>Estructuras de acero inoxidable para la fabricación de mobiliario en general. Composición del acero: 47.2% AISI 304 (C 0.08%, Mn 2%, P 0.045%, S 0.030%, Si 1%, Cr 18-20%, Ni 8-10.5%) y 52.76% AISI 430 (C 0.12%, Mn 1%, P 0.04%, S 0.03%, Si 1%, Cr 16-18%). Densidad: 7.8 g/cm³. Producción 12.000 kg/año</p>



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES				
Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ¹⁰ (Tm)
Recepción	Acero inoxidable ¹	1.05833	650	28
	Palet madera ²	0.00318	650	28
	Plástico embalaje ³	0.014	650	28
	Fleje de acero ⁴	0.00005	650	28
Cizalla/corte	Aceite lubricante ⁵	0.00416	40	16
	Envase plástico ³	0.0002	40	16
	Trapos ⁶	0.0002	40	16
	Serrín ⁷	0.0003	40	16
	Cartón ⁸	0.41375	40	16
Embalaje	Fil estirable ⁹	0.014	40	16

AGUA
No cuantificado.

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ¹¹	0.75 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE
No cuantificado.

EMISIONES AL AGUA
No cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS		
	Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Recepción	Palet de madera ²	0.00318
	Plástico ¹²	0.014
	Fleje de acero ¹²	0.00005
Cizalla/corte	Aceite de engrase agotado ⁵	0.000208
	Aceite hidráulico agotado ⁵	0.000208
	Garrafas de aceite ¹³	0.0002
	Recortes de acero inoxidable ¹²	0.05833
	Trapos impregnados de aceite ¹³	0.0002
	Serrín impregnado de aceite ¹³	0.0003

OBSERVACIONES

¹ Formada a partir de base de datos Idemat'96.

² Palet: considerado el peso total sólo en el transporte. Se supone peso de materia prima y residuo 10% del peso real, puesto que se supone se reutiliza 10 veces. Retirada según modelo de reciclaje de BUWAL 250.

³ Material PVC. Datos de inventario de BUWAL 250.

⁴ Incluye material (PE alta densidad) y fabricación por inyección del envase. Datos de inventario de BUWAL 250 e Idemat'96 adaptado, respectivamente.

⁵ Aceite lubricante. Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.

⁶ Trapos utilizados en la limpieza. Datos de inventario de Idemat'96.

⁷ Sólo se contabiliza el impacto de transporte del serrín.

⁸ Incluye cartón más producción de la caja. Adaptado de BUWAL 250.

⁹ Film estirable. Datos de inventario de BUWAL 250.

¹⁰ Modelo de transporte de BUWAL 250.

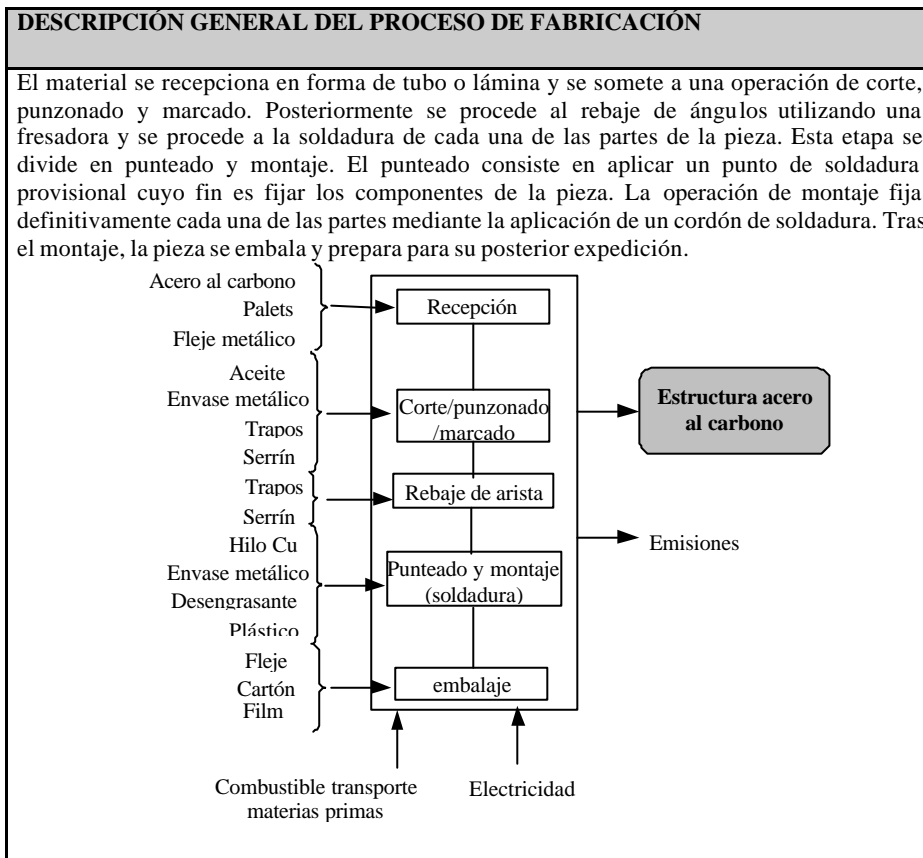
¹¹ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).

¹² Según modelo de reciclaje de BUWAL 250.

¹³ Gestión como RTP. Almacenamiento en depósitos de seguridad. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 700 km.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	ESTRUCTURA ACERO CARBONO
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO
<p>Estructuras metálica de acero al carbono utilizada como materia prima en diferentes componentes del mobiliario. Composición del acero: C (0.15-0.22%); P (0.05%); S (0.05%); Fe (99.68-99.75%). Densidad: 7,8 g/cm³.</p>



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES				
Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión¹⁴ (Tm)
Recepción	Acero ¹	1.06251	650	28
	Palet ²	0.00319	650	28
	Fleje acero ³	0.00005	650	28
Corte, punzonado y marcado	Aceite ⁴	0.0002	40	16
	Envase metálico ⁵	0.00004	40	16
	Trapos ⁶	0.00001	40	16
	Serrín ⁷	0.00001	40	16
Rebaje de arista	Trapos ⁶	0.00001	40	16
	Serrín ⁷	0.00001	40	16
Punteado y montaje (soldadura)	Hilo de cobre ⁸	0.0006	150	16
	PP/fibra vidrio 30% ⁹	0.00002	150	16
	Desengrasante ¹⁰	0.00009	150	16
	Envase metálico ⁵	0.00002	150	16
Embalaje	Flejes de plástico ¹¹	0.01	150	16
	Cajas de cartón ¹²	0.255	150	16
	Plástico ¹³	0.00084	150	16

AGUA
No cuantificado.

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ¹⁵	0.05848 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA**EMISIONES AL AIRE**

Proceso	Composición	Cantidad (gr)
Punteado/montaje (soldadura)	Hierro	0.4224
	Cobre	0.00243
	Manganeso	0.04831
	Molibdeno	0.00013
	Humos metálicos	0.893

EMISIONES AL AGUA

No se ha cuantificado

RESIDUOS SÓLIDOS

Proceso	Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Recepción	Flejes de acero ¹⁶	0.00005
	Palet ²	0.000319
Corte punzonado y marcado	Envase aceite ¹⁷	0.00004
	Aceite ⁴	0.0002
	Recorte acero impreg ¹⁷	0.05938
	Trapos impregnados ¹⁷	0.00001
	Serrín impregnados ¹⁷	0.00001
	Filtros de aceite ¹⁸	-
Rebaje de aristas	Viruta metálica impreg ¹⁷	0.00313
	Trapos impregnados ¹⁷	0.00001
	Serrín impregnado ¹⁷	0.00001
Punteado/montaje (soldadura)	Restos de hilo de cobre ¹⁶	0.00006
	Bobinas de plástico ¹⁶	0.00002
	Envases vacíos ¹⁷	0.00002

OBSERVACIONES

¹ Formada a partir de base de datos Idemat'96.

² Palet: considerado el peso total sólo en el transporte. Se supone peso de materia prima y residuo 10% del peso real, puesto que se supone se reutiliza 10 veces. Retirada según modelo de reciclaje de BUWAL 250.

³ Embalaje de la materia prima. Datos de inventario a partir de BUWAL 250.

⁴ Aceite lubricante. Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.

⁵ Se considera el material de los envases metálicos a partir de datos de inventario de BUWAL 250.

⁶ Trapos utilizados en la limpieza. Datos de inventario de Idemat'96.

⁷ Sólo se contabiliza el impacto de transporte del serrín.

⁸ Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0. Suponer se pierde 10% como residuo.

⁹ Bobinas de plástico. Datos de inventario de Idemat'96.

¹⁰ Desengrasante formulado a base de cloruro de metilo. No considerado como materia prima. Sólo se considera el impacto producido por el transporte.

¹¹ Datos de inventario de BUWAL 250.

¹² Incluye cartón más producción de la caja. Adaptado de BUWAL 250.

¹³ datos de inventario de BUWAL 250.

¹⁴ Modelo de transporte de BUWAL 250.

¹⁵ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).

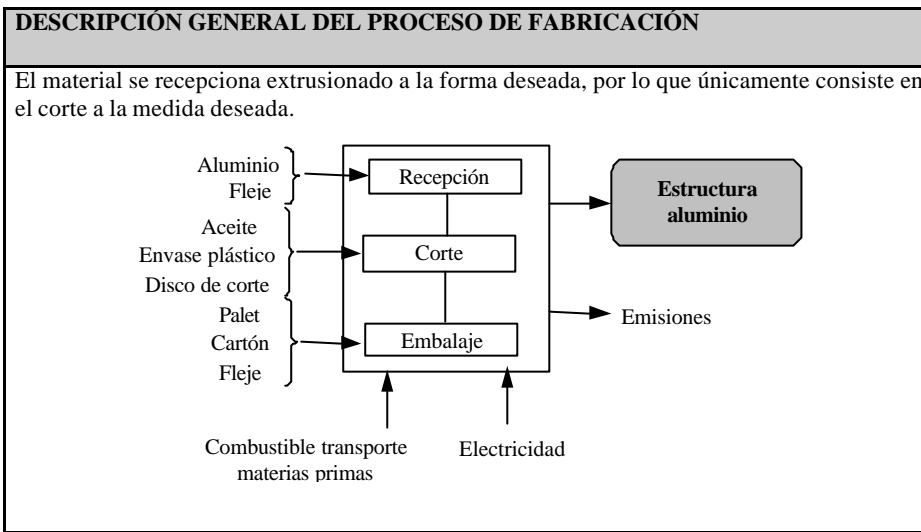
¹⁶ Según modelo de reciclaje de BUWAL 250.

¹⁷ Gestión como RTP. Almacenamiento en depósitos de seguridad. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 700 km.

¹⁸ No considerado: 1 ud/año.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	ESTRUCTURA ALUMINIO
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	Extrapolación de proceso similar
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO	
<p>A partir de perfiles de aluminio extrusionado en forma de barras se forma una estructura de aluminio con diferentes usos en la industria del mueble.</p> <p>El aluminio pertenece a la serie 6000, con una composición de: Si (0.2-0.35%), Fe (0.35%), Cu (0.10%), Mn (0.10%), Mg (0.45-0.9%), Cr (0.10%), Zn (0.10%), Al (97.75-98.6%).</p>	



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES				
Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁷ (Tm)
Recepción	Aluminio ¹	1.006	650	28
	Fleje plástico ²	2.57143e-4	650	28
Corte	Discos de corte ²	1.71429e-4	40	16
	Aceite lubricación ³	1.14286e-3	40	16
	Envase aceite ⁴	1.42857e-4	40	16
Expedición	Palet de madera ⁵	1.42857e-4	40	16
	Flejes plástico ²	1.71429e-4	40	16
	Cartón ⁶	0.37143	40	16

AGUA	
Proceso	Cantidad (l)
Producción	1.1429e-4

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ⁸	0.1143 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE
No cuantificado.

EMISIONES AL AGUA	
Composición	Cantidad (mg)
Sólidos en suspensión	5.7143e-3

RESIDUOS SÓLIDOS		
Proceso	Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Recepción	Flejes de plástico ⁹	2.57143e-4
Corte	Virutas y recortes de aluminio ⁹	0.006
	Sierras desgastadas ⁹	1.71429e-4
	Envases de aceites ¹⁰	1.42857e-4

OBSERVACIONES

¹ Formada a partir de base de datos Idemat'96.

² Datos de inventario de BUWAL 250.

³ Aceite lubricante. Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.

⁴ Incluye material (PE alta densidad) y fabricación por inyección del envase. Datos de inventario de BUWAL 250 e Idemat'96 adaptado, respectivamente.

⁵ Palet: considerado el peso total sólo en el transporte. Se supone peso de materia prima 10% del peso real, puesto que se supone se reutiliza 10 veces.

⁶ Incluye cartón más producción de la caja. Adaptado de BUWAL 250.

⁷ Modelo de transporte de BUWAL 250.

⁸ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).

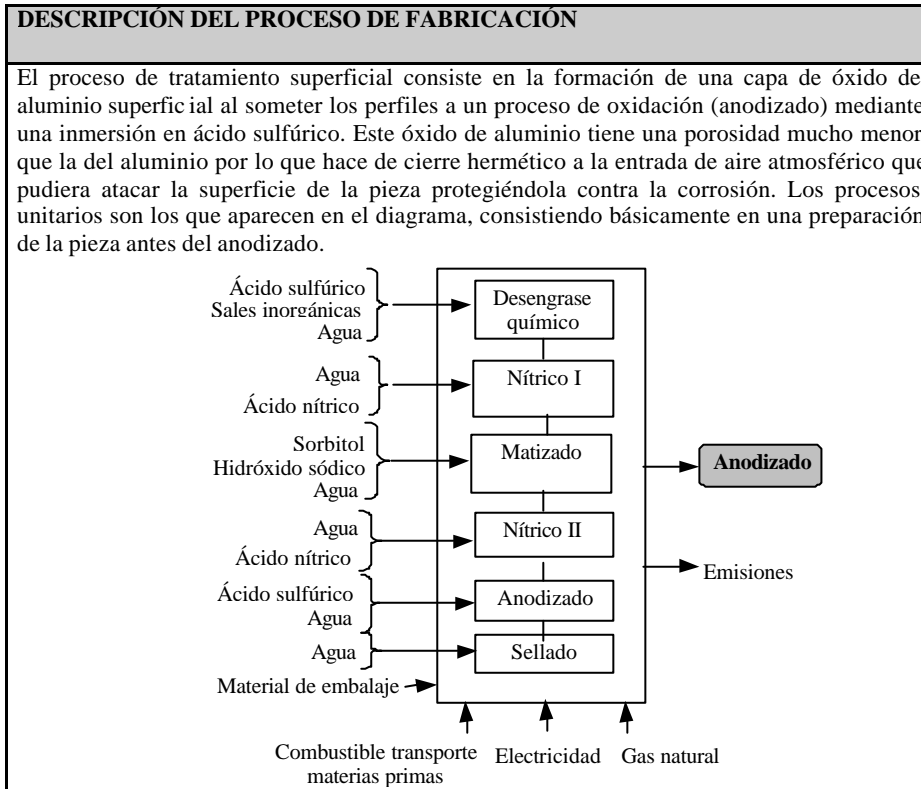
⁹ Según modelo de reciclaje de BUWAL 250.

¹⁰ Gestión como RTP. Almacenamiento en depósitos de seguridad. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 500 km.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	ANODIZADO
UNIDAD FUNCIONAL	1 m ²
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO

Anodizado de perfiles y herrajes de aluminio destinados a complementos del sector del mueble. El aluminio utilizado como materia prima se suministra en forma de perfiles u otras formas ya conformadas a la forma final del producto a anodizar. El proceso de anodizado utiliza ácidos clorhídrico y sulfúrico, mientras que para el tratamiento previo de la superficie se aplican otros productos auxiliares como NaOH, sales inorgánicas, tensioactivos o agua. Finalmente las piezas ya anodizadas se emban para su distribución.
 Producción anual: 422400 m²/año



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES

Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia ¹² (km)	Capacidad camión ¹³ (Tm)
Desengrase	H ₂ SO ₄ (98%) ¹	0.008	20	3.5
	Envase H ₂ SO ₄ ²	-	20	3.5
	Sales inorgánicas ³	0.001	20	3.5
	Envase sales ⁴	0.00004	20	3.5
Nítrico I	HNO ₃ (15%) ⁵	0.33	20	3.5
	Envase HNO ₃ ²	-	20	3.5
Matizado	NaOH (50%) ⁶	0.08	20	3.5
	Envase NaOH ²	-	20	3.5
	Sorbitol	0.008	20	3.5
	Envase ⁴	0.0003	20	3.5
Nítrico II	HNO ₃ (15%) ⁵	0.33	20	3.5
	Envase HNO ₃ ²	-	20	3.5
Anodizado	H ₂ SO ₄ (98%) ¹	0.26	20	3.5
	Envase H ₂ SO ₄ ²	-	20	3.5
Sellado	Agua	-	-	3.5
Tratamiento agua	NaOH (50%) ⁶	0.36	20	3.5
	Envase NaOH ²	-	20	3.5
	Floculante ⁹	0.00005	20	3.5
	Envase floculante ⁴	0.000002	20	3.5
Embalaje	Cajas de cartón ¹⁰	0.005	40	3.5
	Fleje plástico ¹¹	0.00015	40	3.5

AGUA

Proceso	Cantidad (m ³)
Desengrase	0.010
Nítrico	0.010
Matizado	0.006
Nítrico II	0.004
Anodizado	0.008
Sellado	0.001

CONSUMOS ENERGÉTICOS

Tipo	Cantidad
Electricidad ¹⁴	3.31 kWh
Gas natural ¹⁵	0.1743 m ³

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE		
Proceso	Composición	Cantidad (gr)
Desengrase	SO ₂	0.026
Nítrico I	NO _x	1.07
Matizado	Vapores alcalinos	0.61
Nítrico II	NO _x	1.07
Anodizado	SO ₂	3.46
Instalaciones auxiliares ¹⁶	SO ₂	0.07
	NO _x	3.64
	CO	0.03

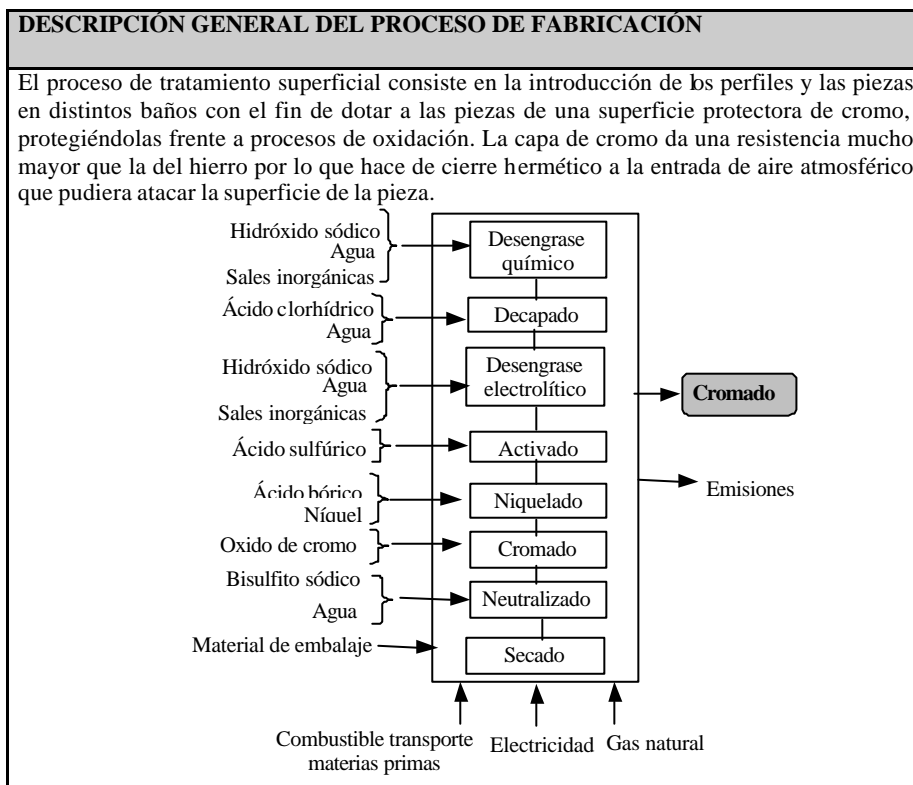
EMISIONES AL AGUA		
Proceso	Composición de la emisión	Cantidad (g)
Desengrase	Aceites y grasas	0.8
	Tensioactivos	0.1
	Aluminio	2
Nítrico I	Aluminio	5
	NO ₃ ⁻	1.35
Matizado	Aluminio	15
Nítrico II	Aluminio	4.29
	NO ₃ ⁻	0.58
Anodizado	Aluminio	7.50
	SO ₄ ⁼	37.50

RESIDUOS SÓLIDOS		
Proceso	Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Desengrase	Sacos de sales ¹⁷	0.00004
Matizado	Sacas de papel ¹⁷	0.0003
Embalaje	Fleje plástico ¹⁸	0.0000015
	Cartón ¹⁸	0.00005
Tratamiento de aguas	Lodos de depuración ¹⁷	0.40
	Sacas de papel ¹⁷	0.000002

OBSERVACIONES
¹ Acido sulfúrico formulado con una concentración del 98 %. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
² Envase retornable: contenedor de PE y jaula de protección de acero (no se considera el impacto de las materias primas del envase, únicamente del transporte del mismo, al ser retornable).
³ Producto sólido compuesto por tensioactivos y sales inorgánicas. No considerado como materia prima. Considerado sólo su transporte.
⁴ Envase en saca de papel según datos de inventario de BUWAL 250.
⁵ Ácido nítrico formulado con una concentración del 15 %. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
⁶ Líquido concentrado formulado a partir de hidróxido sódico 50 %. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
⁷ Producto en estado sólido complejante del aluminio. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
⁸ Agua osmotizada caliente. Baja salinidad.
⁹ Sustancia floculante. No considerado como materia prima. Considerado sólo su transporte.
¹⁰ Caja de cartón. Incluye cartón más producción de la caja. Adaptado de BUWAL 250.
¹¹ Datos de inventario de BUWAL 250.
¹² Distancia al distribuidor nacional. Distancias corregidas suponiendo un promedio de 500 km de distancia de transporte de la materia prima hasta distribuidor.
¹³ Modelo de transporte de BUWAL 250.
¹⁴ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).
¹⁵ Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
¹⁶ Procedentes de la caldera de vapor.
¹⁷ Gestión como RTP. Almacenamiento en depósitos de seguridad. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 500 km.
¹⁸ Según modelo de reciclaje de BUWAL 250.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	CROMADO
UNIDAD FUNCIONAL	1 m ²
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO
<p>Cromado de perfiles y herrajes de hierro, que se suministran en barras o piezas ya conformadas, respectivamente.</p> <p>El producto aplicado para el cromado está compuesto por ácido crómico y ácido además de activadores. Se utilizan además productos auxiliares para el tratamiento de la superficie previo y posterior al cromado, como HCl, NaOH, ácido clorhídrico, sales de níquel, ácido bórico y abrillantantes. En la depuración del agua residual generada se utilizan reactivos como (sosa, ácido clorhídrico, bisulfito sódico, floculante). El producto cromado se embala.</p>



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES				
Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia¹⁷ (km)	Capacidad camión¹⁸ (Tm)
Desengrase ultrasonido	NaOH ¹	0.074	40	3.5
	Envase NaOH ²	-	40	3.5
	Sales ³	0.028	40	3.5
	Envase de sales ⁴	0.001	40	3.5
Decapado	HCl ⁵	0.43	40	3.5
	Envase HCl ²	-	40	3.5
Desengrase electrolítico	NaOH ¹	0.18	40	3.5
	Envase NaOH ²	-	40	3.5
	Sales ³	0.068	40	3.5
	Envase de sales ⁴	0.0027	40	3.5
Activado	H ₂ SO ₄ (98%) ⁶	0.087	40	3.5
	Envase H ₂ SO ₄	-	40	3.5
Niquelado	Sales de Niquel ⁷	0.008	40	3.5
	Acido bórico ⁸	0.001	40	3.5
	Ni ⁹	0.15	40	3.5
	Envase sales de Ni ¹⁰	0.00035	40	3.5
	Envase ácido bórico ⁴	0.00007	40	3.5
	Envase Ni metal ¹¹	0.0161	40	3.5
Cromado	Producto concentrado ¹²	0.021	40	3.5
	Envase prod. concentrado ¹¹	0.0021	40	3.5
Neutralizado	Bisulfito sódico ¹⁴	0.034	40	3.5
	Envase bisulfito sódico ²	-	40	3.5
Embalaje	Caja de cartón ¹⁵	0.06	40	3.5
Tratamiento de aguas	NaOH (50%) ¹	0.08	40	3.5
	HCl (33%) ⁴	0.004	40	3.5
	Bisulfito sódico (10%) ¹⁴	0.01	40	3.5
	Floculante ¹⁶	0.0004	40	3.5
	Envase ²	-	40	3.5

AGUA	
Proceso	Cantidad (m³)
Desengrase ultrasonido	0.09
Decapado	0.09
Desengrase electrolítico	0.06
Activado	0.0009
Niquelado	0.03
Neutralizado	0.03

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ¹⁹	16.7 kWh
Gas natural ²⁰	0.065 m ³

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE		
Proceso	Composición	Cantidad (gr)
Desengrase ultrasonido	NaOH	0.00092
Decapado	H ₂ SO ₄	0.00221
Desengrase electrolítico	NaOH	0.00365
Activado	H ₂ SO ₄	0.00405
Cromado	H ₂ CrO ₇	0.00016
Neutralizado	NaOH	0.0023
Tratamiento aguas ²¹	SO ₂	0.07144
	NO _x	3.65472
	CO	0.03133

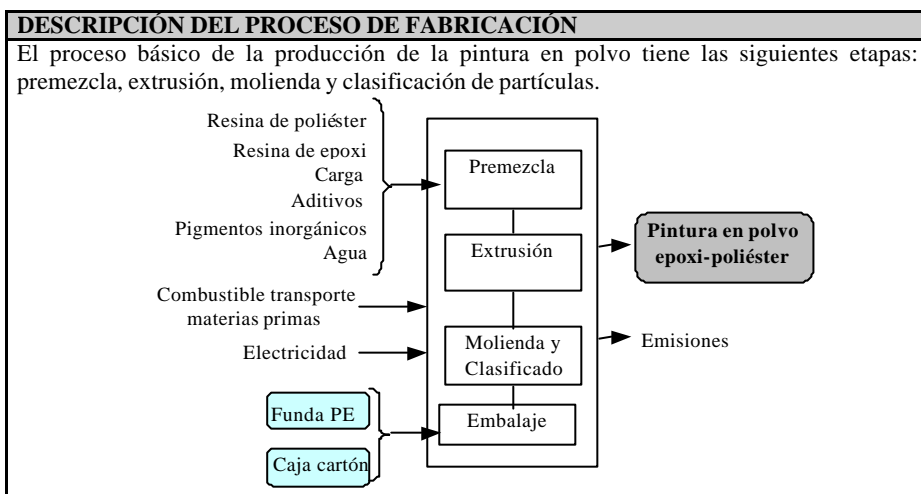
EMISIONES AL AGUA		
Proceso unitario	Composición de la emisión	Cantidad (gr / m² prod. Acabado))
Desengrase ultrasonido	Aceites y grasas	0.89
	Tensoactivos	0.89
Decapado	Fe ⁺³	7.2
Desengrase electrolítico	Aceites y grasas	3.6
	Tensoactivos	3.6
Activado/Niquelado	Ni	1.2
Cromado/Neutralizado	Cr ⁶⁺	1.2

RESIDUOS SÓLIDOS		
Proceso	Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Desengrase ultrasonido	Envases de producto (papel) ²²	0.001
Desengrase electrolítico	Envases de producto (papel) ²²	0.0027
Niquelado	Envases de producto (plástico) ²²	0.00035
	Envases de producto (papel) ²²	0.00007
	Envases de producto (metal) ²²	0.014
Cromado	Envases de producto (metal) ²²	0.002
Embalaje	Cajas de cartón defectuosas ²³	0.0006
Tratamiento de aguas	Lodos de depuración ²²	0.03
	Envases de productos ²²	0.001

OBSERVACIONES
¹ Líquido concentrado formulado a partir de hidróxido sódico 50 %. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
² Envase retornable: contenedor de PE y jaula de protección de acero (no se considera el impacto de las materias primas del envase, únicamente del transporte del mismo, al ser retornable).
³ Producto sólido de compuesto por tensioactivos y sales inorgánicas. No considerado como materia prima. Considerado sólo su transporte.
⁴ Envase en saca de papel según datos de inventario de BUWAL 250.
⁵ Ácido clorhídrico formulado con una concentración del 30 %. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
⁶ Ácido sulfúrico formulado con una concentración del 98 %. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
⁷ Sulfatos y cloruros de Ni con aditivos (abrillantantes) . No considerado como materia prima. Considerado sólo su transporte.
⁸ Ácido bórico. No considerado como materia prima. Considerado sólo su envase en saca de plástico según inventario de BUWAL 250 y su transporte (materia prima + envase).
⁹ Metal Ni según datos de inventario de Idemat'96. Envase: bidones metálicos para Ni. Datos de inventario de BUWAL 250.
¹⁰ Envase en saca de plástico según datos de inventario de BUWAL 250.
¹¹ Envase en bidón metálico según datos de inventario de BUWAL 250.
¹² Producto concentrado formulado a partir de óxido de cromo. No considerado como materia prima. Considerado sólo su transporte.
¹⁴ Bisulfito sódico en disolución al 10 %. No considerado como materia prima. Considerado
¹⁵ Caja de cartón. Incluye cartón más producción de la caja. Adaptado de BUWAL 250.
¹⁶ Solución de reactivo floculante al 1 por mil. No considerado como materia prima.
¹⁷ Distancia al distribuidor nacional. Distancias corregidas suponiendo un promedio de 500 km de distancia de transporte de la materia prima hasta distribuidor.
¹⁸ Modelo de transporte de BUWAL 250.
¹⁹ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).
²⁰ Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
²¹ Procedentes de la caldera de vapor.
²² Gestión como RTP. Almacenamiento en depósitos de seguridad. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 700 km.
²³ Según modelo de reciclaje de BUWAL 250.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	PINTURA EPOXI-POLIÉSTER EN POLVO
UNIDAD FUNCIONAL	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO
<p>Pintura en polvo epoxi-poliéster para aplicación electrostática. Se utiliza en la industria del mueble para el recubrimiento de partes metálicas. El producto final tiene unos diámetros de 20-80 µm.</p>



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES				
Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁸ (Tm)
Dosificación	Resina de poliéster ¹	0.360	350	28
	Resina epoxi ²	0.240	350	28
	Cargas ³	0.200	350	28
	Pigmento ⁴	0.150	350	28
	Aditivos ⁵	0.050	350	28
Envase	Caja cartón ⁶	0.066	50	16
	Bolsa PE ⁷	0.0046	50	16

AGUA	
Proceso	Cantidad (l)
Fabricación	2.86

CONSUMOS ENERGÉTICOS	
Tipo	Cantidad
Electricidad ⁹	0.064 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

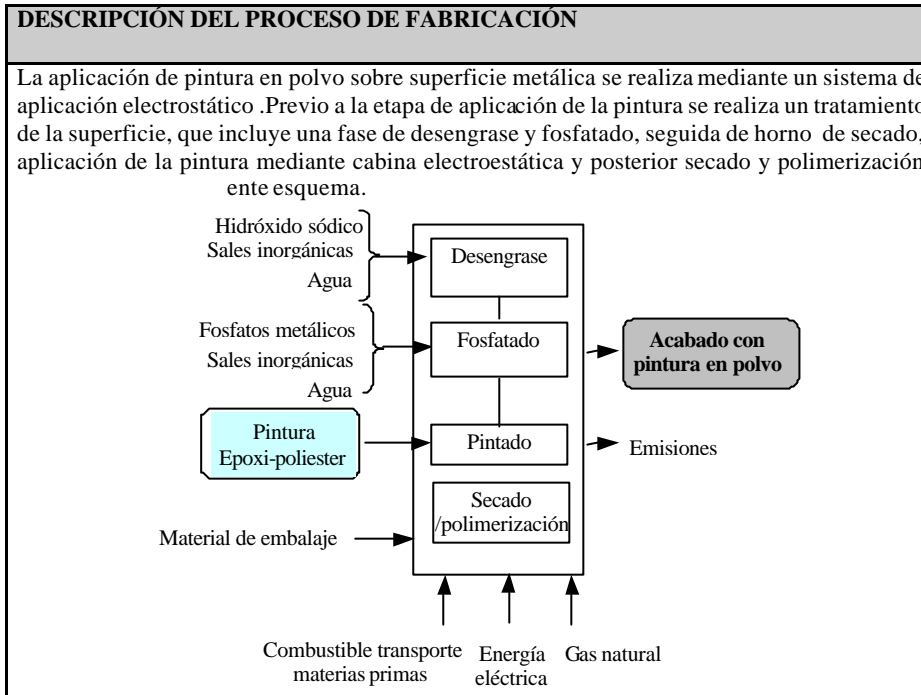
EMISIONES AL AIRE
No se ha cuantificado.

EMISIONES AL AGUA
No se ha cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS
No se ha cuantificado.

OBSERVACIONES
¹ Resina de poliéster. Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
² Resina epoxi. Datos de inventario de Pre4 Database.
³ Cargas. Son productos químicamente inertes que se añaden para abaratar la mezcla. Normalmente, se utilizan carbonato cálcico, silicatos de aluminio, y otras sales minerales para facilitar la mezcla. Se supone CaCO ₃ .
⁴ Pigmentos. Se supone TiO ₂ , con datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.
⁵ Aditivo: endurecedores y agentes de curado. No considerado como materia prima. Se considera sólo el impacto producido por el transporte del mismo.
⁶ Datos de inventario de BUWAL 250.
⁷ Ver ficha de inventario Bolsa de PE.
⁸ Modelo de transporte de BUWAL 250.
⁹ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	REVESTIMIENTO CON PINTURA EN POLVO
UNIDAD FUNCIONAL	1 m ²
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	Datos de dos compañías
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES

Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia ³ (km)	Capacidad camión ⁶ (Tm)
Desengrase	NaOH ¹	0.007186	40	3.5
	Envase metálico ²	0.001392	40	3.5
Fosfatado	Producto concentrado ³	0.01	40	3.5
	Envase metálico ²	0.001392	40	3.5
Pintado	Pintura en polvo ⁴	0.12	40	3.5

AGUA

Proceso	Cantidad (m ³)
Desengrase	0,02319
Fosfatado	0,04641

CONSUMOS ENERGÉTICOS

Tipo	Cantidad
Electricidad ⁷	1.0788 kWh
Fuel-oil ⁸	0.5794 l

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE

Proceso	Composición	Cantidad (gr)
Pintado	Partículas	0.3132
	SO ₂	17.9397
	CO	18.0438

EMISIONES AL AGUA

Proceso	Composición de la emisión	Cantidad (g)
Desengrase	Aceites y grasas	2.3142
	Tensioactivos	0.1392
Fosfatado	Fosfatos	0.348
	Zn	0.2262

RESIDUOS SÓLIDOS

Proceso	Tipo de residuo	Cantidad (kg)
Desengrase	Lodos ⁹	0.00174
	Envases ⁹	0.001392
Fosfatado	Lodos ⁹	0.00696
	Envases ⁹	0.001392
Pintado	Envases ^{9,10}	0.0085

OBSERVACIONES

¹ Producto formulado a partir de una solución de NaOH (50%) y sales inorgánicas. Se supone disolución completa de NaOH (50%). Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.

² Envase metálico según datos de inventario de BUWAL 250.

³ Producto concentrado a partir de una solución de fosfato de zinc, fosfato de hierro y sales orgánicas. No considerado como materia prima. Considerado sólo su transporte.

⁴ Ver ficha correspondiente a Pintura en polvo epoxi-poliéster. Incluye envase.

⁵ Distancia al distribuidor nacional. Distancias corregidas suponiendo un promedio de 450 km de distancia de transporte de la materia prima hasta distribuidor.

⁶ Modelo de transporte de BUWAL 250.

⁷ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).

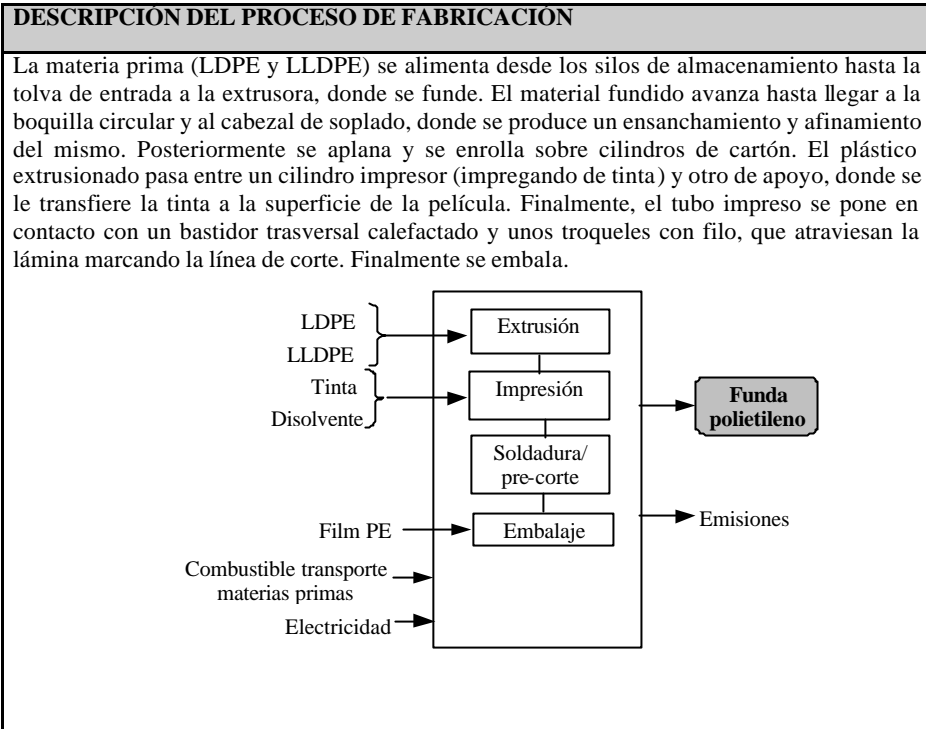
⁸ Datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.

⁹ Gestión como RTP. Almacenamiento en depósitos de seguridad. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 700 km.

¹⁰ Residuo del embalaje de la pintura.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	FUNDA POLIETILENO
UNIDAD FUNCIONAL⁰	1 kg
METODO DE RECOLECCION DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACION	promedio anual
TECNOLOGIA	media
LOCALIZACION GEOGRAFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO
<p>Funda rectangular para envolver el mueble o cualquiera de sus elementos. La funda se obtiene a partir de tubo continuo de polietileno con una soldadura transversal y un pre-corte. La funda se separa y se abre por el pre-corte. Puede llevar impreso dibujos, logos, texto, etc.</p> <p>Composición básica del film tiene 80% de polietileno de baja densidad y 20 % de polietileno lineal de baja densidad. Si lleva impresión, se utilizan tintas con base disolvente con una composición de</p> <ul style="list-style-type: none"> Propil-acetato: .35% Etanol: 30% Pigmento: 18% Poliamida: 10% Nitrocelulosa: 5% Aditivos: 2% <p>Siendo el disolvente una mezcla de 1Metoxi - 2 propanol (95% min.) y 2Metoxi - 1 propanol (1.3% max.). Espesor habitual: 0.075 mm. Densidad: 0.9214 g/cm³</p>



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES

Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁶ (Tm)
Extrusión	PE baja densidad ¹	0.848	225	28
	PE lineal baja densidad ¹	0.212	225	28
	Aceite lubricante ¹⁰	1.4e-4	50	16
Impresión	Tinta ²	0.0116	90	3.5
	Disolvente ³	0.0058	90	3.5
Embalaje	Film PE ¹	0.0008	22	16
	Cartón ⁴	0.012	22	16
	Palet ⁵	0.0167	2	3.5

AGUA

Proceso	Cantidad (l)
Extrusión	0.286 e-3

CONSUMOS ENERGÉTICOS⁷

Tipo	Cantidad
Electricidad ⁶	0.5 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA**EMISIONES AL AIRE**

Composición	Cantidad (g)
metoxipropanol	5.8
acetato	4.06
etanol	3.48

EMISIONES AL AGUA

No se han cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS

Composición	Cantidad (kg)
Recortes y taras de PE ⁸	0.06
Palet madera ⁵	0.00167
Restos disolvente ⁹	3.8e-5
Aceite de mantenimiento ¹⁰	1.4e-4

OBSERVACIONES

⁰ En el análisis del inventario se ha considerado como unidad funcional 1 m², equivalente a 69.1 gr. con densidad 0.9214gr/cm³ y espesor 0.075 mm.

¹ Datos de inventario de BUWAL 250.

² Tinta de impresión en base disolvente. No considerada como materia prima considerado el impacto producido por el transporte.

³ Disolvente. No considerada como materia prima. Sólo considerado el impacto producido por el transporte.

⁴ Incluye cartón más producción de bobina (datos de producción de caja de cartón, adaptado de BUWAL 250).

⁵ Palet: considerado el peso total sólo en el transporte. Se supone peso de materia prima y residuo 10% del peso real, puesto que se supone reutiliza 10 veces. Retirada según modelo de reciclaje de BUWAL 250.

⁶ Modelo de transporte de BUWAL 250.

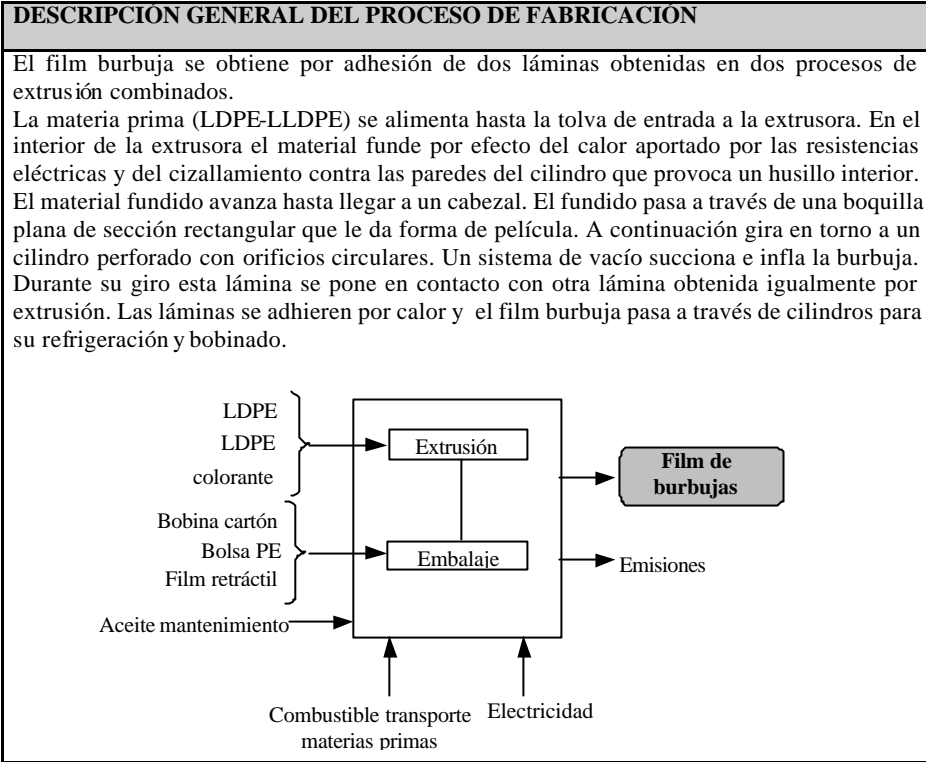
⁷ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).

⁸ Las taras suponen el 6% de la producción final. Uso final para productos de peor calidad. Se ha realizado una asignación completa de las pérdidas a la producción.

⁹ Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.

¹⁰ Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.

12 % de recortes de film que se producen durante la fabricación, es decir, las taras se reincorporan al mismo proceso.
Gramaje medio: 90 – 200 g/m² (para piezas de gran tamaño) y 60 – 90 g/m² (para piezas de menor tamaño).



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES

Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁶ (Tm)
Extrusión	PE baja densidad ²	0.7692	355	28
	PE lineal baja densidad ²	0.1923	355	28
	Colorante ³	0.0385	500	3.5
	Aceite lubricante ⁸	3.0e-4	50	16
Embalaje	Cartón ⁴	0.02	130	3.5
	Funda PE ⁵	0.0175	125	3.5
	Film estirable ²	0.0133	400	28

AGUA

Proceso	Cantidad (l)
Extrusión	1.5 e-3

CONSUMOS ENERGÉTICOS⁷

Tipo	Cantidad
Electricidad ⁶	0.05 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE

No se ha cuantificado.

EMISIONES AL AGUA

No se ha cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS¹

Composición	Cantidad (kg)
Aceite de mantenimiento ⁸	3.0e-4

OBSERVACIONES

⁰ En el análisis del inventario se ha considerado como unidad funcional 1 m², equivalente a 110.0 gr. con un gramaje medio de 110 gr/m².

¹ Composición 80% LDPE y 20% LLDPE. En caso de ser coloreado, se le incorpora 2-4% de colorante. En la composición puede entrar un promedio de 11% de recortes de film que se producen durante la propia fabricación del film. Se va a suponer que el proceso genera residuo cero, puesto que se vuelve a incorporar al mismo proceso.

² Datos de inventario de BUWAL 250.

³ Colorante formado a partir de PE y pigmento TiO₂ (datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0).

⁴ Incluye cartón más producción de bobina (datos de producción de caja de cartón, adaptado de BUWAL 250).

⁵ Ver ficha de inventario correspondiente a bolsa PE.

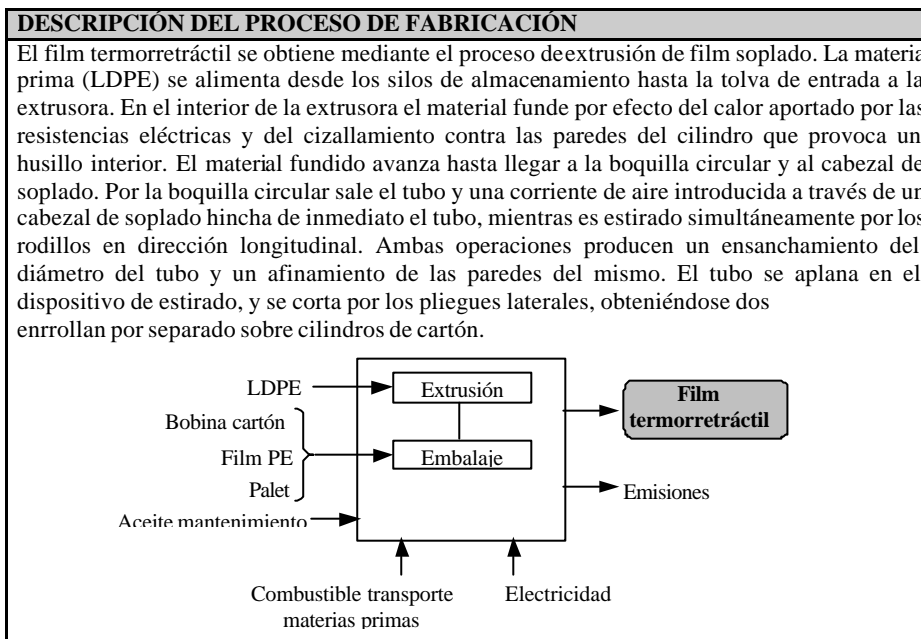
⁶ Modelo de transporte de BUWAL 250.

⁷ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).

⁸ Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	FILM TERMORRETRÁCTIL
UNIDAD FUNCIONAL ⁰	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	media
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO
Film utilizado para embalar y empaquetar el mueble acabado así como cualquiera de los elementos que lo integran. Se produce a partir de polietileno de baja densidad ($\rho = 0.919 - 0.921 \text{ g/cm}^3$) y el espesor más habitual es de 0.075 mm.



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES				
Proceso	Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁴ (Tm)
Extrusión	PE baja densidad ¹	1,08	225	28
	Aceite lubricante ⁷	1.4e-4	50	16
Embalaje	Film PE ¹	0.0008	22	16
	Cartón ²	0.012	22	16
	Palet ³	0.0167	2	3.5

AGUA	
Proceso	Cantidad (l)
Extrusión	2.857e-4

CONSUMOS ENERGÉTICOS⁵	
Tipo	Cantidad
Electricidad ⁶	0.325 kWh

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE
No se han cuantificado.

EMISIONES AL AGUA
No se han cuantificado.

RESIDUOS SÓLIDOS	
Composición	Cantidad (kg)
Recortes y taras de PE ⁶	0.08
Palet madera ³	0.00167
Aceite de mantenimiento ⁷	1.4e-4

OBSERVACIONES

^{0 0} En el análisis del inventario se ha considerado como unidad funcional 1 m², equivalente a 69.0 gr. con densidad 0.920gr/cm³ y espesor 0.075 mm.

¹ Datos de inventario de BUWAL 250.

² Incluye cartón más producción de bobina (datos de producción de caja de cartón, adaptado de BUWAL 250).

³ Palet: considerado el peso total sólo en el transporte. Se supone peso de materia prima y residuo 10% del peso real, puesto que se supone reutiliza 10 veces. Retirada según modelo de reciclaje de BUWAL 250.

⁴ Modelo de transporte de BUWAL 250.

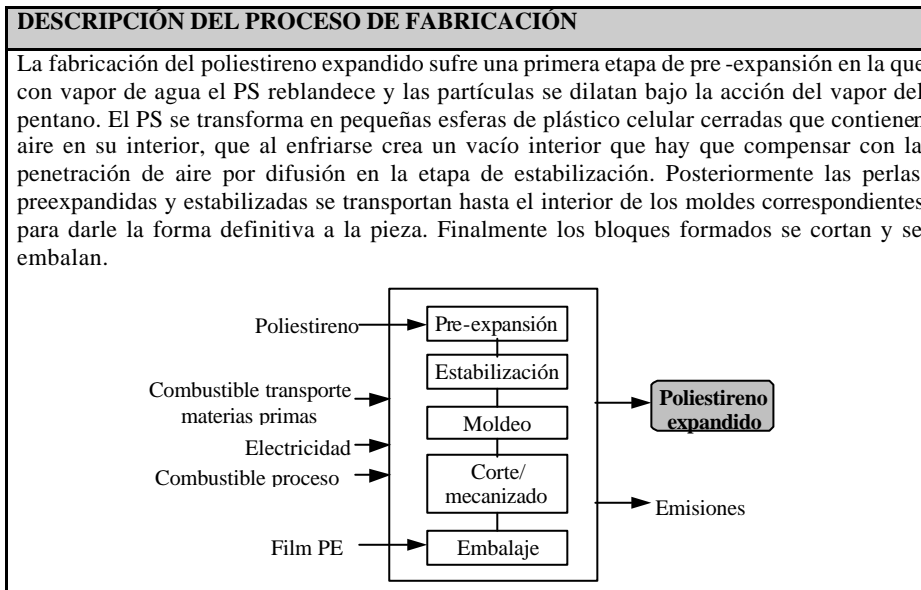
⁵ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).

⁶ Las taras suponen el 8% de la producción final. Uso final para productos de peor calidad. Se ha realizado una asignación completa de las pérdidas a la producción.

⁷ Se supone que la cantidad de aceite comprado es igual al residuo de aceite agotado. Gestión como RTP. Se ha considerado sólo el impacto por el transporte a 50 km.

IDENTIFICACIÓN	
PRODUCTO	POLIESTIRENO EXPANDIDO
UNIDAD FUNCIONAL⁰	1 kg
METODO DE RECOLECCIÓN DE DATOS	directamente sobre el proceso en estudio
REPRESENTATIVIDAD	datos de una compañía
NIVEL DE AGREGACIÓN	promedio anual
TECNOLOGÍA	moderna
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	Comunidad Valenciana
EDAD DE LOS DATOS	2000

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PRODUCTO
<p>Espuma rígida de estructura celular formada por la adhesión de esferas cerradas de poliestireno expandido. Se utiliza para el embalaje del mueble. Espuma rígida de estructura celular formada por la adhesión de esferas cerradas de poliestireno expandido.</p> <p>Se utiliza para el embalaje del mueble. Se puede presentar en multitud de formas y dimensiones: planchas y piezas moldeadas. Las principales ventajas de este material de embalaje son su bajo peso, su capacidad de amortiguación al choque y su excelente poder de</p> <p>La materia prima es un polímero de poliestireno. Densidad: 630 kg/m^3.</p> <p>Se presenta en forma de perlas que contienen pentano (3%) como agente expansor, el cual ha sido incorporado al poliestireno durante el proceso de polimerización para la fabricación de la materia prima</p> <p>Se considera densidad: $10\text{-}20 \text{ kg/m}^3$ y espesor medio: 15-20 mm.</p>



ENTRADAS AL SISTEMA

MATERIALES			
Material	Cantidad (kg)	Distancia (km)	Capacidad camión ⁶ (Tm)
PS ¹	1	280	28
Pentano ²	0.0281	-	-
Film PE ³	0.0066	15	3.5
Aceite lubricante ⁴	3.2e-5	50	16

CONSUMOS DE AGUA	
Proceso	Cantidad (l)
Producción	1.33e-2

CONSUMOS ENERGÉTICOS⁷	
Tipo	Cantidad
Electricidad ⁶	0.0714 kWh
Fuel-oil	0.08 kg

SALIDAS DEL SISTEMA

EMISIONES AL AIRE	
Composición	Cantidad (g)
Pentano	28.1
Agua	11.3

EMISIONES AL AGUA	
No se ha cuantificado.	

RESIDUOS SÓLIDOS	
Composición	Cantidad (kg)
Aceite de mantenimiento ⁴	3.2e-5

OBSERVACIONES

⁰ En el análisis de impacto se ha considerado como unidad funcional 1 m² de espesor 17.5 mm, equivalente a 262.5 gr., con una densidad de 15 kg/m³.

¹ En el moldeo de 1 Kg de poliestireno expandido se utiliza: 0,0909 Kg EPS recuperado + 0,9091 Kg EPS obtenido a partir de nueva materia prima (0,9372 Kg de poliestireno expandible con un 3% de pentano). Dato de inventario del PE: BUWAL 250 (no contiene pentano, que se contabiliza por separado).

² El pentano se utiliza como agente expansor (3%). El recorte de EPS recuperado está exento de pentano, por lo tanto sólo se ha considerado para el balance el pentano que aporta la nueva materia prima. Datos de inventario del pentano para expansión de IVAM LCA Data 2.0.

³ Datos de inventario de BUWAL 250.

⁴ Se aplica la hipótesis de que la cantidad de aceite usado corresponde aproximadamente a la cantidad de residuo generado. Tratamiento como RTP por gestor autorizado. Sólo se ha considerado el impacto producido por el transporte a 50 km.

⁵ Modelo de transporte de BUWAL 250.

⁶ Modelo de electricidad para España de ETH, actualizado con REE (2002).

⁷ datos de inventario de IVAM LCA Data 2.0.

ANEXO II

MODELO DE CUESTIONARIO

PARTE I: CUESTIONES GENERALES

1. ¿Qué importancia concede a los temas relacionados con el medio ambiente?

- Ninguna
- Poca
- Bastante
- Mucha

2. ¿Colabora, ya sea económica o activamente, con alguna ONG, asociación u organismo dedicado a la conservación del medio ambiente?

- SI (*especificar cuál, si lo desea*) _____
- NO

3. ¿Qué importancia concede a cada una de las siguientes características dentro de lo que usted considera un producto “ecológico”?

Por favor, utilice la siguiente escala: 1. Ninguna 2. Poca 3. Bastante 4. Mucha

- Fabricado con materiales reciclados y/o reciclables.
- Utilización de materias primas que evitan la tala de árboles.
- No contenga sustancias tóxicas y/o peligrosas.
- Utilización de procesos productivos que minimicen el consumo energético.
- Utilización de procesos productivos que minimicen la generación de residuos.
- Diseño que permita la recuperación, reciclado y/o reutilización de sus componentes al final de su vida útil, en lugar de depositarlos en un vertedero.
- Transporte de materias primas y producto acabado que minimice el consumo de combustible.

- Otros (especificar):

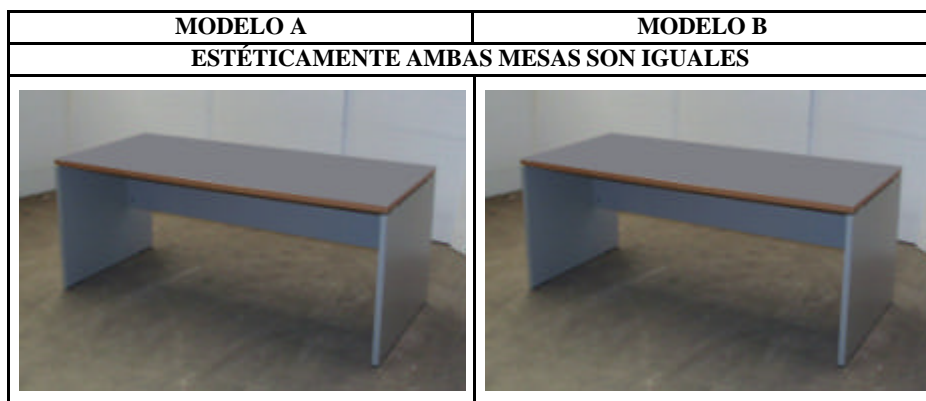
PARTE II: CUESTIONES ESPECÍFICAS

La industria del mueble, debido a los procesos y materiales utilizados, genera una serie de impactos negativos sobre el medio ambiente y la salud. Entre ellos destacan:

- *Consumo de recursos naturales*, especialmente madera natural.
- Generación de un importante volumen de *residuos sólidos en vertedero*, que provoca un impacto visual negativo y crea problemas de espacio en vertederos.
- *Consumo energético*, principalmente energía eléctrica en la fabricación.
- Utilización de *sustancias potencialmente peligrosas para la salud* como:
 - Formaldehído: contenido en las resinas utilizadas para la fabricación de tableros aglomerado. En concentraciones elevadas puede tener efectos cancerígenos y provocar problemas respiratorios, así como irritaciones de ojos y garganta, tanto durante la fabricación del mueble como
 - Disolventes: utilizados para la aplicación de pinturas y barnices. Generan emisiones que pueden provocar problemas respiratorios durante su aplicación, además de generar residuos tóxicos.

En el resto del cuestionario, le comparamos diferentes modelos de mesas de oficina y le proponemos diferentes precios para cada uno de ellos.



POR FAVOR, INDIQUE PARA CADA PAR DE PRECIOS PROPUESTO QUÉ MODELO COMPRARÍA, SEÑALANDO EN CADA CASO LA CASILLA CORRESPONDIENTE.



<p>Características:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Al final de su vida útil, se deposita en un vertedero, generando 54 Kg de residuos sólidos. 	<p>Características:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Al finalizar su vida útil, su diseño permite separar los diferentes materiales para su reciclaje o reutilización. ▪ Se debe utilizar herrajes especiales que permitan desensamblar el producto. ▪ Se debe utilizar materiales susceptibles a ser reciclados o reutilizados. ▪ Se requiere inversión en infraestructura y logística que permita desmontar el producto y reutilizar o reciclar las diferentes piezas.
--	---

Si el precio fuera:

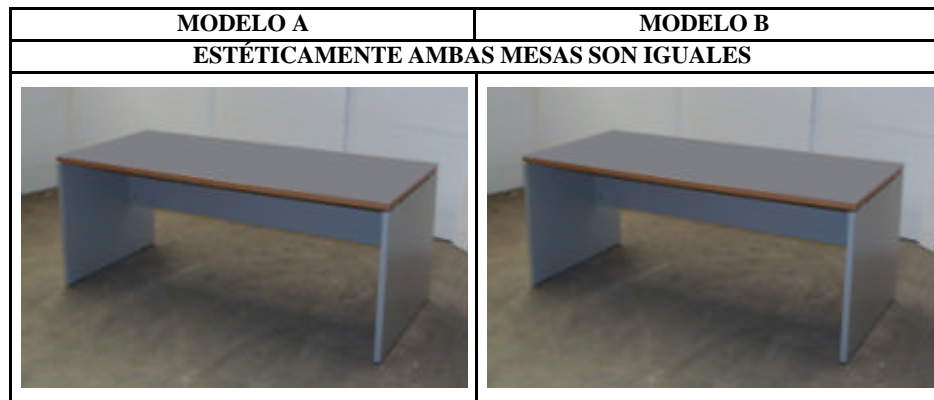
	Precio modelo A	Precio modelo B	Compraría el modelo:
	28.000 ptas.	26.000 ptas.	<input type="radio"/> A <input type="radio"/> B
	28.000 ptas.	28.000 ptas.	<input type="radio"/> A <input type="radio"/> B
	28.000 ptas.	30.000 ptas.	<input type="radio"/> A <input type="radio"/> B
	28.000 ptas.	32.000 ptas.	<input type="radio"/> A <input type="radio"/> B
	28.000 ptas.	34.000 ptas.	<input type="radio"/> A <input type="radio"/> B
	28.000 ptas.	36.000 ptas.	<input type="radio"/> A <input type="radio"/> B
	28.000 ptas.	38.000 ptas.	<input type="radio"/> A <input type="radio"/> B

MODELO A	MODELO B
ESTÉTICAMENTE AMBAS MESAS SON IGUALES	
	

<p>Características:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Fabricado mediante un proceso energéticamente optimizado dada la tecnología habitualmente utilizada en el sector. 	<p>Características:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Fabricado mediante un proceso que reduce el consumo energético. ▪ Requiere inversión en investigación y desarrollo de nueva tecnología y nueva maquinaria, modificación de los procesos productivos, etc.
--	---





Si el precio fuera:

Precio modelo A	Precio modelo B	Compraría el modelo:
28.000 ptas.	26.000 ptas.	• A • B
28.000 ptas.	28.000 ptas.	• A • B
28.000 ptas.	30.000 ptas.	• A • B
28.000 ptas.	32.000 ptas.	• A • B
28.000 ptas.	34.000 ptas.	• A • B
28.000 ptas.	36.000 ptas.	• A • B
28.000 ptas.	38.000 ptas.	• A • B



<p>Características:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Cantos de PVC. ▪ Material completamente reciclable. ▪ Mayor resistencia a golpes. 	<p>Características:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Cantos de melamina (papel y resina), igual que la superficie de trabajo. ▪ Material no reciclable. ▪ Menor resistencia a golpes.
--	---

Si el precio fuera:	Precio modelo A	Precio modelo B	Compraría el modelo:
	28.000 ptas.	22.000 ptas.	• A • B
	28.000 ptas.	24.000 ptas.	• A • B
	28.000 ptas.	26.000 ptas.	• A • B
	28.000 ptas.	28.000 ptas.	• A • B
	28.000 ptas.	30.000 ptas.	• A • B
	28.000 ptas.	32.000 ptas.	• A • B
	28.000 ptas.	36.000 ptas.	• A • B

MODELO A	MODELO B
ESTÉTICAMENTE AMBAS MESAS SON IGUALES	
	
MESAS CON EMBALAJE A ELEGIR	
EMBALAJE 1	EMBALAJE 2
	
<p>Características del embalaje :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Materiales: caja de cartón. ▪ Menor consumo energético (75% del consumo de embalaje 2) ▪ Protección uniforme. 	<p>Características del embalaje :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Materiales: film retráctil (plástico) con refuerzos puntuales de cartón. ▪ Menor consumo de materiales (60% en peso del material de embalaje 1) ▪ Menor cantidad de residuos en vertedero (60% en peso del material embalaje 1) ▪ Mayor eficiencia en el transporte (debido a la reducción de peso) ▪ Protección en puntos específicos.

Para cada par de precios, ¿COMPRARÍA LA MESA CON EL EMBALAJE 1 Ó 2?

Si el precio fuera:

Precio con embalaje 1	Precio con embalaje 2	Compraría:	
28.000 ptas.	25.000 ptas.	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2
28.000 ptas.	26.000 ptas.	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2
28.000 ptas.	27.000 ptas.	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2
28.000 ptas.	28.000 ptas.	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2
28.000 ptas.	29.000 ptas.	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2
28.000 ptas.	30.000 ptas.	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2
28.000 ptas.	31.000 ptas.	<input type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2

PARTE III: INFORMACIÓN PERSONAL

1. Año de nacimiento: 19 __ __
2. Sexo: Hombre ● Mujer ●
3. Señale aquella(s) opción(es) que mejor describa(n) su relación con el mercado del mueble:
 - Comprador doméstico
 - Gran comprador (empresas)
 - Distribuidor-vendedor
 - Empresario -fabricante
 - Diseñador
 - Empleado en fábrica
 - Otros (*especificar*): _____
4. Situación laboral:
 - Trabajador por cuenta ajena
 - Trabajador por cuenta propia
 - Desempleado
 - Estudiante
 - Jubilado
 - Ama de casa
 - Otros (*especificar*): _____
5. Nivel de estudios:
 - Sin estudios
 - Estudios primarios
 - Estudios secundarios
 - Estudios universitarios
6. ¿En qué tramo están incluidos los ingresos mensuales netos de la unidad familiar?

● Menos de 75.000 ptas.	● Entre 375.000 y 450.000 ptas.
● Entre 75.000 y 150.000 ptas.	● Entre 450.000 y 525.000 ptas.
● Entre 150.000 y 225.000 ptas.	● Entre 525.000 y 650.000 ptas.
● Entre 225.000 y 300.000 ptas.	● Entre 650.000 y 725.000 ptas.
● Entre 300.000 y 375.000 ptas.	● Entre 725.000 y 800.000 ptas.
	● Más de 800.000 ptas.

GRACIAS POR SU COLABORACIÓN

