



Universitat Autònoma de Barcelona

ADVERTIMENT. L'accés als continguts d'aquesta tesi queda condicionat a l'acceptació de les condicions d'ús establertes per la següent llicència Creative Commons:  http://cat.creativecommons.org/?page_id=184

ADVERTENCIA. El acceso a los contenidos de esta tesis queda condicionado a la aceptación de las condiciones de uso establecidas por la siguiente licencia Creative Commons:  <http://es.creativecommons.org/blog/licencias/>

WARNING. The access to the contents of this doctoral thesis it is limited to the acceptance of the use conditions set by the following Creative Commons license:  <https://creativecommons.org/licenses/?lang=en>



**Universitat Autònoma
de Barcelona**

GICOM (Grupo de Investigación de Compostaje)
DEPARTAMENT D'ENGINYERIA QUÍMICA, BIOLÒGICA I AMBIENTAL
Escola d'Enginyeria

**APLICACIÓN DEL ANÁLISIS DE CICLO DE
VIDA A TECNOLOGIAS EMERGENTES DE
VALORIZACIÓN DE RESIDUOS
ORGÁNICOS: EL CASO DE LA
FERMENTACIÓN EN ESTADO SÓLIDO (FES)**

TESIS DOCTORAL:

EVA CATALÁN CAMPILLO

Supervisado por:

Antoni Sánchez

Septiembre 2019

Antoni Sánchez Ferrer professor titular del Departament d' Enginyeria Química, Biològica i Ambiental de la Universitat Autònoma de Barcelona,

Certifica:

Que, la Ingeniera Química Eva Catalán Campillo ha realizado, bajo su dirección, el trabajo con título “Aplicación del Análisis de Ciclo de Vida a tecnologías emergentes de valorización de residuos orgánicos: el caso de la Fermentación en Estado Sólido”, que se presenta en esta memoria, la cual constituye su Tesis para optar al Grado de Doctor.

Y para que se tenga conocimiento y conste a los efectos oportunos, presentamos en la Escola d'Enginyeria de la Universitat Autònoma de Barcelona la citada Tesis, firmando el presente certificado

Bellaterra, Septiembre 2019

Dr. Antoni Sánchez

**“SÉ TÚ EL CAMBIO QUE QUIERES VER EN EL
MUNDO”**

MAHATMA GANDHI

A ION I ARYA
GRÀCIES PER TANT

PREFACIO

La presente tesis ha sido llevada a cabo en colaboración con el Grup de Investigació GICOM del Departament d'Enginyeria Química, Biològica i Ambiental durante el período comprendido entre octubre del 2015 y setiembre del 2019 gracias al programa de Doctorado del Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA) de la Universitat Autònoma de Barcelona. La realización de esta tesis ha sido posible gracias a la concesión de una beca de Formación del Personal Investigador de la UAB concedida por el proyecto Ministerio de Economía y Competitividad CTM2015-69513R.

Gracias a mi experiencia laboral en el sector químico-farmacéutico, en el año 2011 tuve mi primer contacto con el grupo de investigación GICOM, presentándome voluntaria para colaborar en las tareas de laboratorio necesarias que pudieran facilitar el desarrollo de los proyectos que se estaban realizando. Esta idea surgió de la impresión que me produjo conocer la dimensión de los residuos que generamos los humanos y la mala gestión que hacemos de ellos. Necesitaba aportar mi granito de arena en las actividades en pro de un mundo mejor. Fue un punto de inflexión.

Debido a mi formación técnica y gracias a la confianza depositada en mí por el Dr. Antoni Sánchez y por el grupo de investigación GICOM, años más tarde, pude cumplir uno de mis sueños: realizar una tesis doctoral. El año 2015, mientras “disfrutaba” de un buen cargo en una importante empresa farmacéutica, el grupo de investigación GICOM me ofreció una beca para realizar la tesis doctoral en el seno del grupo, que supuso un giro radical en mi vida. Acepté, aun cuando mucha gente de alrededor me tachó de inconsciente por “abandonar un buen trabajo”, pero poder formar parte de este equipo de investigación me pareció un regalo maravilloso.

Cuando me plantearon la temática de la tesis me pareció de gran importancia y relevancia ya que cumplía con mi interés personal de emprender una tarea, que de alguna manera, contribuyese a vislumbrar uno o varios caminos hacia el futuro, de forma que este sea un tanto más sostenible, para que las generaciones futuras puedan disfrutar de un mundo como mínimo, parecido al presente.

Después de cuatro años teóricos, tres años reales (con dos bajas de maternidad de por medio) y compaginando estos dos grandes proyectos de mi vida (maternidad y doctorado) ha surgido esta trabajo hecho con las mejores intenciones de este mundo.

Agradezco de antemano al lector su benevolencia por las posibles imperfecciones y la atención prestada.

Eva Catalán

AGRADECIMIENTOS

Parece que nunca encuentras el momento para escribir los agradecimientos, supongo que implica un “esfuerzo” emocional al que no queremos enfrentarnos ya que en ocasiones es doloroso. Con el depósito de la tesis finaliza una etapa, un ciclo muy importante en la vida de todos aquellos que hemos tenido la suerte o la oportunidad de poder abrir.

Intentaré ser breve, puesto que mis agradecimientos darían para una tesis entera. Espero no emocionarme en exceso escribiendo este punto.

Mi primer agradecimiento, por justicia y cortesía es para el Dr **Dimitrios Komilis**, el cual me introdujo en el maravilloso mundo del ACV y tuvo una paciencia infinita conmigo, especialmente con mi inglés. Compartimos buenos momentos durante tu estancia en Barcelona, y tengo un buen recuerdo. Gracias por la ayuda prestada.

En segundo lugar deseo dedicar y agradecer al grupo de investigación **GICOM**. GICOM me ha dado muchas cosas. Realmente para mí ha sido una familia. Mi tesis no me “ha permitido” pasar mucho tiempo en el laboratorio, pero tengo bonitos recuerdos de prácticamente todas las personas que han pasado por el grupo mientras ha durado mi tesis. Pedro, María, Ahmad, Nora, Amanda, Ale, Alejandra, Paula, Laura, Arnau. Sois unas personas maravillosas, y me alegro que nuestros caminos se hayan cruzado en esta etapa. Pero quiero nombrar especialmente a **Tere y Raquel**, os habéis convertido en grandes amigas con las que he compartido confidencias, risas, alegrías pero también tristezas, fatigas y penas. Habéis sido un gran apoyo, como profesionales y expertas, pero sobretodo como personas y amigas y especialmente como madres. He aprendido mucho junto a vosotras, y espero poder seguir compartiendo camino. **Dani**...te pongo dentro del grupo

GICOM, pero esto viene de lejos y espero que dure toda la vida. Eres una persona increíble, de verdad, eres una bellísima persona, un tío cojonudo, un currante de los pies a la cabeza, un batería de lo más y me encanta, me enamora que hayamos compartido tesis, despacho, cafés...y espero y deseo que jamás perdamos nuestra amistad.

Toni, mai, mai tindrè suficients paraules d'agraïment per haver-me donat la oportunitat de fer la tesis i sento en l'ànima no haver pogut complir amb els meus objectius inicials...però ja saps, la vida dona voltes i més voltes, i els nens son lo més important d'ella. Sempre et portaré al meu cor i com als altres, desitjo i espero que la nostra relació no finalitzi aquí.

A todos los doctorandos con los que he tenido el placer de coincidir en este camino y a mis compañeros de despacho por amenizar los días.

Tambié quiero nombrar a **Llibertat**, gràcies per donar-me la possibilitat de millorar dia tras dia. Amb tu he fet un salt quàntic.

A todas las mujeres increíbles que he conocido gracias a la maternidad, el grupo de las **mamis**, els **Arrelats** y las **mamaRrachas**...sois una tribu maravillosa con la compartir dudas y miedos, pero también ilusiones y alegrías.

Esta tesis también va dedicada a mi “familia karmika”, aquellos a los que la vida me ha dado la gran oportunidad de conocer y hacer que seamos más que sangre. A todos los **Gañanes**: Joanet, Xavi, Antonio y Susana, Manel, Jordi y Laura junto a los peques Alex y Manel, Lauri y Oscar. Aunque cada vez cuesta más poder juntarnos, aunque tenemos caminos diferentes, vidas diferentes, horarios diferentes, sois mi familia, sois la familia que he elegido. Gracias por todos y cada uno de los momentos que hemos vivido, y por todos los que viviremos...Os quiero muchísimo, y me aportáis una paz y alegría que no

podéis imaginar. Me encantáis, todos y cada uno de vosotros, jamás me cansaré de decirlo. Gracias familia

A mis hermanos de alma y corazón, **Angel y Sanjo**...mirar, no existen palabras para expresar lo que merecéis... simplemente SÉ que SIEMPRE, SIEMPRE nos vamos a tener los unos a los otros, sois mis grandes apoyos, aquellos a los que ante cualquier problema y sobretodo, ante cualquier alegría pienso en llamar. Os amo con toda mi alma y agradezco cada día poder compartir mi vida con la vuestra.

A mis madrinas maravillosas, **Miriam y Natalia**, sois una luz en mi vida. Mujeres empoderadas, fuertes y valientes. Os admiro. No importa el tiempo que haga que no nos veamos, no importa el tiempo que haga que no hablemos, os tengo en mi mente y mi corazón. Estoy orgullosa de que mi hija pueda tener unas madrinas tan geniales. Gracias por SER y ESTAR.

A **Valerio y Ale**, amigos de toda la vida, para toda la vida. Con vosotros aprendí que el tiempo es relativo y siempre es un placer compartirlo con vosotros, aunque siempre se haga corto!. Espero poder seguir compartiendo muchos más momentos Os quiero con el alma y el corazón.

Me gustaría dedicar esta tesis a mis suegros, **Ángela y Antonio**, que a pesar de todo lo vivido, les quiero, respeto y aprecio muchísimo y siento en el alma no ser capaz de demostrárselo. Pase lo que pase siempre estáis dispuestos a ayudarnos en todo lo que necesitamos y eso os honra. Sois unos grandes abuelos, y me alegro de que mis hijos puedan disfrutar de vosotros (y vosotros de ellos). Sé que aún con todo, me queréis y respetáis muchísimo.

Por otro lado, quiero agradecer a **mi madre** todo lo que me ha dado. Eres una gran persona. Gracias por estar siempre a mí lado, por apoyarme haga lo que haga, y sobretodo,

por confiar ciegamente en mí. Sé que el camino no ha sido fácil, soy consciente de todas las piedras que has tenido y que hemos tenido que pasar, pero juntas podemos con todo. Tan iguales, tan diferentes... Gracias por acompañarme en la vida, dándome alas para volar y unos brazos a los que volver siempre. Te quiero mucho

Charlie amor, es tan difícil intentar plasmar todo lo que siento cuando pienso en ti. Mil veces se nos vendrá el mundo abajo, pero aun así y a pesar de todo nos tenemos el uno al otro... quizás porque si todo acabara todo hubiese sido en vano... es indescriptible todo lo que aprendo al elegirte. Gracias por elegirme cada día, por estar a mi lado aún cuando menos lo he merecido. **TE AMO MUCHO.** Suscribo cada una de las palabras de nuestra declaración de amor. *No espero que tú me hagas feliz, del mismo modo que sé que yo no puedo hacerte feliz a ti. Cada uno es responsable de SU PROPIA FELICIDAD, y cada uno se compromete con poner su felicidad al servicio de la relación que HEMOS DECIDIDO CONSTRUIR. LO CIERTO ES QUE SOY FELIZ CONTIGO, PERO SOY FELIZ SIN TI. NO TE NECESITO PARA MI FELICIDAD Y AUN ASÍ QUIERO COMPARTIR MI VIDA CONTIGO. Te quiero con toda mi mente, Y estoy aprendiendo a AMARTE desde lo más profundo de MI CORAZÓN No es que me completes, pues NACÍ COMPLETA, pero sí ME COMPLEMENTAS. A TU LADO ME CUESTIONO, APRENDO, CREZCO Y EVOLUCIONO COMO NO PODRÍA HACERLO SOLA Cada CONFLICTO que tengo contigo es una OPORTUNIDAD para limar la IGNORANCIA de mi EGO, acercándome cada día más a la SABIDURÍA de mi verdadera ESENCIA. Eres el ESPEJO donde algunas veces veo mis sombras, y en otras ocasiones la mejor versión de mi misma. ¿Quién sabe lo que nos deparará el futuro? ¿Qué importa?*

DOY GRACIAS POR HABERTE ENCONTRADO. PASE LO QUE PASE, LLEGUEMOS HASTA DONDE LLEGUEMOS, ME SIENTO MUY AFORTUNADA POR SER TU COMPAÑERA DE VIAJE. CONTIGO HE DESCUBIERTO QUE EL CAMINO ES LA META

A vosaltres, **Ion i Arya**, només puc dir GRÀCIES, gràcies per vindre, gràcies per escollir-me, gràcies per donar-me l'oportunitat de créixer al vostre costat i HO SENTO, sento totes les vegades que m'he equivocat, m'equivoco i m'equivocaré, estic aprenent...tingueu paciència. Sou el millor que m'ha passat en la vida, sense cap dubte. Espero estar sempre a l'alçada. US ESTIMO FINS AL INFINIT, ANAR I TORNAR.

Y por último, GRACIAS A LA VIDA, gracias por cada una de las situaciones, experiencias, personas, trabajos, alegrías, tristezas, por todo lo bueno y lo malo, gracias por el camino que he recorrido hasta ahora...gracias a todo soy como soy y estoy donde estoy. Estoy ansiosa de ver hacia donde iremos ahora.

INDICE

PREFACIO	ix
AGRADECIMIENTOS	xi
INDICE	17
LISTADO DE ACRONIMOS	21
RESUMEN	23
SUMMARY	25
SECCIÓN I: INTRODUCCIÓN	27
<i>CAPÍTULO 1: Estructura y Marco de Trabajo</i>	29
1.1 – ESTRUCTURA DE LA TESIS DOCTORAL	31
1.2 – MARCO DE TRABAJO	33
<i>CAPÍTULO 2: Conceptos Generales</i>	37
2.1. – DE ECONOMÍA LINEAL HACIA ECONOMÍA CIRCULAR.....	39
2.2 – FERMENTACION EN ESTADO SÓLIDO	47
2.3 – ENZIMAS.....	50
2.3.1 - Proteasas.....	51
2.3.2 Celulasas.....	51
2.4 – ANALISIS DE CICLO DE VIDA.....	52
2.4.1 Definición de objetivos y alcance.....	55
2.4.2 Análisis del inventario	57
2.4.3 Evaluación de los impactos	58
2.4.4 Interpretación.....	61
2.5 – REFERENCIAS.....	62
<i>CAPÍTULO 3: Objetivos</i>	71
3.1 – OBJETIVOS	73
SECCIÓN II: MÉTODO Y MATERIALES	77
<i>CAPÍTULO 4: Metodología</i>	79
4.1 – CASOS DE ESTUDIO: CALIDAD Y ORIGEN DE LOS DATOS.....	81
4.2 – METODOLOGÍA.....	86
4.2.1 – Selección de la metodología de cálculo y de la base de datos.....	86
4.2.3 –Modelos de enfoque: atribucional y consecuente.....	92

4.2.4. Multifuncionalidad y asignación de las cargas.....	94
4.2.5 - Análisis de sensibilidad.....	95
4.3 – REFERENCIAS.....	96
<i>CAPÍTULO 5: Materiales</i>	99
5.1 – MATERIALES	101
5.1.1 – Proteasas a partir de residuo de pelo	101
5.1.2 – Celulasas a partir de residuo de café.	101
5.2 – REFERENCIAS.....	103
SECCIÓN III: CASOS DE ESTUDIO	105
<i>CAPÍTULO 6: Comparación del impacto ambiental del proceso de depilado tradicional o químico frente el proceso de depilado alternativo o enzimático</i>	107
6.1 – LA INDUSTRIA CURTIDORA	109
6.2 – ANTECEDENTES	111
6.3 – OBJETIVO Y ALCANCE.....	112
6.4 – LÍMITES DEL SISTEMA Y DESCRIPCIÓN.....	113
6.4.1 – Proceso de depilado tradicional o químico incluyendo la fase de compostaje para el tratamiento de residuo de pelo.....	114
6.4.2 – Proceso de depilado tradicional o químico incluyendo la fase de incineración o disposición a vertedero para el tratamiento de residuo de pelo..	118
6.4.3 – Proceso de depilado alternativo o enzimático	120
6.5 – UNIDAD FUNCIONAL.....	123
6.6 – INVENTARIADO Y SUPOSICIONES	123
6.6.1 – Suposiciones generales	123
6.6.2 - Entradas y salidas generales	125
6.6.3 – Principales suposiciones, entradas y salidas del proceso tradicional o químico.....	127
6.6.4 – Principales suposiciones, entradas y salidas del proceso alternativo o enzimático.....	129
6.7 – ANALISIS DE SENSIBILIDAD	129
6.8 – RESULTADOS Y DISCUSION	130
6.8.1 – Resultados individuales	130
6.8.2 – Resultados generales.....	137
6.8.3 – Análisis de sensibilidad	144
6.9 – EVALUACIÓN ECONÓMICA PRELIMINAR.....	150
6.10 – CONCLUSIONES	151

6.11 REFERENCIAS.....	153
<i>CAPÍTULO 7: Comparación del impacto ambiental de la gestión de tratamiento de residuo de pelo: FES frente a Compostaje</i>	157
7.1 - ANTECEDENTES	159
7.2 – OBJETIVO Y ALCANCE.....	160
7.3 – LÍMITES DEL SISTEMA Y DESCRIPCIÓN.....	160
7.3.1 – Tratamiento de pelo mediante compostaje en pilas volteadas.....	161
7.4 – UNIDAD FUNCIONAL.....	163
7.5 – INVENTARIADO Y SUPOSICIONES	164
7.5.1 – Suposiciones generales	164
7.5.2 - Entradas y salidas generales	165
7.5.3 – Principales suposiciones, entradas y salidas para el proceso de compostaje de tratamiento del pelo residual.....	166
7.5.4 – Principales suposiciones, entradas y salidas para el proceso de FES de tratamiento del pelo residual.....	166
7.6 – RESULTADOS Y DISCUSIÓN	167
7.6.1 – Resultados individuales	167
7.6.2 – Resultados generales.....	172
7.7 - CONCLUSIONES.....	174
7.8 - REFERENCIAS	176
<i>CAPÍTULO 8: Evaluación del impacto ambiental de la producción de celulasas mediante FES a partir de residuo de café</i>	179
8.1 - ANTECEDENTES	181
8.2 – OBJETIVO Y ALCANCE.....	182
8.3 – LÍMITES DEL SISTEMA Y DESCRIPCIÓN.....	183
8.4 – UNIDAD FUNCIONAL.....	186
8.5 – INVENTARIADO Y SUPOSICIONES	186
8.5.1 – Principales suposiciones, entradas y salidas del proceso de producción de celulasas.....	186
8.6 – ANALISIS DE SENSIBILIDAD	190
8.7 – RESULTADOS Y DISCUSIÓN	192
8.7.1. Resultados generales.....	192
8.7.2 Resultados individuales	195
8.7.3 Análisis de sensibilidad	200
8.8 – EVALUACIÓN ECONOMICA PRELIMINAR.....	202

8.9 – CONCLUSIONES	203
8.10 – REFERENCIAS.....	205
<i>CAPÍTULO 9: Comparación del impacto ambiental de la producción de celulasas: FES a partir de residuo de café frente a FS a partir de sustrato puro</i>	211
9.1 - ANTECEDENTES	213
9.2 – OBJETIVO Y ALCANCE.....	214
9.3 – LÍMITES DEL SISTEMA Y DESCRIPCIÓN.....	214
9.3.1 – Proceso de producción de celulasas mediante FS a partir de un sustrato puro.....	215
9.3.2 – Proceso de producción de celulasas mediante FES a partir de residuo de café.....	219
9.3 – UNIDAD FUNCIONAL.....	222
9.4 – INVENTARIADO Y SUPOSICIONES	222
9.4.1 – Suposiciones generales	223
9.4.2 – Principales suposiciones, entradas y salidas del proceso de producción de celulasas mediante FS.....	224
9.4.3 – Principales suposiciones, entradas y salidas del proceso de producción de celulasas mediante FES	227
9.6 – RESULTADOS Y DISCUSIÓN	229
9.6.1 Resultados generales.....	229
9.6.2 Resultados individuales	232
9.7 – CONCLUSIONES	238
9.8 – REFERENCIAS.....	239
SECCIÓN IV: CONCLUSIONES	245
<i>CAPÍTULO 10: Conclusiones generales y Perspectivas futuras</i>	247
10.1 – CONCLUSIONES TRANSVERSALES.....	249
10.2 – LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN.....	251
<i>CAPÍTULO 11: Anexos</i>	254

LISTADO DE ACRONIMOS

ACV	Análisis de Ciclo de Vida
ALO	Ocupación de Tierras Agrícolas
CC	Cambio Climático
COV	Compuesto Orgánico Volátil
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EC	Extracto concentrado
EOFP	Formación de Ozono, Ecosistemas Terrestres
FD	Agotamiento de los Combustibles Fósiles
FE	Eutrofización en Agua Dulce
FET	Ecotoxicidad de Agua Dulce
FETP	Ecotoxicidad de Agua Dulce
FES	Eutrofización en Agua Dulce
FES	Fermentación en Estado Sólido
FFP	Escasez de Recursos Fósiles
FPMF	Formación de Partículas Finas
FS	Fermentación Sumergida
GICOM	Grupo de Investigación de Compostaje (UAB)
GWP	Calentamiento Global
HOFP	Formación de Ozono, Salud Humana
HTPc	Toxicidad Carcinogénica Humana
HTPnc	Toxicidad No Carcinogénica Humana
IEA	Agencia Internacional de Energía
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático

IR	Radiación Ionizante
IRP	Radiación Ionizante
LOP	Uso del Suelo
ME	Eutrofización en Agua Marina
MEP	Eutrofización en Agua Marina
MET	Ecotoxicidad en Agua Marina
METP	Ecotoxicidad en Agua Marina
MRD	Agotamiento de los Recursos Minerales
NLT	Transformación de Tierras Naturales
OD	Agotamiento de Ozono
ODP	Agotamiento de Ozono Estratosférico
PMF	Formación de Partículas
POF	Formación de Oxidantes Fotoquímicos
TA	Acidificación Terrestre
TAP	Acidificación Terrestre
TET	Ecotoxicidad de agua dulce
TH	Toxicidad Humana
SETAC	Sociedad de Toxicología Ambiental y Química
SOP	Escasez de Recursos Minerales
UAB	Universidad Autónoma de Barcelona
UE	Unión Europea
UF	Unidad Funcional
ULO	Ocupación de Suelo Urbano
WCP	Consumo de Agua
WD	Agotamiento del Agua

RESUMEN

Investigaciones previas dentro del grupo GICOM han dado como resultado procesos aparentemente más sostenibles para la obtención de enzimas proteasas y enzimas celulasas mediante la Fermentación en Estado Sólido (FES), a partir de residuos sólidos orgánicos. En la presente tesis se pretende demostrar de manera objetiva si estas alternativas de producción de las enzimas son realmente más sostenibles en términos medioambientales. Para ello, se evalúa el impacto ambiental de diferentes casos de estudio de procesos de producción optimizados, mediante la herramienta de Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

Se han desarrollado cuatro casos de estudios basados en la producción de dos tipos de enzima (proteasas y celulasas) a partir de dos residuos sólidos orgánicos (residuo de pelo y residuo de café respectivamente).

Los dos primeros casos de estudio tienen como fundamento la obtención de proteasas mediante el residuo de pelo procedente de la industria del cuero, pudiendo ser utilizadas dentro del mismo proceso para reemplazar los productos químicos necesarios en el depilado de las pieles. Así pues, en el primer caso de estudio se plantea la comparación del impacto ambiental mediante ACV del depilado de pieles tradicional o químico frente al depilado alternativo o enzimático, mientras que en el segundo caso de estudio se propone la comparación de las alternativas de tratamiento del residuo de pelo, compostaje y FES.

El tercer y cuarto casos de estudio se basan en la obtención de las enzimas celulasas mediante el residuo de café. En el tercer caso se valora el impacto ambiental de la

producción completa mediante FES, incluyendo todas las etapas necesarias para obtener la enzima sólida y seca (fermentación y etapas posteriores). En el último caso se compara esta producción frente a la utilizada hasta el momento para obtener celulasas realizada mediante la fermentación sumergida (FS) a partir de un sustrato puro.

El uso de datos experimentales en los diferentes casos de estudio para llevar a cabo la valoración ambiental, dan como resultado un análisis consistente y fiable.

Los resultados obtenidos en cada caso demuestran que la producción de enzimas mediante FES es una alternativa de obtención sostenible, en términos medioambientales capaz de minimizar recursos y disminuir residuos. Además, se hace evidente la influencia que tiene el proceso de extracción y purificación de las enzimas en el impacto ambiental, haciendo que sea necesario un estudio y una valoración de las etapas precisas en cada caso. Por otro lado, se verifica la escasez de estudios similares en términos de ACV dificultando la comparación y discusión de los resultados obtenidos a lo largo de este trabajo.

SUMMARY

Previous research within the GICOM group has resulted in apparently more sustainable processes for obtaining proteases enzymes and cellulases enzymes through Solid State Fermentation (SSF), from organic solid waste. This thesis is intended to demonstrate objectively whether these alternatives for the production of enzymes are really more sustainable in environmental terms. For this, the environmental impact of different cases of study of optimized production processes is evaluated, using the Life Cycle Assessment (LCA) tool.

Four case studies have been developed based on the production of two types of enzyme (proteases and cellulases) from two organic solid residues (hair waste and coffee huks respectively).

The first two case studies are based on obtaining proteases through the hair waste from the leather industry, and can be used within the same process to replace the necessary chemicals in the dehairing of the skins. Thus, in the first study case the comparison of the environmental impact by LCA of the traditional or chemical dehairing versus the alternative or enzymatic hair removal is proposed, while in the second case study the comparison of the treatment alternatives of the hair waste, composting and SSF.

The third and fourth case studies are based on obtaining cellulases enzymes through coffee husk. In the third case, the environmental impact of the complete production is evaluated by means of SSF, including all the stages necessary to obtain the solid and dry enzyme (fermentation and downstream). In the latter case, this production is compared

with that used so far to obtain cellulases made by Submerged Fermentation (SmF) from a pure substrate.

The use of experimental data in the different case studies to carry out the environmental assessment results in a consistent and reliable analysis.

The results obtained in each case show that the production of enzymes by SSF is an alternative of sustainable obtaining, in environmental terms capable of minimizing resources and reducing waste. In addition, the influence of the process of extraction and purification of enzymes on the environmental impact is evident, making it necessary to study and assess the precise stages in each case. On the other hand, the scarcity of similar studies is verified in terms of LCA making it difficult to compare and discuss the results obtained throughout this work.

SECCIÓN I

INTRODUCCION

CAPÍTULO 1

Estructura y Marco de Trabajo

1.1 – ESTRUCTURA DE LA TESIS DOCTORAL

El trabajo que se desarrolla en este documento pretende analizar de manera objetiva el impacto ambiental de la producción de enzimas mediante la tecnología de FES a partir de residuos sólidos orgánicos.

La presente tesis doctoral consta de cuatro secciones y 10 capítulos, organizados de la siguiente manera:

La Sección I es introductoria. Se presenta la estructura del documento y el marco de trabajo, además se complementa con la información necesaria para situar y comprender las bases de los casos de estudio, así como enumerar los objetivos principales del presente trabajo. Concretamente, en el primer capítulo se pretende poner en antecedentes al lector presentando la situación de emergencia en términos medioambientales y las reflexiones necesarias para modificar esta tendencia. En el Capítulo 2 se describen los conceptos básicos de las principales características de la sociedad de consumo actual, la generación de residuos y el enfoque de producción hacia un desarrollo más sostenible. También se dan las bases teóricas del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y de la Fermentación en Estado Sólido (FES), así como una pequeña pincelada del concepto de enzima y de las obtenidas en los casos de estudio. El Capítulo 3 se exponen los objetivos que se esperan conseguir durante el desarrollo y al finalizar esta investigación.

La Sección II presenta de manera muy general la metodología que contempla el ACV y hace una breve descripción de los principales materiales presentes en los casos de estudio.

En la Sección III se desarrolla el cuerpo principal de la tesis. Concretamente consta de dos grandes proyectos de trabajo que dan lugar a cuatro casos de estudio.

En la Figura 1.1.1 se presenta un esquema de los casos de estudio. Los proyectos se basan en: 1) la producción de proteasas a partir de residuo de pelo, 2) la producción de celulasas a partir de residuo de café.

La investigación necesaria para realizar el estudio 1 (Capítulo 6) y el estudio 3 (Capítulo 8), estudios principales dentro de cada proyecto, dan lugar a poder realizar los estudios 2 (Capítulo 7) y 4 (Capítulo 9), estudios más sencillos, pero complementarios y útiles.

Las valoraciones ambientales se realizan mediante la herramienta de Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

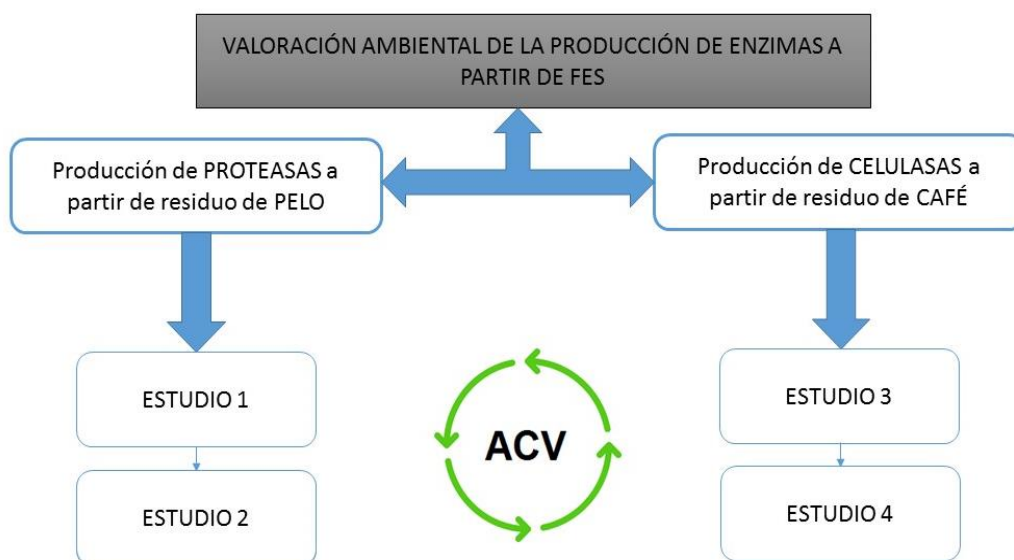


Figura 1.1.1: Estructura de los casos de estudios presentes en la tesis doctoral.

La Sección IV presenta las conclusiones generales extraídas de los casos de estudio y se intenta responder a las preguntas surgidas dentro del marco de trabajo. Además se incluye un apartado donde se plantean nuevos estudios y recomendaciones para futuros investigadores, surgidos durante la realización de esta tesis.

1.2 – MARCO DE TRABAJO

Vivimos en el seno de una crisis ambiental. Actualmente la población es bombardeada diariamente sobre el grave peligro que supone el cambio climático para el futuro del planeta y de la humanidad. Se informa sobre la catástrofe ecológica que vive nuestro ecosistema, afirmando que es producto directo de la acción del hombre, pero para ser rigurosos, esta situación de emergencia es producto del funcionamiento del sistema de consumo actual, promovido por una sociedad basada en el capitalismo. El capitalismo promueve un consumo que se fundamenta en “usar y tirar”, donde para ser capaz de abastecer este mercado cada vez se generan más residuos y donde la extracción de materias primas y/o recursos se realiza sin ningún escrúpulo.

Pero esto no siempre ha sido así. Antes del siglo XIX la inmensa mayoría de la población sólo consumía lo básico para su subsistencia y el uso ostentoso estaba reservado a una pequeña parte de la sociedad. Pero con la revolución industrial junto al desarrollo de las ciudades, se promovieron y generalizaron los hábitos consumistas. El problema de este mecanismo de mercado es que, para que se consuman productos (bienes o servicios), es preciso producirlos masivamente, y es en este punto donde comienza el deterioro medioambiental. Para satisfacer todos esos deseos materiales, es necesario extraer recursos naturales, transformarlos, transportarlos, distribuirlos, venderlos, comprarlos, gastarlos y gestionar los residuos que generan. Todas estas operaciones tienen un impacto ambiental.

Por tanto, el consumismo promovido por el capitalismo implica la destrucción del medio ambiente. Paradójicamente, los avances científicos actuales permitirían comenzar a frenar esta degradación ambiental garantizando un mundo más sostenible.

Dicho esto, parece evidente que la crisis ambiental plantea la necesidad de revisar no sólo los patrones económicos, sino también el enfoque científico y ético, que es donde se sustenta la racionalidad económica. Es necesario que surja una nueva visión, planteando alternativas innovadoras que se orienten hacia el equilibrio entre la relación de la Humanidad y la Naturaleza.

Se trata, en definitiva, de pasar de los viejos esquemas de producción a un emergente paradigma ambiental en el que los modelos socioeconómicos, junto con la visión científica, abran alternativas de desarrollo en un medio y largo plazo sostenibles ambientalmente.

Aquí la comunidad científica tiene un papel importante. Vivimos en un espacio donde emerge la búsqueda de formas de pensamiento, teorías y leyes enfocadas hacia el nuevo paradigma ambiental. Se requiere una reflexión en torno a diferentes cuestiones tales como:

¿Cómo podemos desarrollarnos teniendo en cuenta que nuestro planeta no crece? ¿Es posible modificar la sociedad de consumo actual? ¿Qué estrategias deben implantarse para conseguir frenar la degradación medioambiental? ¿Es posible un sistema de producción más sostenible medioambientalmente?

Responder a estas preguntas lleva a asumir la necesidad de transformar la relación que tenemos con nuestro planeta, con las formas de la extracción de los recursos y la gestión de los residuos, entre otros asuntos. Hay que poner el foco en nuevos modelos de producción en los cuales las materias primas puedan provenir de otros procesos. Se trata de reconstruir a partir de nuevos fundamentos, así como de los métodos y aplicaciones del nuevo paradigma (Kuhn, 1984). En definitiva de gestionar más eficaz y eficientemente lo poco de que disponemos. Estamos a mitad de un camino que exige

mirar con otros ojos el tipo de sociedad que pretendemos alcanzar con una coherencia a nivel científico.

En este contexto surge lo que se conoce como economía circular, de la que se hablará más detalladamente en el próximo capítulo pero que tiene como objetivo utilizar los recursos eficazmente y pretende generar un crecimiento más inteligente, sostenible e integrador de la sociedad de consumo.

En el grupo de investigación GICOM trabajamos en el desarrollo de nuevas tecnologías de producción, donde la materia prima principal es un residuo y además se promueve el “residuo cero” en todas las estrategias. La FES es una tecnología innovadora donde se obtienen productos de alto interés como pueden ser las enzimas, los biosurfactantes o los biopesticidas a partir de residuos orgánicos. GICOM lleva años trabajando con residuos sólidos orgánicos y perfeccionando esta tecnología para obtener el máximo rendimiento. Hasta ahora, el trabajo del grupo GICOM se ha basado en el desarrollo del proceso en sí, lo que lleva a nuevas reflexiones:

¿La FES como nueva estrategia de gestión de residuos es realmente más sostenible en términos medioambientales? ¿Es posible implantar esta tecnología a nivel industrial? ¿Qué modificaciones deben realizarse para minimizar el impacto ambiental de esta nueva estrategia? ¿Es una tecnología medioambientalmente mejor que otras más tradicionales?

Estas reflexiones son las que dan pie a la realización de esta tesis y la autora espera poder dar cabida a respuestas fundamentadas con los resultados obtenidos al finalizar el trabajo.

CAPÍTULO 2

Conceptos Generales

2.1. – DE ECONOMÍA LINEAL HACIA ECONOMÍA CIRCULAR

Desde la Primera Revolución Industrial, el sistema de producción y consumo ha estado dominado por un modelo lineal, basándose en la extracción de la materia prima, la producción del bien, el consumo de éste y la generación de los residuos correspondientes. En ese momento, este tipo de economía favoreció una rápida transformación de la sociedad hacia una industrialización y globalización, pero actualmente, con el aumento de población mundial este sistema unidireccional es insostenible.

En 1987, en el llamado “Informe Brundtland”, aparece por primera vez el término “desarrollo sostenible”. El escrito denominado “Nuestro Futuro Común” trataba de lograr, de manera equilibrada, el desarrollo económico junto con el desarrollo social y con la protección del medio ambiente, garantizando las necesidades del presente sin comprometer las posibilidades de las generaciones futuras (Nuestro futuro Común, 1987). En ese mismo año, Redclift (1987) planteó un cambio de visión en el desarrollo de la sociedad, al afirmar que la sostenibilidad no es un objetivo factible si lo que se pretende es adaptar los modelos al desarrollo económico actual. Así pues, defendía la necesidad de reconocer el concepto de desarrollo sostenible como alternativa a la visión establecida, y no como modificación de la misma. Posteriormente en Río de Janeiro, Brasil, tuvo lugar la Cumbre de la Tierra de Río donde se planificaron acciones específicas para lograr el desarrollo sostenible en los planos internacional, nacional y regional gracias al Programa 21 (Río Declaration on Environment and Development, 1992). Veinte años más tarde, en 2012 y también en Río de Janeiro, Brasil, se llevó a cabo la conocida Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible, (también conocida como Rio+20), donde se plantearon estrategias para construir una economía ecológica y lograr el desarrollo sostenible garantizando la protección del medio ambiente en un planeta cada vez más poblado (El Futuro que queremos, 2012).

Así pues, en los últimos años existe una creciente preocupación respecto al impacto medioambiental generado por las diferentes actividades humanas. La concienciación en estos términos ha promovido una revolución en la sociedad, modificando la perspectiva para evitar y/o minimizar el agotamiento de los recursos, la contaminación en la naturaleza o la degradación de los ecosistemas. El enfoque en torno al consumo de productos, el consumo de recursos y la generación de residuos ha dado un vuelco, ya que en definitiva, los problemas medioambientales son un problema de desarrollo (Sarmiento, 2013). Debido a este nuevo enfoque, en diferentes países existe un interés público por promover el desarrollo de procesos de producción que contribuyan a un progreso más sostenible de la economía y, por lo tanto, de la sociedad. Un progreso donde se elimine la tradicional versión “usar y tirar” por un nuevo modelo en el que los materiales puedan reaprovecharse continuamente, dentro del mismo proceso, o siendo materia prima para otro, lo que actualmente se conoce como economía circular.

Actualmente, en los países de la UE, el concepto de economía circular es una de las iniciativas más significativas, donde el valor de los productos, materiales y recursos son mantenidos dentro del marco económico con el máximo tiempo posible, y donde, además, la generación de residuos se ve minimizada. Por lo tanto, el objetivo principal de esta estrategia es contribuir a un desarrollo más sostenible, a un consumo de recursos más eficiente y, al fin y al cabo, a una economía más competitiva. Este nuevo modelo económico trata de desvincular el desarrollo económico global del consumo de recursos finitos y se presenta como una alternativa al actual modelo de producción y consumo, basado en la economía lineal, siendo así una oportunidad para fortalecer el bienestar y la prosperidad de un territorio.

La Figura 2.1.1 presenta el esquema básico de la economía circular donde se puede observar cómo los usuarios son la base principal de la acumulación de objetos, dándoles

un uso y un fin de vida. El principio de un cambio sistémico en la revalorización implica que los consumidores tienen en su mano la capacidad de cambio, promoviendo un ciclo cerrado en el que los productos vuelven a los fabricantes para poder ser reciclados y/o renovados, o para ser redistribuidos y reutilizados y poder así prolongar su vida útil (Ellen MacArthur Foundation, 2015).

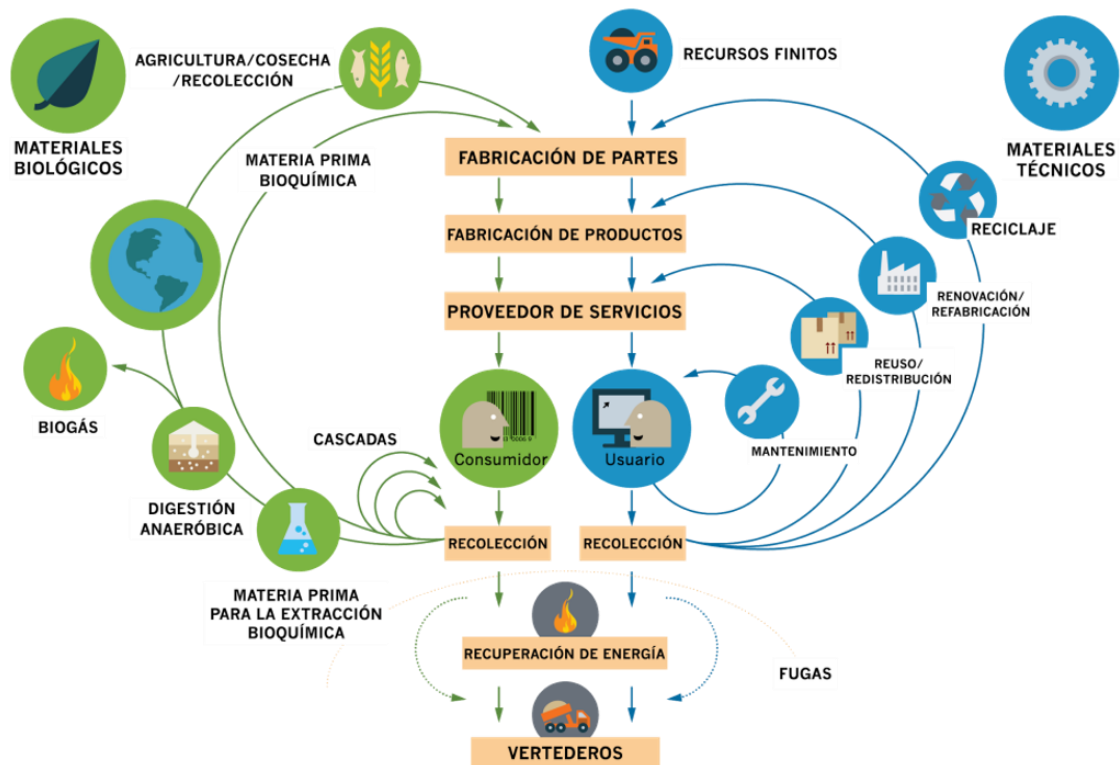


Figura 2.1.1: Diagrama de flujo de la economía circular (Ellen MacArthur Foundation, 2015).

Sin embargo este modelo tiene algunas limitaciones, como por ejemplo la de centrarse exclusivamente en los flujos de materiales y parcialmente en los de energía, dejando de lado los flujos de agua, carbono y suelo. Además, se centra básicamente en la producción y distribución, omitiendo el uso y consumo de los productos (bienes o servicios).

Por tanto, se está reconsiderando este modelo de referencia de la economía circular, con la finalidad de integrar todos los actores y utilizar un enfoque más completo, donde se

tengan en cuenta los flujos de energía, materiales, agua y suelo, así como de las emisiones a la atmósfera, especialmente las de gases de efecto invernadero.

Con esto queda claro que en la transición hacia una sociedad basada en la economía circular es fundamental utilizar la ciencia apropiada, adaptada a los contextos y recursos actuales. Por tanto, la innovación es un elemento clave para conseguirlo. De Man y Friege (2016) plantearon la necesidad de incluir tres estrategias básicas para generar sistemas de producción más sostenibles basados en los principios de economía circular: estrategias de eficiencia (hacer más con menos), estrategias de consistencia (retroalimentación de materiales) y estrategias de suficiencia (reduciendo la necesidad de recursos).

Esto sugiere que la economía circular tiene un inmenso potencial y está llamada a tener un gran impacto en la sociedad, donde no solo se alcance una gestión eficiente de los recursos, tanto materiales como energéticos, sino que además, y aún es difícil calibrar, existan cambios en términos de ahorro económico y de creación de puestos de trabajo (European Commission, 2011).

Pero es evidente que la información por sí sola no provoca cambios de conducta. El nuevo paradigma ambiental, no debe limitarse a una reflexión teórica sino que debe ser aplicado promoviendo acciones concretas en pro de la solución a los problemas actuales. Como ya se ha podido ver en el punto anterior, el cierre del ciclo de materia se consigue en parte, utilizando los residuos de una industria como materia prima de otras, consiguiendo un nivel cero de residuos. Por lo tanto, se podría decir que, la producción de residuos es un indicador muy fiable para medir el grado de sostenibilidad del desarrollo socioeconómico de un territorio. Los materiales que pueden ser reciclados se reinvierten en la economía como nuevas materias primas, hecho que aumenta la seguridad del suministro (pasando a llamarse materias primas secundarias). Esto abre un nuevo abanico donde las materias

primas secundarias pueden ser comercializadas y transportadas exactamente igual que si se tratara de materias primas primarias procedentes de recursos de extracción tradicional. Gracias al reciclado total o parcial puede reducirse el volumen de residuos que deben ser eliminados y además se minimiza el uso de materias primas primarias.

Para poder entender la magnitud que esto conlleva y el cambio que puede significar es necesario ser consciente de la cantidad de residuos que pueden ser tratados como materia prima secundaria. Por ejemplo, en el año 2011 en Europa se produjeron 5 toneladas de residuos per cápita. Por promedio, cada ciudadano de la UE genera 444 kg de residuo al año (European Environment Agency, 2011). En 2014, la UE registró el tratamiento de aproximadamente 2320 millones de toneladas de residuos. Casi la mitad (47,4 %) fueron a parar a vertedero, mientras que un 36,2 % se trataron en diferentes plantas de valorización o reciclado y un 4,7 % en plantas de valorización energética. Una décima parte (10,2 %) se destinaron a operaciones de relleno y finalmente, el 1,5 % se llevó a incineración (Figura 2.1.2) (Eurostat, 2018).

Con todos estos datos es fácil entender que una buena gestión de residuos es fundamental en la implantación de una economía circular. Actualmente, la UE pierde toneladas de residuos que podrían potencialmente ser reciclados y/o reutilizados. Así pues, la forma de recogerlos y gestionarlos puede llevar a altas tasas de reciclaje y/o al retorno en nuevos procesos como materia prima. Por ello, la UE determina la jerarquía de gestión de residuos donde se establece el siguiente orden de prioridad para beneficiar el resultado en términos ambientales: prevención, reutilización, reciclaje, recuperación de energía, vertido (Bruselas, 2015).

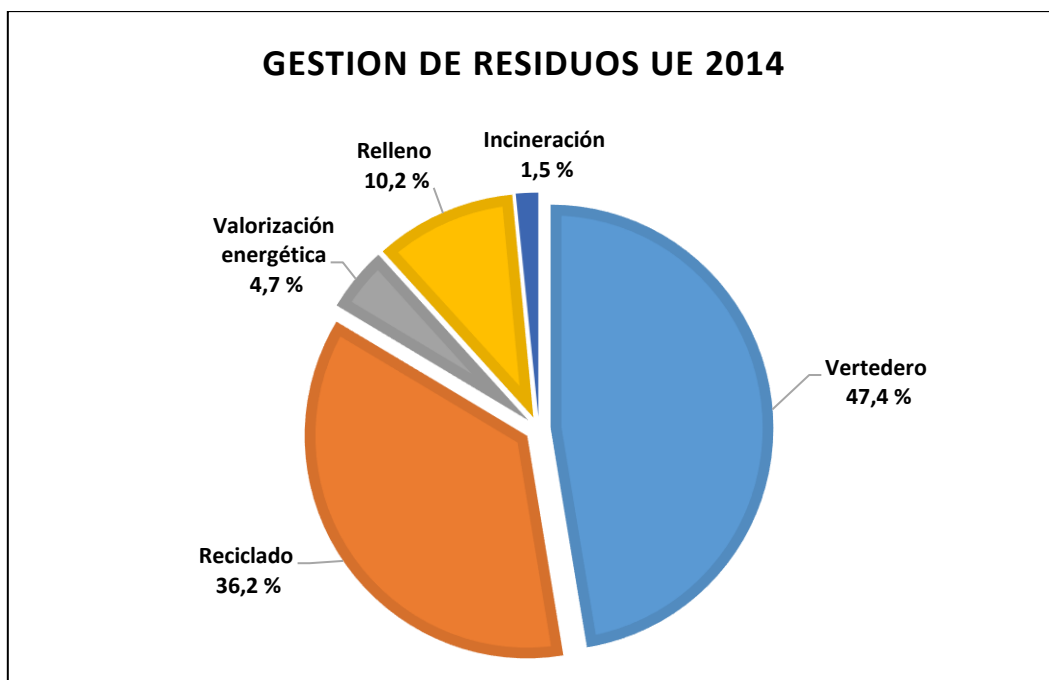


Figura 2.1.2: Gestión de residuos UE en 2014 (Eurostat, 2018).

Los residuos biodegradables son un porcentaje importante y actualmente todas las estrategias están enfocadas a reducir su disposición en los vertederos. A pesar de que en los últimos años se generan más residuos dentro de la UE, la cantidad total de residuos municipales en vertederos ha disminuido en un valor medio anual del 5.3 % en el período 2005-2017 (Eurostat, 2019). Como resultado, la tasa de vertedero (residuos vertidos como proporción de los residuos generados) en comparación con la generación de residuos municipales en la UE se redujo del 64 % en 1995 al 23 % en 2017 (Eurostat, 2019).

Esta reducción puede atribuirse en parte a la implementación de la legislación europea, como por ejemplo la Directiva 31/1999 sobre vertederos que estipuló que los Estados miembros estaban obligados a reducir la cantidad de residuos municipales biodegradables destinados a vertederos al 75 % para 2006, al 50 % para 2009 y al 35 % para el 2016. La reducción se calculó sobre la base de la cantidad total de residuos municipales biodegradables producidos en 1995. Esta Directiva ha llevado a los países a adoptar diferentes estrategias para evitar enviar la fracción orgánica de los residuos municipales

a los vertederos. Como resultado, la proporción de residuos municipales reciclados en general aumentó del 11 % al 30 % durante el periodo establecido, 2009 - 2016 (Eurostat, 2018).

Actualmente, la Comisión Europea ha adoptado un ambicioso paquete de estrategias enfocadas a la transición de economía circular, donde se incluyen propuestas legislativas revisadas sobre residuos con un objetivo común más alto para el reciclaje de residuos municipales y de embalaje y límites más bajos para el vertido de residuos municipales. Esto se apoya financieramente a través de Fondos Estructurales y de Inversión Europeos, como el programa Horizonte 2020, del Fondo Europeo para Inversiones Estratégicas y del programa LIFE entre otros.

En el caso de España, las iniciativas sobre economía circular son incipientes y hasta ahora las medidas adoptadas han estado centradas en políticas ambientales de la fase final del ciclo económico, tal como la gestión de residuos (Morató et al. 2017).

En el grupo de investigación GICOM, en una revisión del Plan Nacional I+D+i concedió el proyecto “BioPro” que fomenta el desarrollo hacia una economía circular. Un ejemplo donde se pretende integrar por primera vez etapas de tratamiento de residuos mediante procesos de bioconversión y biorefinería para la obtención de productos de alto valor añadido. El objetivo de este proyecto es desarrollar una plataforma tecnológica para la valorización de subproductos agroalimentarios de origen animal y vegetal. BioPro se convierte entonces, en un elemento para el nuevo escenario de la economía circular en España y contribuye a la consecución de la acción sobre cambio climático y eficiencia en la utilización de recursos y materias primas (BioPro, 2015). Concretamente su objetivo es el de desarrollar, optimizar y escalar a planta piloto la producción de bioproductos obtenidos a partir de diferentes residuos agroindustriales.

De esta idea emerge la llamada ecología industrial, donde se promueve el desarrollo de un proceso que genere el mínimo impacto ambiental posible, además de, satisfacer las necesidades y metas requeridas. Erkman (2003) define la ecología industrial como un área de conocimiento que busca que los sistemas industriales tengan un comportamiento similar al de los ecosistemas naturales, transformando el modelo lineal de los sistemas productivos en un modelo cíclico, impulsando las interacciones entre economía, ambiente y sociedad e incrementando la eficiencia de los procesos industriales. Por lo tanto, la ecología industrial es un nuevo enfoque del diseño industrial de productos y procesos que busca la optimización del ciclo total de materiales siguiendo las claves de la economía circular.

Hasta ahora, los procesos de tratamiento de residuos orgánicos se podrían englobar en dos grandes bloques. Por un lado, las técnicas de tratamiento de residuos tradicionales llevadas a cabo durante el desarrollo de economía lineal, como el vertedero y la incineración. Este tipo de gestiones son las menos respetuosas para el medio ambiente y las que más impacto ambiental generan y por ello están en vías de extinción. Por otro lado, están las estrategias de gestión como la digestión anaeróbica o el compostaje donde el objetivo es revalorizar el residuo obteniendo energía o una enmienda agrícola, siendo estas más sostenibles. Ahora, un paso por delante, lo que se podría llamar una estrategia de ecología industrial, se ubica la FES, una estrategia innovadora la cual se ajusta perfectamente dentro de los requerimientos de una economía circular promoviendo el desarrollo hacia una ecología industrial en la que se obtienen productos de alto valor añadido a partir de residuos orgánicos. Después de una revisión extensa, no se han encontrado referencias de estudios en términos medioambientales de la producción de enzimas mediante FES.

2.2 – FERMENTACION EN ESTADO SÓLIDO

Como ya se ha comentado, siguiendo las estrategias de ecología industrial para el diseño de nuevos procesos de producción, la FES se está convirtiendo en una tecnología muy atractiva y prometedora, que permite obtener una amplia gama de bioproductos. Se presenta como un proceso biotecnológico alternativo, con un papel importante en la implantación de una economía circular y un eslabón fundamental en el camino del residuo al producto.

La FES se define como un proceso de fermentación donde el crecimiento de microorganismos en un medio sólido en ausencia o casi ausencia de líquido libre (Abraham et al., 2013). En este tipo de fermentaciones, el sustrato no está disuelto ni en suspensión. Sin embargo, el sustrato sólido debe contener la suficiente humedad para ser capaz de soportar este crecimiento microbiano (Singhania et al., 2010). Por lo tanto, es un sistema trifásico compuesto por una fase gaseosa continua, una película líquida y una fase sólida donde tienen lugar las actividades metabólicas (El-Bakry et al., 2015). Así pues, el objetivo de la FES es proporcionar a los microorganismos un entorno lo más parecido a su entorno de crecimiento natural, donde puedan desarrollarse y producir los bioproductos. Según el tipo de microorganismo involucrado, los procesos FES se pueden clasificar en dos grupos principales: FES natural o FES de cultivo puro, utilizando cepas individuales o un cultivo mixto. Cuando utilizamos la FES en la gestión de residuos orgánicos del mismo modo que en los procesos de compostaje, existe un crecimiento de la microflora natural, aunque la selección de un tipo de sustrato favorecerá el crecimiento de un determinado tipo de microorganismo.

Aunque es una técnica que se ha utilizado en el continente asiático desde la antigüedad (Pandey et al., 1992), el desarrollo ha sido paulatino y la tecnología ha ido solucionando

las diferentes desventajas existentes, controlando los problemas de los diferentes parámetros del proceso y/o de las impurezas en el producto final. Actualmente, la FES es ampliamente reconocida y llama la atención de los investigadores para diferentes aplicaciones, debido a sus ventajas en comparación con las fermentaciones convencionales, como por ejemplo conseguir una mayor productividad con menor consumo de energía y/o agua, disminuyendo la generación de aguas residuales (Cerde et al., 2016). Estos son algunos factores esenciales que explican el éxito de la FES. Si se busca el término "Fermentación de estado sólido" en la base de datos de Web of Science, aparecen 6510 artículos publicados entre 1900 y 2017 de los cuales 4507 artículos en los últimos 10 años (de 2007 a 2017). Esto demuestra el creciente interés por esta estrategia, en la búsqueda de nuevas aplicaciones o en la optimización de los procesos existentes.

En aplicaciones industriales, la FES se puede utilizar de forma controlada para obtener un producto deseado. Por ejemplo, las enzimas son uno de los productos valiosos que pueden alcanzarse con éxito a través de FES, mediante hongos (Koyani y Rajput, 2015). Como veremos en el Capítulo 6, esta tecnología puede ser muy interesante en procesos en los que el extracto enzimático se utiliza directamente (Catalán et al., 2018).

Los residuos utilizados como sustratos en los procesos de FES para la obtención de enzimas son de origen animal y vegetal, principalmente agroindustriales. La selección de un sustrato depende de varios factores, como por ejemplo, su disponibilidad o coste, por lo que los residuos agroindustriales ofrecen mucha variabilidad por sus posibles ventajas. En el proceso de FES, el sustrato no solo suministra los nutrientes al cultivo microbiano que crece en él, sino que además sirve como anclaje para las células, por lo que aquel que proporciona todos los nutrientes necesarios al microorganismo que crece, es el sustrato ideal (Pandey et al., 2008). Los sustratos sólidos más comunes de origen vegetal son los granos de cereales (arroz, trigo, cebada y maíz), semillas de leguminosas, salvado de trigo

o los materiales lignocelulósicos como la paja, el serrín o las virutas de madera. Los residuos orgánicos de origen animal, pueden ser los residuos sólidos de la industria del cuero, el estiércol de vaca, la pluma de pollo o la harina de pescado. La mayoría de estos residuos son moléculas poliméricas que representan una fuente concentrada de nutrientes para el crecimiento microbiano. Seleccionando un sustrato concreto (como el residuo de pelo, las cascaras de naranja o los residuos de café) se pueden obtener lipasas, proteasas o celulasas (Abraham et al., 2014).

La mayoría de los estudios de la literatura actual desarrollan la producción de las enzimas a través del uso de FES a escala de laboratorio, es decir, en modo de lotes en matraces agitados donde se agregan pocos gramos de sustrato. La FES tiene ciertas dificultades en su escalado debido a problemas relacionados con el control de la temperatura durante el proceso y con la homogeneidad de los sustratos sólidos (El-Bakry et al., 2015). Sin embargo, hay muchos factores que contribuyen al éxito del proceso y que resultan fáciles de controlar, como por ejemplo la cantidad de agua disponible para que el microorganismo se desarrolle y produzca el bioproducto deseado, el pH, el nivel de oxígeno, o la elección de la materia prima que será utilizada como sustrato. Uno de los puntos débiles de esta tecnología es el sistema de recuperación del bioproducto, el cual está poco desarrollado y como veremos en este trabajo, especialmente en el Capítulo 8 puede tener un papel clave en el escalado e implementación de la FES como estrategia de gestión de residuos a nivel industrial en términos medioambientales. Además, el uso de la evaluación medioambiental mediante ACV para la tecnología FES es un campo todavía muy inexplorado.

En conclusión, la FES puede tener múltiples aplicaciones a nivel industrial gracias a la variabilidad de los productos obtenidos en función del residuo utilizado, pero no existe una valoración ambiental consistente.

2.3 – ENZIMAS

Las enzimas son biomoléculas especializadas en la catálisis de las reacciones químicas. Son muy eficaces como catalizadores ya que son capaces de aumentar la velocidad de las reacciones químicas siendo altamente específicas. Es decir, disminuyen la energía de activación necesaria para que se ponga en marcha una reacción. La mayoría de las enzimas se componen de proteínas globulares de tamaño muy variable. Son capaces de aumentar la velocidad de las reacciones gracias a su capacidad de combinarse transitoriamente con los reactivos presentes en la reacción (con el sustrato). Aunque las enzimas para investigación pueden clasificarse según distintos criterios, como el origen de las mismas (bacterianas, animales, vegetales, etc) o la aplicación en la que se vayan a utilizar, la clasificación más empleada se hace en función de la reacción específica que catalizan (oxidoreductasas, transferasas, hidrolasas, liasas, isomerasas o ligasas).

Las enzimas para investigación son cada vez más utilizadas reemplazando sustancias químicas que presentan algún problema, ya sea ambiental o de seguridad. El uso de enzimas es aparentemente mucho más sostenible puesto que por un lado permiten sustituir sustancias químicas y por otro, los procesos biotecnológicos normalmente tienen condiciones de operación más suaves. Todo ello hace que resulten una alternativa más amigable con el medio ambiente.

Existe un amplio mercado para cada una de las enzimas, y prácticamente todas pueden ser utilizadas en sectores industriales dispares entre si. Entre las aplicaciones más destacables se pueden nombrar, por ejemplo, las aplicaciones en la industria alimentaria (para las amilasas, las lactasas, las pectinasas y las lipasas), en la industria del cuero (para las proteasas y lipasas); la industria textil (celulasas y catalasas) y en la de biocombustibles (celulasas) o la de detergentes (proteasas, lipasas y amilasas). La

producción actual se lleva a cabo mediante fermentaciones sumergidas, pero la FES se presenta como una alternativa capaz de reducir costes e incrementar el rendimiento. (Prado Barragan , 1999 y Osorio et al., 2008).

En los casos de estudio de esta tesis las producciones de enzimas que han sido evaluadas son las proteasas y las celulasas, por su gran abanico de posibilidades industriales y por la disponibilidad del residuo orgánico utilizado como sustrato.

2.3.1 - Proteasas

Las proteasas representan un grupo destacado en el mercado mundial de enzimas, ya que tienen diversas aplicaciones industriales. Estas enzimas representan el 60 % de las ventas globales de enzimas (Salazar- Leyva et al., 2014). La importancia de las proteasas radica en su gran inclusión en el mercado al constituir uno de los grupos más importantes de las enzimas industriales, debido a que ocupan una posición primaria en el campo comercial, (Kembhavi et al., 1993) por lo que han adquirido especial relevancia, ya que pueden ser utilizadas en procesos productivos como en la industria de los detergentes, de alimentos y del cuero (Smith y Brekke, 1984). Adicionalmente, una variedad de proteasas contienen importantes aplicaciones farmacéuticas (Vázquez et al., 2008). En esta tesis se presenta su aplicación en el depilado de pieles en curtiduría (Abraham et al., 2014).

2.3.2 Celulasas

Las enzimas celulasas representan un producto importante del mercado global de enzimas debido a su aplicación en industrias, como la de papel, la textil, detergentes, alimentación, agricultura, etc., pero en los últimos años la producción de celulasas está ganando un gran interés debido a su posible uso para la producción de biocombustibles como el bioetanol. El bioetanol procedente de la biomasa es un prometedor sustituto de la gasolina. La

utilización de materias primas de procedencia biológica para la producción de energía, incluido el bioetanol y el biodiesel, lleva tiempo desarrollándose (Morrison y Golden, 2015), pero todavía no se ha conseguido una producción económica y ambientalmente competitiva.

El desarrollo de tecnologías alternativas para la producción de la biomasa necesaria para producir biocombustibles de manera eficiente y rentable se comenzó a visualizar en trabajos como Wooley et al. (1999). Normalmente, las tecnologías para la producción de bioetanol a partir de materia orgánica se basan en sustratos como el azúcar o el almidón de maíz, lo que conlleva un coste elevado, aproximadamente un 40 % superior (Zaldivar et al., 2001), y repercute en un encarecimiento de los costes finales de producción. Por ello, las últimas investigaciones en la producción de celulasas centran sus esfuerzos en el uso de residuos lignocelulósicos orgánicos, los cuales contienen una alta cantidad de celulosa y hemicelulosa. con mucho menor coste.

Recientemente, Cerda et al. (2017) e Idris et al. (2017) informaron que la FES de residuos sólidos lignocelulósicos podría ser un proceso financieramente atractivo para producir celulasas a mayor escala. Sin embargo, algunas partes críticas del proceso, como las etapas posteriores y la purificación de las celulasas, no se han estudiado exhaustivamente.

2.4 – ANALISIS DE CICLO DE VIDA

El ACV es una herramienta que permite identificar, cuantificar y caracterizar de forma objetiva los diferentes impactos ambientales potenciales asociados a un proceso, producto o servicio a lo largo de su vida útil.

Esto se logra a través de la recopilación y análisis de un inventariado de las principales entradas y salidas de materia y energía del sistema estudiado, obteniendo datos cuantitativos y objetivos de sus impactos potenciales.

Tal y como se puede apreciar en la Figura 2.4.1 el ACV es una metodología multietapas, es decir, tiene en cuenta varias fases del ciclo de vida, como la extracción de la materia prima, la producción o el transporte y, además, es una metodología multicriterios que tiene en cuenta varios indicadores. Los indicadores están relacionados con impactos ambientales como el cambio climático, los vertidos sobre la atmósfera o los residuos depositados en el suelo.



Figura 2.4.1: Ejemplo esquematizado del ACV de un producto (EcoLAB-UPM, 2019)

Se puede considerar que la vida de un producto comienza con el diseño y desarrollo del mismo y finaliza con las actividades de reutilización y/o reciclaje. Tal y como muestra la Figura anterior, la vida de un producto (proceso o servicio) incluye de manera básica las siguientes fases o etapas:

- **Extracción de materia prima:** Engloba todas las actividades necesarias para la adquisición de las materias primas y energía procedentes del medio ambiente. Puede incluir el transporte previo a la producción.
- **Fabricación:** Incluye aquellas actividades necesarias para convertir las materias primas y energía en el producto deseado. En la práctica esta etapa se compone de una serie de subetapas con la posibilidad de formación de productos intermedios (subproductos).
- **Empaque y transporte:** Podría definirse como el conjunto de etapas que van desde la producción hasta el traslado del producto final al consumidor.
- **Uso y mantenimiento:** Es la fase en que se da el uso al producto para el cual ha sido diseñado.
- **Reciclaje/reutilización o disposición final:** son todas aquellas actividades que comienzan una vez que el producto se ha utilizado para su función inicial y finalmente se recicla/reutiliza a través del mismo sistema productivo o entrando en un nuevo sistema como materia prima.

Así pues, el análisis ambiental mediante ACV proporciona información valiosa que permite diseñar o rediseñar procesos, ayudando a la toma de decisiones dirigidas a mejorar los sistemas estudiados y proporcionando ventajas comparativas y competitivas.

Por tanto, el ACV consiste en la evaluación en términos medioambientales, desde la obtención de recursos primarios (desde su “cuna”) hasta el consumo y disposición final (hasta su “tumba”). Sin embargo, durante el desarrollo de esta tesis, se ha podido contrastar que a pesar de postular una cobertura sobre todo el ciclo de vida de un producto (servicio o proceso), resulta difícil abarcar todas las actividades desde la “cuna a la tumba”, por lo que es necesario definir claramente el sistema requerido cumpliendo con una determinada función de evaluación. Wrisberg et al. (1997) consideraron que a pesar

de que en algunos casos no es posible realizar un ACV completo, esta herramienta resulta útil para la evaluación ambiental, ya que posibilita identificar el foco del problema, además de prestarse para comparar dos o más sistemas que cumplan la misma función y/o valorar sistemas alternativos. Por este motivo, en los casos de estudio planteados en este trabajo, se escoge el ACV como la herramienta ideal para valorar el impacto medioambiental.

La aplicación del ACV está estandarizada por la normativa ISO (International Organization for Standardization) mediante una serie de normas que van desde la UNE EN ISO 14040:2006 (Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Principios y marco de referencia) hasta la UNE EN ISO 14044:2006 (Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Requerimientos y directrices).

Los casos de estudio de la presente tesis siguen las fases establecidas para llevar a cabo un ACV dentro del estándar marcado por la ISO 14040 tal y como se muestra en la Figura 2.4.2. Estas fases no tienen por qué ser consecutivas y pueden volver a definirse en cualquier punto del análisis, es decir, son interactivas entre si y presentan flexibilidad para poder realizar correctamente el proceso de evaluación.

Por norma general, primero se define el objetivo y el alcance, después se realiza la recolección de los datos de inventario, donde se pueden emplear datos de campo y/o datos de referencia de la literatura. Con el inventario completo se calculan los impactos ambientales del caso de estudio y finalmente, estos resultados se interpretan, discuten y comparan.

2.4.1 Definición de objetivos y alcance

En este punto se definen dos tipos de información. En primer lugar se establece la meta del estudio, es decir, el objetivo final. En segundo lugar, se define el ámbito de estudio,

donde se asegura la extensión, la profundidad y los detalles del mismo con el fin que quede consistente, fiable y reproducible (Guinée et al., 1993). Para eso puede resultar interesante y útil considerar y definir los siguientes aspectos:

- **Función del sistema:** Se debe describir las función que define el sistema de estudio. Si se realiza el ACV para comparar ambientalmente varios sistemas, se debe garantizar que cumplan la misma función y por lo tanto que pueden ser comparados.

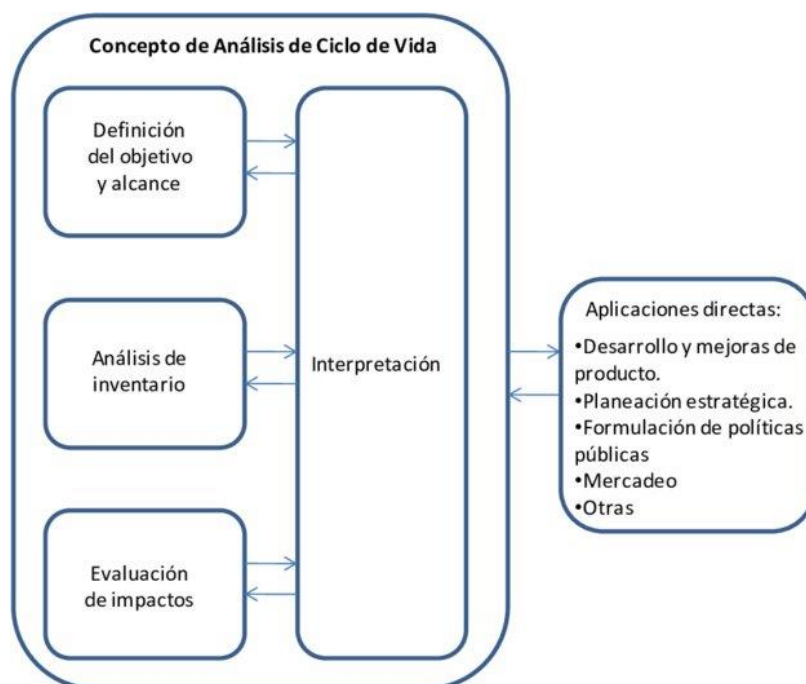


Figura 2.4.2: Fases principales en un ACV según la norma ISO 14040.

- **Unidad funcional:** La unidad funcional (UF) se refiere a la base de cálculo sobre la cual se efectúan los balances de materia y energía. En el caso de ACV comparativos, es interesante seleccionar una UF que refleje la función que interesa comparar.

- **Límites del sistema:** Se debe identificar el conjunto de procesos unitarios o subsistemas que permiten generar el producto (proceso o servicio) en estudio. La definición de los límites del sistema a estudiar es una de las etapas críticas dentro del ACV. Es necesario decidir qué procesos y etapas del sistema se incluyen en el estudio, así como los criterios

que se utilizan para tal decisión y su compatibilidad con los objetivos del ACV. Es interesante realizar un diagrama de flujo con el sistema de estudio para poder identificar con claridad las entradas y salidas de este.

2.4.2 Análisis del inventario

La ISO define el análisis del inventario como el elemento del ACV que se preocupa por la recolección de datos y cálculos necesarios para cuantificar las entradas y las salidas relevantes del sistema en estudio (ISO, 1998).

Entre las principales dificultades en la aplicación del ACV figura el disponer de inventarios que sean representativos del sistema de objeto de estudio. Se debe poner especial atención en la elección de la base de datos, puesto que como se podrá comprobar a lo largo de esta tesis, esta puede influir de forma muy significativa en los resultados finales de la valoración ambiental. Es necesario que exista una fidelidad entre la base de datos y el sistema de estudio.

- Entradas y salidas: Realizar el diagrama de proceso en el punto anterior, ayuda a tomar la decisión sobre qué datos incluir o no, de lo contrario, remontar todos los flujos de entradas y salidas puede significar una regresión infinita (Lindeijer and Huppes 1999). En este punto se desarrollan los balances de materia y energía a través de los diferentes componentes del sistema. La norma ISO 14041 recomienda tomar como base para determinar qué etapas deben ser incluidas, la importancia económica y/o la estimación relativa de contribución de los impactos ambientales para definir los límites del sistema. Por tanto, en este apartado se recogen y realizan los cálculos adecuados para cuantificar las entradas y salidas del sistema estudiado. Las entradas corresponden a las materias primas, fuentes de energía o recursos utilizados. Por el contrario, las salidas son las emisiones al aire, suelo y/o agua y el/los productos obtenidos.

El análisis de inventario es un proceso iterativo, puesto que la existencia de nuevos datos y un mayor conocimiento permite redefinir con mayor precisión las diferentes fases del ACV. A pesar de que la definición de los límites del sistema es una decisión tomada con anterioridad, es esencial reafirmar tal definición con el análisis de inventario.

- **Asignación de cargas ambientales:** El concepto de asignación de cargas se utiliza cuando se estudia un sistema en el que la relación entre las entradas (tanto materias primas como energía) y las salidas (productos, emisiones, etc) no es una relación lineal, sino que se obtiene más de un producto. Como carga se define la contribución de cada entrada o salida inventariada a una categoría de impacto ambiental. La asignación puede llevarse a cabo mediante relaciones de causalidad, de valor económico, de cantidad o una combinación. Por ejemplo, las cargas ambientales derivadas de un proceso se pueden distribuir proporcionalmente a la masa de productos generados, o proporcionalmente al valor comercial de cada producto.

- **Suposiciones:** La norma ISO 14044 también establece que se deben definir con claridad las suposiciones sobre las cuales se establece el estudio. Se plantean las diferentes hipótesis o limitaciones en lo que respecta a la ausencia de datos. La comparación de los resultados de estudios en ACV es posible sólo si las suposiciones y el contexto de cada estudio son equivalentes.

2.4.3 Evaluación de los impactos

En este punto se obtienen los resultados del análisis del inventario del sistema, cuantificando los posibles impactos medioambientales. Mediante una metodología de cálculo se “transforman” las entradas y salidas del sistema en impactos ambientales. Una evaluación completa es aquella que considera una evaluación técnica incluyendo las

cargas ambientales que influyen directamente en la seguridad y salud de las personas, o de los ecosistemas y otra opcional, de carácter político o social.

La norma ISO 14042 exige cumplir con tres pasos: 1) seleccionar y definir las categorías de impacto, 2) incluir los indicadores de categoría y modelos de valoración utilizados y finalmente, 3) asignar una caracterización. Las categorías de impacto se agrupan según los parámetros asociados a los flujos de entrada y salida del sistema y tendrán distintos ámbitos de actuación (global, regional o local). Por ejemplo, el calentamiento global entra dentro de un efecto global, mientras que la acidificación o eutrofización se considera un efecto regional. Por otro lado, la contaminación de aire por partículas estaría definido como un efecto local.

En este punto es interesante considerar los siguientes conceptos:

- **Clasificación:** Es un paso cuantitativo mediante el cual las entradas y salidas se asignan a diferentes categorías de impacto basadas en el tipo de efecto esperado sobre el ambiente. La asignación ha de fundamentarse en el análisis científico de los procesos medioambientales. El propósito principal de esta actividad es describir los efectos medioambientales potenciales de las entradas y salidas.

- **Caracterización:** Es un paso cuantitativo en el que se evalúa la contribución relativa de cada entrada y salida en su categoría de impacto asignado y se totalizan las contribuciones dentro de cada categoría. La caracterización también se tiene que fundamentar en el análisis científico de los procesos medioambientales relevantes.

- **Normalización:** La normalización es una herramienta utilizada para expresar los indicadores de las diferentes categorías de impacto de una manera que puedan ser comparadas entre ellas. Es decir, el resultado de un indicador se normaliza respecto a un

valor de referencia seleccionado. Normalmente, el valor de referencia suele ser el total de emisiones/recursos para un área dada (global o local) en un intervalo de tiempo o per cápita. Por tanto, las unidades normalizadas se calculan por división de la emisión del impacto en cada categoría entre una emisión de referencia. Su propósito es entender mejor la magnitud relativa para cada resultado del indicador del sistema del producto estudiado.

- **Valoración:** Es un paso que puede ser cualitativo o cuantitativo, y en el que se pondera la importancia relativa de los diferentes impactos medioambientales. La valoración puede no estar necesariamente fundamentada en el análisis científico, pudiendo incluir valores socioeconómicos, éticos, políticos etc. Es una herramienta formal que transforma el perfil medioambiental en un índice medioambiental.

En la valoración de resultados, se diferencian dos tipos de impacto ambiental de los resultados obtenidos con el ACV, los impactos directos e indirectos. Los impactos directos son aquellos que se atribuyen al proceso de estudio en sí, es decir a las emisiones directas del proceso estudiado. Por otro lado los impactos indirectos son aquellos derivados de la extracción y/o producción de los materiales o recursos utilizados en el proceso. La interacción de estas dos fuentes de impacto puede ser compleja y ha de ser evaluada en su totalidad, ya que una medida destinada a reducir los impactos directos puede suponer un incremento de los impactos indirectos al utilizarse materiales o sistemas con un mayor nivel de procesado o mayor cantidad. Es una práctica común en la evaluación de impacto de ACV combinar la caracterización con la normalización.

- **Análisis de sensibilidad:** Dadas las incertidumbres que caracterizan los estudios de ACV, los resultados finales deben probarse mediante análisis de sensibilidad e incertidumbre para mejorar su robustez y transparencia (Guo y Murphy 2012).

El análisis de sensibilidad se realiza para evaluar la influencia de los supuestos o parámetros más importantes sobre los resultados finales, es decir, se cambia un supuesto y se recalcula el ACV obteniendo un nuevo resultado en las categorías de impacto. Esto permite obtener una mayor comprensión de cómo las diferentes suposiciones afectan a los resultados, permitiendo verificar si el resultado depende de ese supuesto o parámetro. Por lo tanto, el análisis de sensibilidad puede aportar información sobre la elección de ese dato.

2.4.4 Interpretación

El ACV concluye con el análisis de todos los datos finales con respecto a sus significados, incertidumbres y sensibilidad. Por tanto en esta fase, en base al análisis anterior, se debe identificar, reunir, estructurar y analizar todos los resultados. Esto permite generar un informe de conclusiones y recomendaciones, que dan respuesta a posibles cuestiones planteadas dentro del punto “Objetivos y alcance del estudio”. Se identifican y evalúan las opciones para reducir el impacto o las cargas medioambientales del sistema en estudio.

En consecuencia, el ACV es una herramienta clave para el diseño sostenible de nuevas estrategias de producción y, como tal, es una pieza importante en el diagnóstico de cara a la integración de las estrategias de economía circular de cualquier sector, aunque tenga un cierto grado de complejidad e incertidumbre.

2.5 – REFERENCIAS

Abraham, J., Gea, T., Sanchez, A., 2013. Potential of the solid-state fermentation of soy fibre residues by native microbial populations for bench-scale alkaline protease production. *Biochemical Engineering* 74, 15-19.

Abraham, J., Gea, T., Sánchez, A., 2014. Substitution of chemical dehairing by proteases from solid-state fermentation of hair waste. *Journal of Cleaner Production* 74: 191–198.

Abu Yazid, N., Barrena, R., Sánchez, A., 2016. Assessment of protease activity in hydrolysed extracts from SSF of hair waste by an indigenous consortium of microorganisms. *Waste Management* 49, 420-426.

BioPro, 2015. Memoria Científico-Técnica de proyectos individuales: Estrategias de Optimización de procesos de obtención de Bioproductos a partir de Residuos Sólidos mediante Fermentación en Estado Sólido. Ministerio de Economía y Competitividad.

Bruselas, 2015. Communication from the commission to the European Parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions. Closing the loop- An EU action plan for the Circular Economy. Disponible: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52015DC0614> consultado en Mayo 2019.

Catalán, E., Komilis, D., Sánchez, A., 2018. A life Cycle Assessment on the dehairing of rawhides: Chemical treatment versus enzymatic recovery through solid state fermentation. *Journal of Industrial Ecology* 23, 361-373

Cerda, A., El-Bakry, M., Gea, T., Sanchez, A., 2016. Long term enhanced solid-state fermentation: Inoculation strategies for amylase production from soy and bread wastes

by *Thermomyces* sp. in a sequential batch operation. *Journal Environmental Chemical Engineering* 4, 2394-2401.

Cerda, A., Gea, T., Vargas-Garcia, M.C., Sánchez A., 2017. Towards a competitive solid state fermentation: Cellulases production from coffee husk by sequential batch operation and role of microbial diversity. *Science of the Total Environment* 589, 56-65.

Chowdhury, M., Mostafa, M.G., Biswas, T.K., Shasa, A.K., 2013. Treatment of leather industrial effluents by filtration and coagulation processes. *Water resources industry* 3,11-22.

Chowdhury, M., Mostafa, M.G., Kumar, T., Mandal, A., Kumar, A., 2015. Characterization of the effluents from leather processing industries. *Environmental processes* 2, 173-187.

De Man, R., and Friege, H., 2016. Circular economy: European policy on shaky ground. *Waste management & Research* 34, 93-95.

EcoLAB-UPM, Etapas del ciclo de vida del producto y sus impactos. Banco de información, Medio Ambiente, Disponible: <https://blogs.upm.es/ecolabupm/2019/05/21/etapas-del-ciclo-de-vida-del-producto-y-sus-impactos/> Consultado en Junio 2019.

El-Bakry, M., Abraham, J., Cerda, A., Barrena, R., Ponsa, S., Gea, T., Sánchez, A., 2015. From wastes to high value added products: Novel aspects of SSF in the production of enzymes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Vol 45 issue 18.

Ellen MacArthur Foundation, 2015. Towards a circular economy: Business rationale for an accelerated transition. EU transparency register N° 389996116741-55. Disponible:

https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/TCE_Ellen-MacArthur-Foundation_9-Dec-2015.pdf consultado en Mayo 2019.

Erkman, S., and Ramaswamy, R., 2003. Applied Industrial Ecology: A New Platform for Planning Sustainable Societies. Proceeding of the 2003 Berlin Conference: Environmental Policy Research Center: Berlin 448-458. Technology Exchange Network, Bangalore, India.

El Futuro que Queremos, 2012. Resolución aprobada por la Asamblea General el 27 de julio de 2012. Asamblea General, Naciones Unidas Disponible: <https://undocs.org/es/A/RES/66/288> consultado en Abril 2019.

Eurostat, 2018. Waste statistics: statistics explained. Disponible: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Waste_statistics consultado en Abril 2019.

Eurostat, 2019. Municipal waste statistics: statistics explained. Disponible: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_treatment consultado en Mayo 2019.

European Commission, 2011. EU environment policy supporting jobs and growth. Luxemburg Publications Office of the European Union 24pp. ISBN: 13-978-92-79-19989-9 DOI: 10.2779/7532.

European Environment Agency, 2011. Waste and material resources. Waste is a pressing environmental, social and economic issue. Disponible: <https://www.eea.europa.eu/publications/material-resources-and-waste-2014/download> consultado en Mayo 2019.

George, N., P. Singh Chauhan, V., Kumar, N., Gupta, N., 2014. Approach to ecofriendly leather: characterization and application of an alkaline protease for chemical free dehairing of skins and hides at pilot scale. *Journal Cleaner Production* 79, 249-257.

Guinée, J.B., Udo de Haes, H.A., Huppes, G., 1993. Quantitative life cycle assessment of products 1: Goal definition and inventory. *Journal Cleaner Production* 1, 3-13.

Guo, M., and Murphy, J.R., 2012. LCA data quality: Sensitivity and uncertainty analysis. *Science of the Total Environment* 435, 230– 243.

Idris A.S.O, Pandey A., Rao S.S., Sukumaran R.K., 2017. Cellulase production through solid-state tray fermentation, and its use for bioethanol from sorghum stover. *Bioresource Technol.* 242, 265-271.

ISO 14040:2006, Environmental management. Lyfe cycle assessment. Principles and framework. Disponible <https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:es>. Consultado en Junio 2019.

ISO 14041:1998, International Standard. Environment management - Lyfe cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis. First edition 1998-10-01. Disponible: <https://www.sis.se/api/document/preview/611594/> Consultado en Junio 2019

ISO 14042:2000, International Standard. Environment management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment. First Edition 2000-03-01 Disponible: <https://www.sis.se/api/document/preview/616221/> Consultado en Junio 2019.

ISO 14043:2000. Environmental management. Lyfe cycle assessment. Life cycle interpretation. First Edition 2000-03-01. Disponible: <https://www.sis.se/api/document/preview/616222/> Consultado en Junio 2019

ISO 14044: 2006. Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines. Disponible: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14044:ed-1:v1:es>

Consultado en Junio 2019

Kamini, N.R., Hemachander, C., Geraldine, J., Puvankrishnan, R., 1999. Microbial enzyme technology as an alternative to conventional chemicals in leather industry. *Current Science* 77, 80-86.

Kembhavi, A.A., Buttle, D.J., Knight, C.G., Barrett, A.J., 1993. The two cysteine endopeptidases of legume seeds: purification and characterization by use of specific fluorometric assays. *Archives of Biochemistry and Biophysics* 303, 208-213.

Koyani, R.D., Rajput, K.S., 2015. Solid state fermentation: Comprehensive Tool for utilization of lignocellulosic through biotechnology. *Journal Bioprocess Biotech*, 5-258.

Lindeijer, E., and Huppes, G., 1999. Partitioning economic in-and outputs to product systems. C from draft document "Life Cycle Assessment in Environment Policy", Scientific Backgrounds, CML, Leiden. Disponible: www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lca2/index.html Consultado junio 2019.

Morato, J., Tollin, N., Jiménez, L., 2017. Situación y Evolución de la Economía Circular en España. Fundación COTEC para la Innovación. ISBN: 978-84-92933-35-8.

Morrison, B., and Golden, J., 2015. An empirical analysis of the Industrial Bioeconomy: Implications for renewable resources and the environment. *Bioresources*, 10, 4411-4440.

Nuestro Futuro Común, 1987. Comisión Mundial del Medio Ambiente y Desarrollo. Desarrollo y Cooperación económica internacional: Medio ambiente. Asamblea General, Naciones Unidas Disponible: <https://undocs.org/es/A/42/427> consultado en Abril 2019.

Osorio, S., Castillejo, C., Quesada, M.A., Medina-Escobar, N., Brownsey, G.J., Suau, R., Heredia, A., Botella, M.A., Valpuesta, V., 2008. Partial demethylation of oligogalacturonides by pectin methyl esterase 1 is required for eliciting defence responses in wild strawberry (*Fragaria vesca*). *The Plant Journal*, 54, 43-55.

Pandey, A., Selvakumar, P., Soccol, C.R., Nigam, P., 1992. Solid state fermentation for the production of industrial enzymes. *Current Science* 77, 149-162.

Pandey, A., Soccol, C.R., Larroche, C., 2008. *Current Developments in Solid-State Fermentation*. Springer. Published by N.K. Muraleedharan for Asiatech Publishers, Inc. New Delhi.

Park, H.Y., Son, K.H., Kwon, Y.K., Shin, D., Min, S.G., 2004. Method for preparing leather using protease and method for treating wastes derived from leather processing. US 20040214309 A1.

Prado Barragan, L.A., 1999. Avances en purificación y aplicación de enzimas en biotecnología. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Itzpalapa, División de Ciencias Biológicas y de la Salud.

Redclift, M., 1987. Sustainable Development: exploring the contradictions. *Community Development Journal*, 23, 130-131 Methuen, Londres.

Río Declaration on Environment and Development, 1992. Report of the United Nations Conference on Environment and Development. General Assembly Río de Janeiro, Brasil. United Nations Disponible: <https://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm> consultado Abril 2019

Ritzkowski, M., Heyer, K.U., Stegmann, R., 2006. Fundamental processes and implications during in situ aeration of old landfills. *Waste Management*, 26, 356-372.

Salazar-Leyva, J.A., Lizardi-Mendoza, J., Ramírez-Suarez, J.C., García-Sánchez, G., Ezquerro- Brauer, J.M., Valenzuela-Soto, E.M., Carvallo-Ruiz, M.G., Lugo-Sanchez, M.E., Pacheco-Aguilar, R., 2014. Utilization of chitin and chitosan based materials for protease immobilization: Stabilization effects and applications. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 13, 129-150.

Saran, S.R., Mahajan, R., Kaushik, J., Saxena, R.K., 2013. Enzyme mediated beam house operations of leather industry: a needed step towards greener technology. *Journal Cleaner Production* 54: 315-322.

Sarmiento, P.J., 2013. Bioética ambiental y ecopedagogía: una tarea pendiente. *Acta Bioethica* 19, 29-38.

Singhania, R.R., Sukumaran, R.K., Patel, A.K., Larroche, C., Pandey, A., 2010. Advancement and comparative profiles in the production technologies using solid-state and submerged fermentation for microbial cellulases. *Enzyme and Microbial Technology* 46, 541-549.

Smith, D., y Brekke, C., 1984. Functional properties of enzymatically modified beef heart protein. *Journal of Food Science* 49, 1525-1528.

Thanikaivelan, P., Rao, J.R., Nair, B.U., and Ramasami, T., 2004. Progress and recent trends in biotechnological methods for leather processing. *Trends in Biotechnology* 22:4, 181-188.

Valeika, V., Beleska, K., Valeikiene, V., Kolodzeiskis, V., 2009. An approach to cleaner production: from hair burning to hair saving using a lime-free unhairing system. *Journal Cleaner Production* 17, 214-221.

Vázquez, I., Aguilera, A., Prado-Barragán, L., Aguilar, C., 2008. Producción fúngica de proteasas inducidas con pelo de cerdo. *Información tecnológica*. 19, 33-40.

Wang, L., Jin, Y., Nie, Y., LI R., 2010. Recycling of municipal solid waste incineration fly ash for ordinary Portland cement production: a real-scale test. *Resource Conservation and Recycling*. 54, 1428-1435.

Wielgosinki, G., Targaszewska, A., 2014. The impact of waste incineration on human beings and the environment. *Ecological Engineering* 21, 353-363.

Wooley, R., Ruth, M., Glassner, D., Sheehan, J., 1999a. Process design and costing of bioethanol technology: A tool for determining the status and direction of research and development. *Biotechnology Progress* 15, 794-803.

Wrisber, N., Udo de Hes, H.A., Clift, R., Frischknecht, R., Grisel, L., Hofstetter, P., Jensen, A.A., Lindfors, L.G., Schmidt-Bleek, F., Stiller, H., 1997. A strategic research programme for life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2, 71-72.

Zaldivar, J., Nielsen, J., Olsson, L. 2001. Fuel ethanol production from lignocellulose: a challenge for metabolic engineering and process integration. *Applied Microbiology and Biotechnology* 56, 17-34.

CAPÍTULO 3

Objetivos

3.1 – OBJETIVOS

Existe una brecha en la literatura referente a los estudios que combinan la producción de bioproductos mediante FES y el análisis ambiental, especialmente cuando se consideran todas las etapas del proceso de producción mediante dicha tecnología. Es necesario tener una información fiable sobre los impactos ambientales de esta tecnología, aparentemente más sostenible con el medio ambiente.

El planteamiento que surge de las reflexiones iniciales a la realización de esta tesis conlleva intentar verificar si mediante la metodología propia del ACV es posible realizar una valoración objetiva del impacto ambiental de los procesos desarrollados dentro del grupo de investigación GICOM mediante la tecnología FES y si esta, es realmente una alternativa de producción más sostenible medioambientalmente. La tesis se centra en la producción de enzimas a partir de diferentes residuos orgánicos. Así pues, esta es una tesis transversal dentro del grupo de investigación GICOM por lo que se beneficia de los diferentes procesos desarrollados por el grupo en la elaboración de otras tesis, obteniendo información valiosa para su mejora, escalado y/o implantación industrial.

Por lo tanto, el objetivo principal de este trabajo es **la evaluación ambiental de la producción de enzimas a partir de la estrategia FES mediante residuos agro-industriales orgánicos.**

A partir de esta premisa se pueden distinguir un objetivo general y varios específicos para cada caso de estudio:

Como objetivo general está la caracterización de la producción de enzimas. Esta tesis ha evaluado dos enzimas diferentes, procedentes de dos residuos distintos. Por lo que el objetivo general para cada caso de estudio son:

1) Caracterización de la producción de proteasas procedentes del residuo de pelo de la industria curtidora.

2) Caracterización de la producción de celulasas a partir de residuo de café.

En la caracterización de cada proceso de producción se establecen diferentes objetivos específicos que a grandes rasgos pueden resumirse de la siguiente manera:

1. Identificar y cuantificar el consumo de materias primas y de energía, la emisión de contaminantes al aire, agua y suelo, así como los residuos generados en el proceso de producción de cada uno de las enzimas.

2. Detectar los puntos débiles desde una perspectiva ambiental a partir de los resultados obtenidos.

3. Verificar las etapas que generan un mayor impacto gracias al análisis de sensibilidad.

4. Plantear posibles mejoras o alternativas para disminuir el impacto ambiental del caso de estudio.

Con estos objetivos marcados se pretende establecer si es posible plantear la estrategia FES como una alternativa de producción más sostenible en casos reales y concretos. Por tanto, el objetivo concreto en cada caso de estudio se puede resumir como:

En el caso de la producción de proteasas mediante residuo de pelo procedente de la industria del cuero, se pretende por un lado, valorar en términos medioambientales si la alternativa enzimática de depilado frente al proceso tradicional (químico) es más sostenible y por tanto si su implantación es beneficiosa y por otro lado, si la gestión

mediante FES del pelo producido en esta industria es la mejor estrategia medioambientalmente hablando.

En cambio, en el caso de la producción de celulosas mediante el residuo de café se pretende hacer un estudio riguroso de la producción completa que permita poder plantear mejoras o cambios en las diferentes etapas de producción, con el fin de disminuir al máximo el impacto ambiental. Además, este estudio pretende comparar esta alternativa de producción con la tradicional de celulosas basada en la fermentación sumergida (FS).

SECCIÓN II

MÉTODO Y MATERIALES

CAPÍTULO 4

Metodología

4.1 – CASOS DE ESTUDIO: CALIDAD Y ORIGEN DE LOS DATOS

Dentro de cada capítulo se desarrollan y detallan las diferentes etapas del ACV, siendo cada capítulo independiente. Pero para facilitar la lectura y el entendimiento, en este capítulo se presentan los rasgos generales y comunes de los diferentes casos de estudio.

Además se pretende dar a conocer un panorama general de los aspectos más relevantes relacionados con el ACV de los casos de estudio presentados en esta tesis. Se expone el estado del conocimiento de la metodología del ACV, con los principales términos usualmente empleados en el método, el software utilizado, la metodología de cálculo elegida y la base de datos. Sin embargo, puesto que cada capítulo corresponde a estudios diferentes, y tal como se ha indicado anteriormente son independientes, se incluyen dentro de estos todos los aspectos específicos y todos los detalles necesarios para realizar el correspondiente ACV.

Como se muestra en la Figura 4.1.1, la metodología general aplicada para los estudios realizados en la presente tesis se basa en la metodología ACV de acuerdo con la normativa ISO, presentada en el apartado de introducción (Capítulo 2).

Para obtener los resultados del impacto ambiental de los diferentes estudios se ha utilizado el software SimaPro versión 8. En todos los estudios se ha empleado la metodología ReCipe, aunque versiones diferentes. Los dos primeros casos de estudio se han llevado a cabo con la metodología ReCiPe2008, mientras que los dos últimos casos de estudio se han realizado con la última versión existente, ReCipe2016.

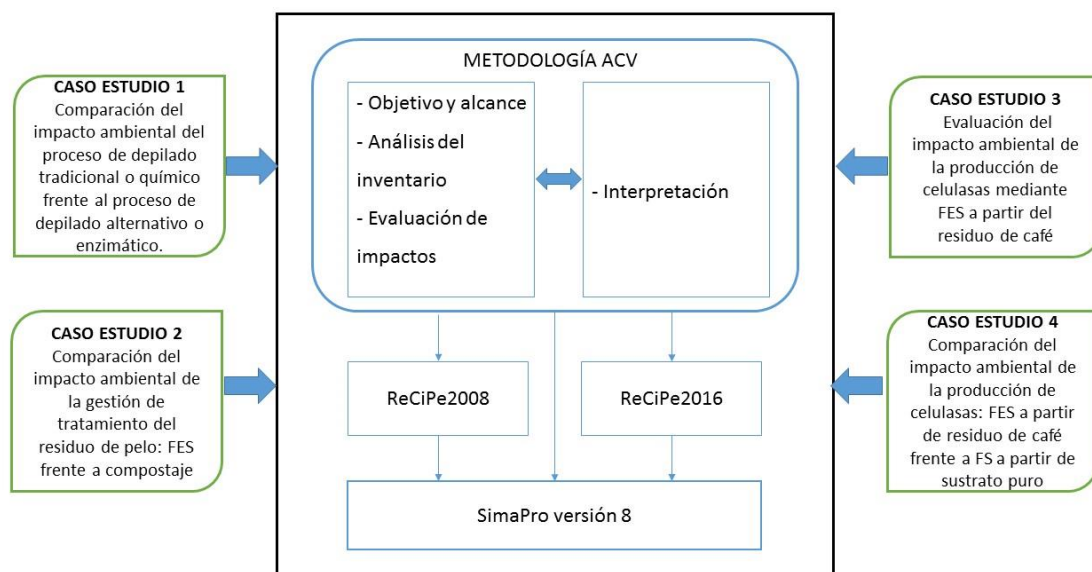


Figura 4.1.1: Metodología general de ACV aplicada en los casos de estudios

Cómo ya se ha comentado en el Capítulo 1, la Sección III está compuesta por 4 Capítulos que van desde el seis hasta el nueve (ambos incluidos), donde se presentan cuatro casos de estudio.

La mayoría de los datos de producción de enzimas mediante FES se han obtenido de datos experimentales realizados dentro del grupo de investigación GICOM en el desarrollo de otras tesis, pero cuando un dato no ha estado disponible, se han utilizado fuentes bibliográficas de artículos científicos. Un ejemplo son los datos de emisiones gaseosas, las cuales no se han registrado en la producción de proteasas y celulosas de los casos de estudio presentes en esta tesis, pero dentro del grupo GICOM se han registrado las emisiones de diferentes producciones de enzimas FES en estudios como Maulini-Duran et al. (2015). Estos se han tomado como referencia para los casos de estudio de ACV. Aunque en el desarrollo de cada capítulo se referencia correctamente la fuente de datos, a continuación se explica brevemente la procedencia de los necesarios en cada estudio.

Los datos necesarios para los procesos de segundo plano en todos los casos de estudio, se obtienen de la base de datos comercial disponible en el paquete de software SimaPro versión 8, Ecoinvent 3 (Goedkoop et al., 2013).

En el Capítulo 6, fruto de la recopilación de datos del proceso de depilado vigente en la industria de curtición y el desarrollo de un proceso de depilado alternativo propuesto por el propio grupo de investigación GICOM, se plantea la comparación de las dos vías de depilado mediante el ACV. Este estudio es un claro ejemplo del desarrollo de la FES como una alternativa de proceso en términos de economía circular, ya que el residuo obtenido puede ser procesado para la obtención de una materia prima utilizable dentro del mismo proceso. Se presenta, pues, el estudio comparativo entre los datos de entradas y salidas utilizados por la industria del cuero en el proceso de depilado (lo que nombraremos proceso tradicional o químico), frente a la propuesta generada por el grupo de investigación, de un depilado más sostenible gracias a la utilización de las proteasas obtenidas mediante la FES (proceso enzimático o alternativo). Además, en este capítulo se consideran los diferentes puntos de vista determinantes a la hora de valorar los aspectos medioambientales de ambos procesos de depilado. En este sentido, las variables principales adoptadas en este estudio son la producción del bioproducto, es decir, las proteasas, los límites del sistema considerado para cada escenario, la consistencia y calidad de los datos, así como su representatividad a escala industrial. En cuanto a los parámetros de referencia del estudio, se ha recopilado para cada escenario el consumo de materias primas y energías, las emisiones al aire y al agua y la utilización del producto final alcanzado. La valoración de los resultados obtenidos junto con las conclusiones específicas pertinentes se presentan en el mismo capítulo. Asimismo, se realiza un análisis de sensibilidad para verificar la contribución de algunas etapas del proceso al impacto ambiental global, pudiendo plantear modificaciones o alternativas con el fin de reducir

dicho impacto. Una vez realizado el estudio del proceso completo y tomando como punto de partida los resultados obtenidos en el estudio de los inventariados disponibles en él, se reduce el foco de los límites del sistema para llevar a cabo la comparación de la gestión del residuo de pelo actual (compostaje) versus la gestión alternativa (FES), valorando nuevamente el impacto ambiental en cada una de las estrategias, teniendo en cuenta el uso final del producto (Capítulo 7). En estos dos Capítulos, los datos necesarios para el análisis del proceso de depilado tradicional y del proceso de compostaje son extraídos de la Unión de Curtidores de Igualada, Cataluña (España). Se recopilan datos sobre el consumo de materias primas, de agua y consumo eléctrico, así como sobre la cantidad de residuos sólidos y aguas residuales. En el caso de los datos del depilado alternativo mediante proteasas, necesarios para hacer el inventariado para el ACV, como la cantidad de materia prima, el consumo de recursos o la cantidad de producto conseguido, se obtienen a partir de datos experimentales dentro del grupo de investigación. Las emisiones gaseosas no son medidas durante el proceso de FES para la producción de proteasas, por lo que se calculan mediante datos bibliográficos. El consumo energético se establece de forma teórica teniendo en cuenta el equipo o instalación utilizado en las diferentes etapas del proceso, así como el tiempo de operación.

En el Capítulo 8 se hace una significativa aportación conceptual para integrar el ACV en el desarrollo de nuevas estrategias de gestión de residuos. Se presenta de manera detallada y veraz la producción completa de las enzimas celulasas (incluyendo la fermentación y el proceso de separación y purificación posterior), mediante el residuo de café a partir de la FES. Esta aportación permite realizar una foto real del proceso completo de producción, permitiendo analizar todas las etapas llevadas a cabo hasta obtener el producto final. Hasta la fecha y hasta donde llega nuestro conocimiento, es el primer estudio con estas

características en términos de ACV, lo que abre un abanico de posibilidades tanto en términos de mejora de la estrategia, como en términos comparativos. Asimismo, permite analizar los diferentes efectos ambientales de cada una de las etapas y ver objetivamente los puntos débiles del proceso, permitiendo plantear etapas mucho más sostenibles. Así pues, se articula un modelo de producción de celulasas mediante el residuo de café, donde se unen las diferentes etapas y operaciones unitarias y se consideran los posibles puntos con mayor contribución de impacto con posibilidad de mejora. Se tienen en cuenta las distintas variables de producción, así como el comportamiento de las diferentes etapas que la componen con respecto a los consumos de materias primas, energías y emisiones que potencialmente generan impactos en el medio ambiente. También se ha incluido un análisis de sensibilidad donde se observa la contribución al impacto ambiental total de algunas de las etapas del proceso, permitiendo el planteamiento de variaciones con el fin de reducir dicho impacto. De igual modo, las conclusiones específicas de los resultados presentados se muestran y desarrollan al final del capítulo.

En el Capítulo 9 y gracias al trabajo anterior, se presenta la comparación entre la producción de celulasas partir del residuo de café mediante la FES frente a la producción tradicional a partir de FS, mediante un sustrato puro y un microorganismo específico. Este capítulo permite plantear preguntas y obtener respuestas de la influencia de la tecnología FES como estrategia de gestión de residuos y la obtención de bioproductos de alto valor añadido, con el objetivo de sustituir los procesos vigentes. De igual manera, hasta la fecha y hasta donde se tiene conocimiento, es el primer estudio comparativo de ACV con estas características. Las conclusiones específicas del estudio se presentan al final del capítulo.

Los Capítulos 8 y 9 contienen el inventariado necesario para realizar el ACV, que también se basa en los datos experimentales a escala piloto de la producción, extracción y

purificación de las celulasas, llevado a cabo por el propio grupo de investigación GICOM. Aun así, algunos datos, como por ejemplo las emisiones gaseosas o la DQO (Demanda Química de Oxígeno) del agua residual, son calculadas a partir de datos bibliográficos por falta de experimentales.

Por lo tanto, como se puede apreciar, los ACV presentados en esta tesis tienen un origen fiable, reproducible y transparente, aunque obviamente, en cada caso de estudio existen suposiciones, algunas de ellas de carácter importante. Por ejemplo, mantener fuera del alcance del proyecto el transporte o el uso posterior de las enzimas (en el caso de las celulasas), puede hacer variar considerablemente el resultado del impacto medioambiental obtenido. Por este motivo, es necesario definir y justificar cada una de las suposiciones y entender que en otros sistemas pueden resultar no válidas.

4.2 – METODOLOGÍA

4.2.1 – Selección de la metodología de cálculo y de la base de datos

Como se explica en la Sección I, el propósito de la fase de evaluación del impacto del ACV es convertir los datos de inventariado en impactos potenciales asociados a los procesos y productos del sistema. Esta conversión se realiza mediante los factores de caracterización, que dependen de la sustancia y se expresan como un compuesto equivalente determinado para cada una de las categorías de impacto. Actualmente hay muchas metodologías de evaluación del impacto disponibles. En la disertación actual, las categorías de impacto seleccionadas para los factores de caracterización son las propuestas por la metodología ReCipe2008 y ReCipe2016, presentes en el software Simapro.

ReCiPe2016 sigue la misma estrategia que ReCiPe2008, donde diferentes fuentes de incertidumbre y elecciones se agrupan en un número limitado de perspectivas o escenarios, según la "teoría cultural" (Thomson et al., 1990). Goedkoop et al. (2013) desarrollaron un método de evaluación del impacto del ciclo de vida, llamado ReCiPe2008, que proporciona factores de caracterización armonizados en los niveles de punto medio y punto final. El principal objetivo de ReCiPe2008 fue proporcionar una combinación de Eco-Indicator 99 y CML. Por tanto, ReCipe tiene dos formas principales de derivar los indicadores, mediante indicadores de punto medio (18 indicadores o categorías de impacto) y de punto final (3 indicadores o categorías de impacto).

La principal actualización de ReCiPe2016 respecto a ReCipe2008 es que proporciona factores de caracterización representativos a escala global, en lugar de escala europea, al mismo tiempo que mantiene la posibilidad de que una serie de categorías de impacto implementen factores de caracterización a escala nacional y continental. También ha sido mejorada la coherencia en el desarrollo de los modelos de punto medio y punto final. Además, el número de intervenciones ambientales se ha ampliado y se han añadido nuevas vías de daño como por ejemplo, el impacto del uso del agua incluso en la salud humana, el cambio climático en los ecosistemas de agua dulce, o la formación de ozono troposférico en los ecosistemas terrestres.

ReCipe2008, a diferencia que ReCipe2016, dispone de la función de evaluación de impactos por normalización. En este caso la normalización se relativiza a cada ciudadano de la UE (Goedkoop et al., 2013).

En los estudios realizados en la presente tesis, se han elegido los indicadores del punto medio, que se centran en problemas ambientales únicos, como por ejemplo, el cambio climático o el calentamiento global. La Tabla 4.2.1 y la Tabla 4.2.2 muestran las

categorías de impacto (los indicadores de punto medio) junto con el acrónimo procedente de sus siglas en inglés y las unidades correspondientes para cada una de las categorías de ReCiPe2008 y ReCiPe2016, respectivamente. Las categorías de impacto ambiental de punto medio (18 categorías) son cercanas a la intervención ambiental, es decir, proporcionan una información más detallada de qué manera y en qué punto se ve afectado el medio ambiente. En cambio, las categorías de impacto de punto final (3 categorías) son variables que afectan directamente a la sociedad, por tanto su elección resulta más relevante y comprensible a escala global, pero donde actualmente la metodología para llegar a cuantificar este efecto no está plenamente elaborada ni existe suficiente consenso científico para recomendar su uso en estudios científicos (Udo de Haes, 2002).

En los casos de estudio presentados en esta tesis no se incluyen los valores de puntos finales, ya que se considera que quedan fuera del alcance de este documento, puesto que implicaría que la información obtenida sería menos completa. Sin embargo, los resultados presentados aquí podrán ser una base consistente a partir de la cual calcular estas últimas.

Tabla 4.2.1: Categorías de impacto incluidas en la metodología ReCiPe2008 de punto medio.

ReCiPe 2008	
Categorías de impacto	Unidad de los resultados
Cambio climático (CC)	kg CO _{2eq}
Agotamiento de Ozono (OD)	kg CFC ⁻¹¹ _{eq}
Acidificación Terrestre (TA)	kg SO _{2eq}
Eutrofización de agua dulce (FE)	kg P _{eq}
Eutrofización marina (ME)	kg N _{eq}
Toxicidad humana (HT)	kg 1,4-DB _{eq}
Formación de oxidantes fotoquímicos. (POF)	kg NMVOC
Formación de partículas (PMF)	kg PM10 _{eq}
Ecotoxicidad terrestre (TET)	kg 1,4-DB _{eq}
Ecotoxicidad de agua dulce (FET)	kg 1,4-DB _{eq}
Ecotoxicidad marina (MET)	kg 1,4-DB _{eq}
Radiación ionizante (IR)	kBq U235 _{eq}
Ocupación de tierras agrícolas (ALO)	m ² ·año
Ocupación de suelo urbano (ULO)	m ² ·año
Transformación de tierras naturales. (NLT)	m ²
Agotamiento del agua (WD)	m ³
El agotamiento de los recursos minerales (MRD)	kg Fe _{eq}
Agotamiento de combustibles fósiles (FD)	kg oil _{eq}

Tabla 4.2.2 Categorías de impacto incluidas en la metodología ReCiPe2016 de punto medio.

ReCipe 2016	
Categoría de impacto	Unidad de los resultados
Calentamiento global (GWP)	kg CO _{2eq}
Agotamiento del ozono estratosférico (ODP)	kg CFC ⁻¹¹ _{eq}
Radiación ionizante (IRP)	kBq Co-60 _{eq}
Formación de ozono, salud humana. (HOFP)	kg NO _x _{eq}
Formación de partículas finas (FPMF)	kg PM2.5 _{eq}
Formación de ozono, ecosistemas terrestres. (EOFP)	kg NO _x _{eq}
Acidificación terrestre (TAP)	kg SO ₂
Eutrofización de agua dulce (FEP)	kg P _{eq}
Eutrofización marina (MEP)	kg N _{eq}
Ecotoxicidad terrestre (TETP)	kg 1.4-DCB
Ecotoxicidad de agua dulce (FETP)	kg 1.4-DCB
Ecotoxicidad marina (METP)	kg 1.4-DCB
Toxicidad carcinogénica humana (HTPc)	kg 1.4-DCB
Toxicidad no carcinogénica humana (HTPnc)	kg 1.4-DCB
Uso del suelo (LOP)	m ² · año
Escasez de recursos minerales (SOP)	kg Cu _{eq}
La escasez de recursos fósiles (FFP)	kg oil _{eq}
Consumo de agua (WCP)	m ³

Dado que ReCipe es una metodología relativamente nueva, hoy en día muchos de los estudios científicos la utilizan para la evaluación de los impactos ambientales de los sistemas, aunque no en todos se incluyen todas las categorías de impacto. En los casos de estudio realizados en la presente tesis se han incluido todas las categorías de impacto de las dos versiones del método ReCipe, proporcionando así una mayor información, robustez, trazabilidad y transparencia de los resultados presentados. Es evidente que presentar el valor obtenido de todas las categorías de impacto puede desempeñar un papel importante para futuras investigaciones sobre este tema.

Como ya se ha podido apreciar, la evaluación mediante el ACV es una metodología con un uso intensivo de datos, es decir, cubre miles de procesos unitarios. Como ya se ha comentado, toda esta información no puede ser recopilada en cada caso debido a su complejidad, por lo que, los esfuerzos de recolección se centran en las actividades seleccionados por los límites del sistema, a menudo llamado sistema de primer plano según Finneveden et al. (2009). También se utilizan datos genéricos del inventario procedentes de la base de datos para modelar las restantes actividades, a menudo llamadas sistema de fondo (Bourgault et al 2012, Tilman 2000). Los procesos de segundo plano de los casos de estudio presentados en esta tesis se derivaron de la base de datos comercial disponible en el paquete de software SimaPro 8.5, Ecoinvent 3 con sus respectivas actualizaciones (Goedkoop et al., 2013). Cada actualización de la base de datos de Ecoinvent introduce conjuntos de datos nuevos y actualizados. A medida que la base de datos evoluciona, también lo hacen los resultados de la evaluación del impacto de ciclo de vida. Por ello, la calidad de los datos proporcionados por la base de datos son de suma importancia.

Así pues, los proyectos de esta tesis han ido evolucionando junto al conocimiento adquirido, la base de datos y la versión de software utilizada. Existe una gran diferencia

en esencia entre los resultados obtenidos en los casos de estudio 1 y 2 (Capítulo 6 y 7) frente a los casos de estudio 3 y 4 (Capítulo 8 y 9), precisamente por esta modificación en la versión de la metodología de cálculo y en la base de datos. La principal diferencia radica en la modificación de la base de datos respecto a la generación de electricidad. Los procedimientos de cálculo y las fuentes de datos, así como las incertidumbres asociadas a esta modificación, se documentan de forma transparente en el trabajo realizado por Trayer y Bauer (2016). Como ya se verá en los capítulos posteriores, el consumo de electricidad juega un papel clave en los impactos obtenidos en los diferentes casos de estudio. Esta modificación dificulta la comparación de resultados con estudios anteriores.

Los datos de la red eléctrica española incluidos en la base de datos de Ecoinvent contienen los insumos necesarios para el cálculo del impacto ambiental de la producción eléctrica, de la red de transmisión, de las emisiones directas al aire y las pérdidas durante la transmisión. No está incluida la distinción de la cantidad de energía procedente de energías renovables o no renovables, pero representan un promedio de la contribución de las diferentes fuentes energéticas, específicamente: 21 % nuclear, 19 % eólica, 17 % gas, 16 % carbón, 15 % hidrotermal, 5 % petróleo, 5% solar y 2 % biocombustibles (Ecoinvent 3: International Energy Agency, 2017).

4.2.3 –Modelos de enfoque: atribucional y consecuente

Existen dos modelos de enfoque en el cálculo de los impactos en la realización de estudios comparativos. Trabajos como Finnveden et al. (2009) o Sonnemann y Vigon (2011) establecen las siguientes definiciones sobre los diferentes enfoques.

- **Enfoque atribucional:** Se define por su objetivo de describir los flujos físicos ambientalmente relevantes y considera los flujos dentro de una ventana temporal elegida.

Es decir, las entradas y salidas se atribuyen a la UF mediante la vinculación y/o la partición de procesos unitarios del sistema según normativa. Se utiliza para identificar oportunidades para reducir el impacto medioambiental en diferentes partes del ACV. Suele basarse en relaciones “estequiométricas” entre las entradas y salidas y los resultados se presentan con precisión y exactitud.

- **Enfoque consecuente:** Se define por su objetivo de describir cómo los flujos ambientalmente relevantes pueden cambiar en respuesta a posibles decisiones, una vez obtenidos los resultados o por un cambio en la demanda de la UF. Proporciona información sobre las consecuencias de los cambios en el nivel de salida, es decir, modela las relaciones causales que se originan a partir de modificaciones y busca informar a los responsables de las políticas sobre los impactos más amplios. Tiene una gran dependencia de los modelos económicos. Este modelo no proporciona niveles conocidos de precisión y exactitud y por lo tanto, debe utilizarse e interpretarse con precaución.

Aunque en la actualidad está cobrando fuerza la línea de pensamiento que propone el uso del enfoque consecuente para respaldar la toma de decisiones políticas (Plevin et al., 2013), en los estudios presentados en este documento se ha elegido el enfoque atribucional donde existe una relación entre las entradas y salidas. Este enfoque permite cumplir con los objetivos de la tesis, presentando menos problemas de desarrollo y siendo más claro y reproducible. Cabe recordar, que el objetivo principal de esta tesis es describir y evaluar la producción de enzimas a través de una tecnología específica (FES).

Además, entre los profesionales de ACV (Finnveden et al., 2009) existe consenso de que un enfoque de modelado atribucional es apropiado cuando el objetivo de la evaluación es describir el producto, mientras que un enfoque consecuente es más apropiado cuando el

objetivo es investigar un cambio y aunque uno de los objetivos finales de realizar el estudio de ACV es intentar mejorar los procesos, es necesario definirlo previamente.

4.2.4. Multifuncionalidad y asignación de las cargas

Durante la producción de enzimas a través de la FES se obtienen dos productos: las enzimas y el sólido fermentado, que puede ser estabilizado para producir una enmienda orgánica con un posible uso potencial para el suelo orgánico (similar al compost). Por tanto, con el objetivo de dar consistencia metodológica, en los casos de estudio presentados en esta tesis se determina la asignación de cargas ambientales al proceso multifuncional de esta tecnología.

La multifuncionalidad en un sistema estudiado se puede manejar de diferentes maneras. Específicamente, en los casos de estudio presentes en este trabajo, la asignación se ha basado en el valor económico de mercado de cada producto, donde el precio de las enzimas es muy superior al compost producido (por ejemplo en torno a 98 €/kg el polvo de celulasas de *Trichoderma* sp .; Número CAS: 9012-54-8 de Sigma-Aldrich, España) frente al precio máximo de 3.5€/100 kg de compost (arena de compost biológica; número de SAP: 1500674; código de barras: 7805505783112 de Anasac, Argentina). Por lo tanto, en los casos de estudio FES presentados en la Sección III, donde se obtiene más de un producto, se realiza la asignación conforme a que el 95 % de los impactos ambientales están asociados a la producción de enzimas y el 5 % a la producción de compost. Sin embargo, esta asignación puede ser diferente y cambiarse fácilmente en función del caso de estudio o de la necesidad y uso del producto final.

4.2.5 - Análisis de sensibilidad

En los dos casos de estudio principales (Capítulo 6 y Capítulo 8) se presenta un análisis de sensibilidad con su correspondiente interpretación.

4.3 – REFERENCIAS

Bourgault, G., Lesage, P., Samson, R., 2012. Systematic disaggregation: a hybrid LCI computation algorithm enhancing interpretation phase in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 17,774–786.

Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J.B., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 91,1–21.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R., 2013. *Recipe 2008: A life cycle assessment methods which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level, First edition, Report I: Characterisation.* Ruimte en Milieu, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Netherlands.

IEA, 2017. The International Energy Agency, Disponible: <https://www.iea.org/statistics>.
[Consultado en mayo 2019.](#)

Maulini-Duran, C., Abraham, J., Rodríguez-Pérez, S., Cerda, A., Jiménez-Peñalver, P., Gea, T., Barrena, R., Artola, A., Font, X., Sánchez, A., 2015. Gaseous emissions during the solid-state fermentation of different wastes for enzyme production at pilot scale. *Bioresource Technology* 179, 211–218.

Ponsa, S., Gea, T., Sánchez A., 2011. Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates. *Biosystems Engineering* 108, 352-360.

Plevin, R. J., Delucchi, M. A., Creutzig, F., 2013. Using attributional life cycle assessment to estimate Climate-Change mitigation benefits misleads policy makers. *Journal of Industrial Ecology* 18, 73-83.

Sonnemann, G, y Vigon, B., 2011. Global guidance principles for life cycle assessment databases. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, Paris, Pensacola. Disponible: <https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2012/12/2011%20-%20Global%20Guidance%20Principles.pdf> Consultado en febrero 2019.

Thomson, M., Ellis, R., Wildavsky, A., 1990. Cultural theory. In: *Political cultures. Routledge Encyclopaedia of Government and Politics. Institute of Governmental studies library. University of California at Berkeley.*

Tillman, A.M., 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review* 20, 113–123.

Treyer, K., and Bauer, C., 2016. Life cycle inventories of electricity generation and power supply in version 3 of the ecoinvent database-part 1: electricity generation. *International Journal of Life Cycle Assessment* 21, 1236-1254.

Udo de Haes, H.A., Finnvede, G., Goedkoop, M., Hauschild, M.Z., Hertwich, E., Hofstetter, P., Klöpffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E., Müller-Venk, R., Olsen, S.I., Pennington, D.W., Potting, J., Steen, B., 2002. *Life-cycle impact assessment: Striving towards best practise. SETAC-North America. Pensacola, Estados Unidos.*

CAPÍTULO 5

Materiales

5.1 – MATERIALES

5.1.1 – Proteasas a partir de residuo de pelo

Anualmente se producen unas 5000 toneladas de residuo de pelo en la Unión de Curtidores de Igualada (Abraham et al., 2014). El alto contenido de proteínas del pelo provoca que sea un sustrato óptimo para la obtención de enzimas proteasas. Abraham et al (2014) y Abu Yazid et al (2016) utilizaron el propio pelo residual obtenido en la industria curtidora como sustrato para la FES. El residuo tiene aproximadamente entre un 65 % y 95 % de proteína en materia seca (Dawber, 1996), por lo que es un sustrato óptimo para la producción de proteasas. El inóculo necesario para llevar a cabo la FES es lodo fresco deshidratado proveniente de la planta de aguas residuales de Igualada, esto se mezcla junto con astillas de madera como agente estructurante para facilitar la transferencia de oxígeno en la mezcla.

El producto obtenido después de la FES son las proteasas, que tienen un papel importante dentro del mercado mundial de enzimas, pero en este caso de estudio se utiliza dentro de la industria de curtido en forma de extracto.

En los Capítulos 6 y 7 se detalla la ratio de mezcla óptimo necesaria para realizar la FES, así como las referencias pertinentes sobre sus características.

5.1.2 – Celulasas a partir de residuo de café.

Según la Organización Internacional del Café (ICO, 2018), la producción mundial de café durante 2017 fue de más de 160 millones de sacos de 60 kg. Es muy difícil saber la cantidad exacta de cáscara de café producida en todo el mundo, pero se generan grandes cantidades de este residuo durante la producción y el procesamiento del café (Bonilla-Hermosa et al., 2014). El material lignocelulósico es una materia prima prometedora

como recurso natural y renovable, esencial para el funcionamiento de las sociedades industriales modernas, ya que una cantidad considerable de bioproductos, especialmente bioetanol, se generan mediante este tipo de residuos (Pérez et al., 2002). En los últimos años, los estudios de producción de bioetanol a partir de residuos lignocelulósicos han llamado la atención de varios investigadores (Bezerra et al., 2016; Sindhu et al., 2016). Es más barato que el almidón y no compite con los recursos alimenticios, lo que lo hace atractivo para su uso en la bioconversión (Nguyen et al., 2017).

En el caso de estudio presentado en los Capítulos 7 y 8 el residuo de café proviene de la producción que se realiza en la planta de Marcilla, Mollet, Barcelona, España. Del mismo modo que en la producción de proteasas, se utilizan astillas de madera obtenidas de una planta de tratamiento de compostaje (Manresa, Barcelona, España) como agente estructurante para llevar a cabo la FES. El producto final obtenido son las celulasas, las cuales tienen una gran importancia industrial, especialmente para la producción de bioetanol.

5.2 – REFERENCIAS

Abraham, J., Gea, T., Sánchez, A., 2014. Substitution of chemical dehairing by proteases from solid-state fermentation of hair waste. *Journal of Cleaner Production* 74, 191–198.

Abu Yazid, N., Barrena, R., Sánchez, A., 2016. Assessment of protease activity in hydrolysed extracts from SSF of hair waste by an indigenous consortium of microorganisms. *Waste Management* 49, 420-426.

Bezerra, T.L., and Ragauskas, A.J. 2016. A review of sugarcane bagasse for second generation bioethanol and biopower production. *Biofuels Bioproducts and Biorefining* 10, 634-647.

Bonilla-Hermosa, V.A., Duarte, W.F., Shwan, R.F., 2014. Utilization of coffee by-products obtained from semi-washed process for production of value-added compounds. *Bioresource Technology* 166, 142-150.

Dawber, R., 1996. Hair: its structure and response to cosmetics preparations. *Clínica Dermatología* 14, 105-112.

ICO, 2018. International Coffee Organization, Disponible: <http://www.ico.org/>
Consultado Mayo 2018.

Nguyen, Q.A., Yang, J., Bae, H.J. 2017. Bioethanol production from individual and mixed agricultural biomass residues. *Industrial Crops and Products* 95, 718-725.

Pérez, J., Muñoz-Dorado de la Rubia, T., Martínez, J. 2002. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. *International Microbiology* 5, 53-63.

Sindhu, R., Gnansounou, E., Binod, P., Pandey, A., 2016. Bioconversion of sugarcane crop residue for value added products – an overview. *Renewable Energy* 98, 203–215.

SECCIÓN III

CASOS DE ESTUDIO

CAPÍTULO 6

Comparación del impacto ambiental del proceso de depilado tradicional o químico frente el proceso de depilado alternativo o enzimático

Parte de este Capítulo está publicado en la revista *Journal of Industrial Ecology*, 23:2, 361-373, 2018. “A Life Cycle Assessment on the Deharing of Rawhides: Chemical treatment versus enzymatic recovery through Solid State Fermentation”.

Eva Catalán, Dimitrios Komilis, Antoni Sánchez

Dada la complejidad del proceso de tratamiento de las pieles en las industrias de curtidumbre, la autora considera necesario hacer una pequeña introducción con el fin de facilitar la comprensión del sistema estudiado en este caso de estudio.

6.1 – LA INDUSTRIA CURTIDORA

Como ya se ha comentado, la FES se ha convertido en una alternativa muy atractiva en la producción de enzimas, especialmente en algunas aplicaciones específicas. Estudios como los de Abraham et al (2014) y Abu Yazid et al. (2016) demostraron que la obtención completa de proteasas, incluyendo su producción y extracción a escala piloto a partir de residuos de pelo procedente de la industria curtidora, era fácilmente escalable y de bajo coste. Por este motivo, el estudio medioambiental de la producción de dicha enzima y su uso, se realizan en el presente trabajo (Capítulo 6 y 7).

La curtiduría está extendida en todo el mundo, y está considerada una industria con un alto impacto ambiental. Saran et al. (2013) o George et al. (2014) demuestran que en las operaciones de curtido se utilizan productos químicos con un efecto peligroso para los trabajadores de la propia industria y para el medio ambiente.

La industrialización de las pieles que se emplean en la elaboración de diversos objetos se conoce como “Proceso de curtido”. Este proceso implica una serie de operaciones unitarias que pueden ser clasificadas en 3 grandes bloques:

- **Pre-curtido:** conjunto de etapas en las que se limpian y preparan las pieles. Puede incluir diferentes pasos como remojar, enjuagar, descarnar, encalar, delimitar y encurtir la piel, aunque algunas de estas operaciones pueden realizarse en la etapa posterior comúnmente denominada la etapa de Ribera, dependiendo de cada proceso y del tipo de piel. Durante esta etapa, la materia prima previamente deshidratada debe rehidratarse

cuidadosamente antes de que pueda ser sometida a una acción mecánica para el descarnado y depilado (etapa Ribera). En esta fase se elimina la carne y se prepara la piel para ayudar a la penetración de los diferentes productos químicos que se añaden en la siguiente etapa.

- **Ribera:** en esta etapa las pieles se tratan con diferentes productos químicos para destruir el material queratinoso de la epidermis y facilitar el depilado. Se aumenta la acidez de la piel para poder eliminar las raíces del cabello pero a su vez se añaden sales para evitar que se esta hinche. Mediante acciones mecánicas se lleva a cabo el depilado desde la raíz, dejando la piel libre de pelo. Finalmente, se aplican fungicidas y bactericidas con tal de conservar el cuero ya depilado (Thanikaivelan et al. 2004).

- **Post-curtido:** en esta etapa se acondicionan las pieles del corte, color o textura necesarias. Es una etapa de tratamientos estéticos, dependiendo del uso final del cuero.

La mayor parte de las pieles que se tratan son de bovino, porcino y ovino. Las operaciones de acabado y especialmente las de post-curtido, varían de acuerdo con el origen de la piel y las características que se busca aplicar al cuero.

La etapa de Ribera es la etapa con mayor impacto medioambiental del proceso, ya que contribuye entorno al 50 – 55 % de la contaminación total del mismo (Chowdhury et al., 2015). Esto se debe a las diferentes sustancias químicas que se utilizan en el tratamiento de la piel, como la cal, el carbonato sódico, hidróxido sódico, entre otras. En esta etapa se eliminan los restos de grasa, carne y especialmente el pelo de las pieles. Para ello se utilizan grandes cantidades de agua, que se descargan junto a todos los productos químicos utilizados, dando como resultado unas aguas residuales con una alta carga de contaminantes, tanto químico, como orgánicos (Chowdhury et al., 2013). Por otro lado,

se obtiene el residuo de pelo que actualmente, en algunos casos, se trata mediante compostaje.

Las proteasas pueden ser excelentes alternativas para descomponer la queratina del cabello. Se ha comprobado que alrededor del 40 % de esta puede ser descompuesta por la digestión con proteasas en un tiempo de 10 min (Park et al. 2004.). Recientemente, Abraham et al. (2014) y Abu Yazid et al. (2016) han demostrado la eficacia de las proteasas obtenidas mediante FES a partir de residuos de cabello para reemplazar los diferentes productos químicos utilizados en la etapa de depilación. En 24 h de incubación con un extracto de proteasas obtenido directamente de la FES, se elimina entre el 90 % - 95 % del pelo. Por lo tanto, con el uso de las proteasas puede alcanzarse: a) un tiempo de procesamiento (depilado) más corto, b) eliminar el uso de productos químicos y c) utilizar menor cantidad de agua y por lo tanto obtener menos agua residual (Valeika et al. 2009). El uso de proteasas en esta etapa puede ser una alternativa viable y mucho más sostenible que el proceso tradicional o químico, pudiendo llevar a cabo una reducción sustancial de la cantidad de efluente y su toxicidad (Kamini et al. 1999).

6.2 – ANTECEDENTES

Como ya se ha comentado, la industria del cuero es un sector presente en todo el mundo. Pero también es uno de los sectores más señalados en términos medioambientales debido a su significativo impacto ambiental negativo. Las cargas ambientales de este sector se atribuyen principalmente al proceso de depilado de la piel, donde el uso de productos químicos, la cantidad de residuos sólidos generados (entre ellos el pelo) y sobre todo, la cantidad de agua residual con elevada carga química y orgánica, generan un impacto y

riesgo ambiental significativo. Todo ello contribuye a que sea un sector poco sostenible con el medio ambiente.

El proceso de depilado enzimático mediante las proteasas obtenidas por medio de la tecnología FES a partir del residuo de pelo se presenta como una alternativa aparentemente más sostenible y económica.

Esta investigación busca cuantificar de forma objetiva los impactos generados en el proceso de depilado de pieles, analizando las dos posibles vías y compararlas en términos medioambientales.

6.3 – OBJETIVO Y ALCANCE

El objetivo principal de este estudio es comparar mediante ACV los dos escenarios para el depilado de las pieles de la industria del cuero teniendo en cuenta que:

- 1) El proceso de depilado tradicional o proceso químico actual utiliza diferentes productos químicos y trata el residuo de pelo mediante compostaje para obtener una posible enmienda orgánica útil para suelo agrícola (compost).
- 2) El proceso de depilado alternativo o proceso enzimático gestiona el residuo de pelo mediante FES obteniendo proteasas que pueden ser utilizadas dentro del mismo proceso, reemplazando completamente el uso de productos químicos. El producto sólido final después de la FES puede ser considerado una enmienda orgánica para el suelo (compost).

En este caso de estudio, se cuantifican directamente las cargas para ambos escenarios en la etapa Ribera quedando fuera del alcance de este proyecto el análisis del proceso completo del tratamiento de las pieles. Esta elección se basa en que la etapa de Ribera

contiene las fases principales responsables de la alta contaminación en esta industria, por lo que se considera de interés global encontrar una alternativa a dicha etapa.

Además se plantea la evaluación de dos subalternativas ateniéndose a dos maneras diferentes de gestión del residuo de pelo actualmente utilizadas en algunas empresas del sector, dentro del proceso de depilado tradicional o químico: la incineración y la disposición directa a vertedero. Esta evaluación se lleva a cabo con el fin de averiguar el tratamiento óptimo para el residuo de pelo en términos medioambientales.

También se incluye un análisis de sensibilidad de los dos escenarios principales (escenarios base: proceso de depilado tradicional o químico y proceso de depilado alternativo o enzimático) con el objetivo de evaluar el efecto de los parámetros clave identificados en función de los resultados obtenidos.

6.4 – LÍMITES DEL SISTEMA Y DESCRIPCIÓN

Según el objetivo principal de este caso de estudio, se puede afirmar a grandes rasgos que los límites de los dos sistemas deben incluir:

- 1) La producción del residuo de pelo a través del proceso de depilado.
- 2) La gestión del residuo de pelo mediante compostaje o FES en función del proceso estudiado
- 3) El tratamiento de los gases emitidos durante la etapa anterior.

Por tanto, en este caso de estudio se recopila la información necesaria para cuantificar el consumo de materia prima, energía y agua necesarias para cada proceso de depilado,

quedando fuera de los límites del sistema el tratamiento de aguas residuales, así como el transporte de las materias primas o producto final.

A continuación se describe con mayor detalle cada proceso de depilado.

6.4.1 – Proceso de depilado tradicional o químico incluyendo la fase de compostaje para el tratamiento de residuo de pelo

El proceso de depilado tradicional o químico se realiza mediante la utilización de productos químicos y con la ayuda de operaciones mecánicas. Los datos necesarios para llevar a cabo el ACV de este caso son extraídos directamente del proceso industrial llevado a cabo en la Unión de Curtidores de Igualada, Cataluña, España.

Como se puede observar en la Figura 6.4.1, el proceso estudiado comienza en la etapa de Ribera (en la que se realiza el depilado o extracción del pelo). Tal y como puede observarse en dicha Figura, esta etapa consta de 3 subetapas donde el objetivo principal es el de eliminar el contenido queratinoso (pelo) y la grasa presente en la piel. Se eliminan principalmente con la adición de sulfuros (NaHS o Na_2S) y cal (CaO). Estas subetapas constituyen el remojo, el encalado y depilación. Esto se lleva a cabo en unos reactores horizontales de madera (tambor) como muestra la Figura 6.4.2.

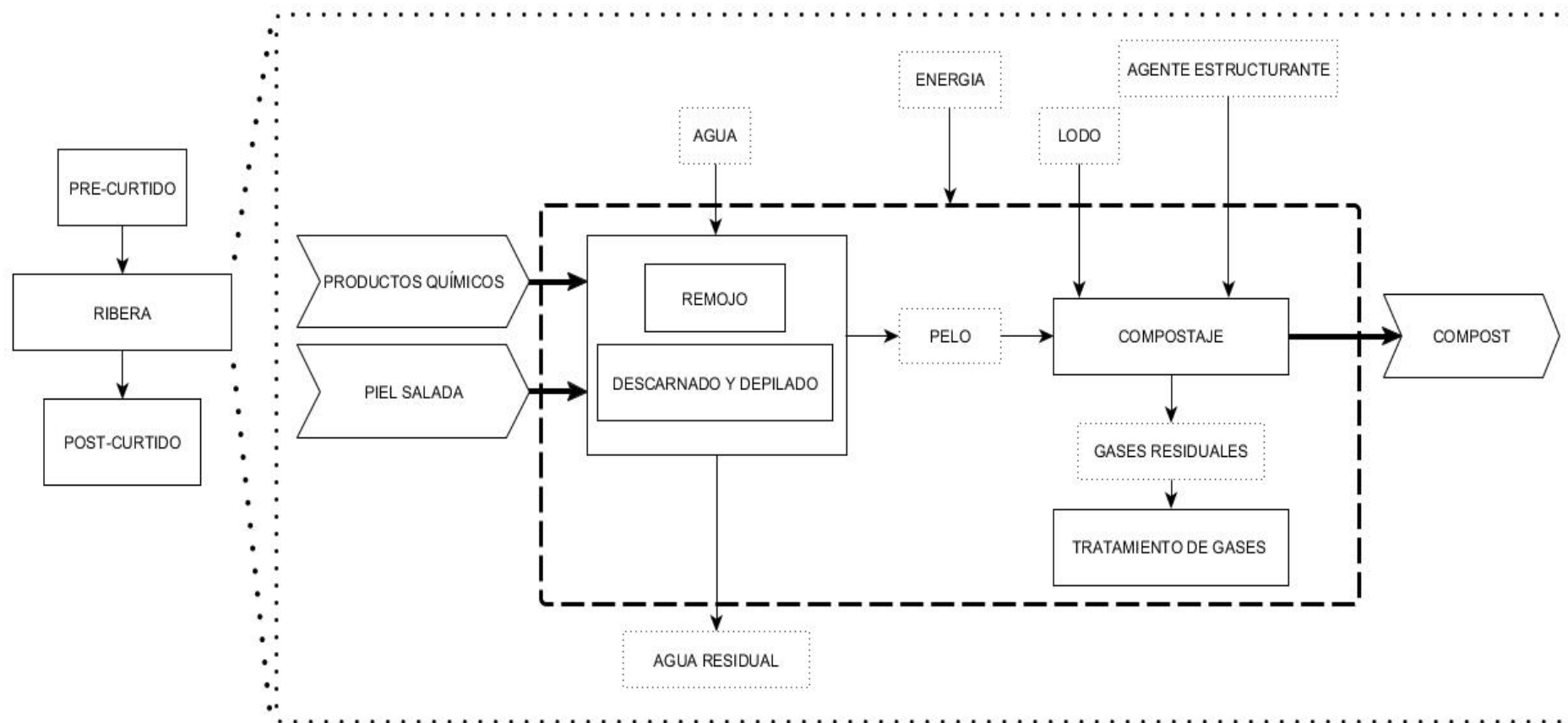


Figura 6.4.1: Diagrama de flujo del proceso tradicional o químico de depilado incluyendo el proceso de compostaje para el tratamiento del residuo de pelo. Los límites del sistema se representan con la línea negra discontinua.

A continuación se explica con más detalle lo que queda dentro de los límites del sistema característicos de este proceso:

- **Remojo:** La etapa de remojo consiste en rehidratar las pieles y eliminar el material interfibrilar. Para ello se añade agua 25 °C, surfactante, carbonato de sodio (Na_2CO_3), (sulfhidrato de sodio) NaHS y de hidróxido sódico (NaOH). Se mantiene en agitación durante 30 horas.



Figura 6.4.2: Tambor típico donde se lleva a cabo la etapa Ribera en el proceso de curtido del cuero

- **Descarnado y depilado:** Se añade agua, cal (CaO), hidróxido sódico (NaOH), hidrosulfuro de sodio (NaHS) y sulfuro de sodio (Na_2S). Se mezcla durante 5 horas. Este paso produce de residuos sólidos (principalmente residuos de pelo) y residuos líquidos (para unos 100 kg de piel). En esta subetapa, el pelo, la piel y la grasa en emulsión (es decir, una mezcla de jabón de sodio y grasa) se eliminan y se liberan al agua residual, aumentando su contenido total de sólidos y de carga orgánica. El efluente del agua

generado en esta etapa (a partir de ambos pasos) contiene una alta carga contaminante inorgánica y orgánica.

- **Compostaje:** Los residuos de pelo obtenidos después del proceso de depilado son tratados a través de compostaje. El compostaje se realiza mediante pilas volteadas, por lo que las principales emisiones son de amoníaco (NH_3) debido al alto contenido de nitrógeno del pelo.

- **Emisiones de agua residual:** El tratamiento del agua residual se realiza en una planta externa dentro del mismo polígono industrial donde se encuentra ubicada la Unión de curtidores de Igualada. Según los datos encontrados en la literatura, los principales contaminantes presentes en las aguas residuales de la industria del curtido son los sulfatos y cloruros de sodio. La demanda química de oxígeno (DQO) es aproximadamente entre 4,000 y 5,000 mg/L, mientras que la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es alrededor de 900 mg/L (Chowdhury et al. 2015). Estos valores concuerdan con los valores de campo proporcionados por la Unión de Curtidores de Igualada.

- **Tratamiento de gases:** El tratamiento de gases incluye dos etapas: por un lado un tratamiento biológico mediante un biofiltro que elimina los compuestos volátiles (COVs) y por otro un tratamiento químico donde se neutraliza el amoníaco (NH_3) mediante ácido sulfúrico (H_2SO_4).

En estudios como Thanikaivelan et al. (2004) y Ramasami et al. (1999) se pueden encontrar más detalles sobre las condiciones de las operaciones durante las etapas estudiadas del proceso de depilación tradicional.

6.4.2 – Proceso de depilado tradicional o químico incluyendo la fase de incineración o disposición a vertedero para el tratamiento de residuo de pelo

En la Unión de Curtidores de Igualada el residuo de pelo se gestiona actualmente mediante compostaje, pero este tratamiento no siempre ha sido así o no en todos los países es así. Dentro del sector de la industria del cuero, existen empresas que incineran este residuo de pelo o que directamente lo depositan a vertedero, por lo que son dos opciones de tratamiento reales y actualmente viables. Por eso se ha decidido considerar estas otras vías de gestión, resultando interesante evaluarlas mediante el ACV. Así pues, la Figura 6.4.3 incluye estas dos posibles fases de tratamiento del residuo de pelo.

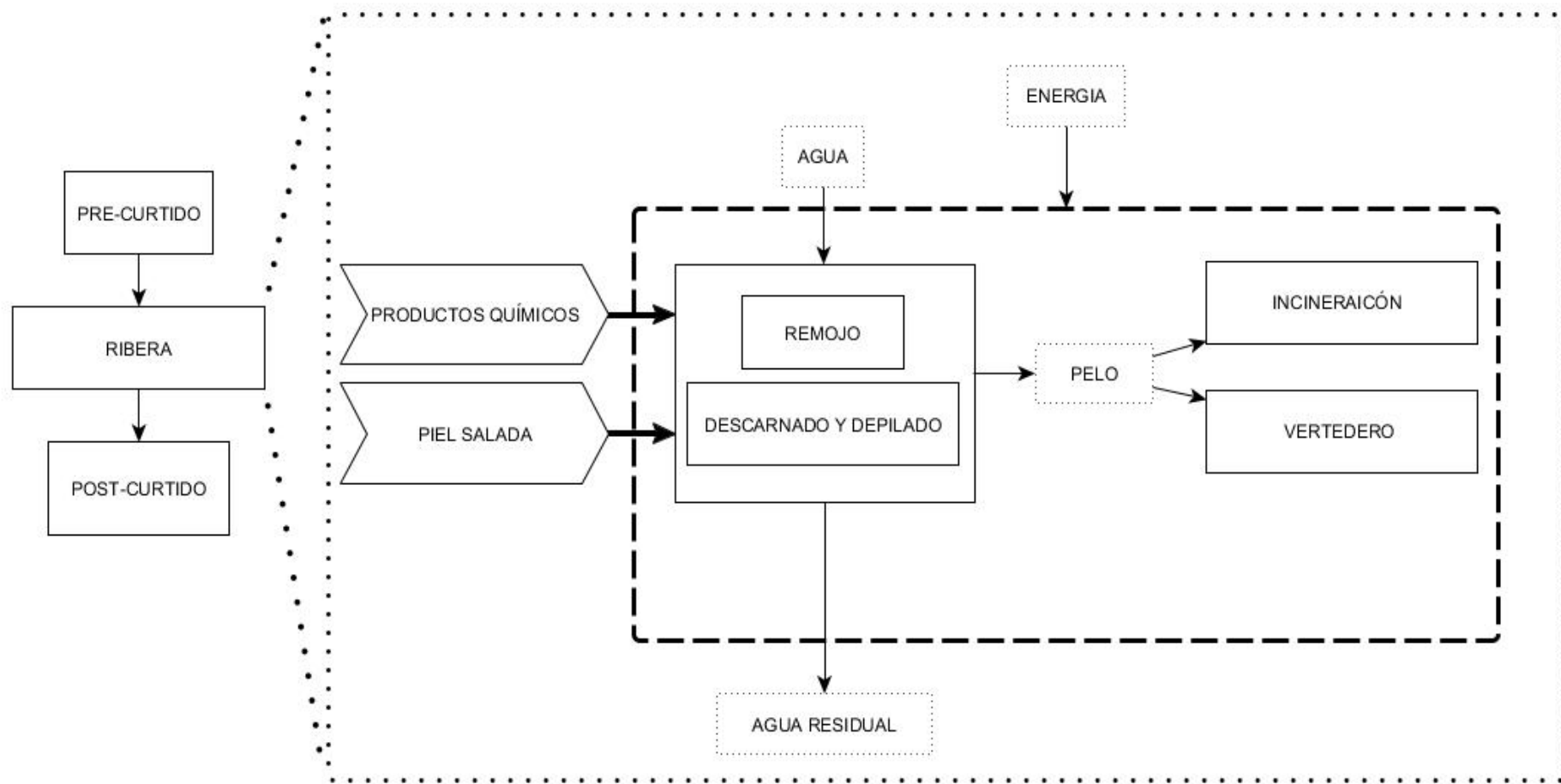


Figura 6.4.3: Diagrama de flujo del proceso tradicional o químico de depilado incluyendo el proceso de incineración o vertedero para el tratamiento del residuo de pelo. Los límites del sistema se representan con la línea negra discontinua.

6.4.3 – Proceso de depilado alternativo o enzimático

El proceso enzimático se basa en los estudios de Abraham et al. (2014) y Abu-Yazid et al. (2016) donde se demuestra la eficiencia de la FES para producir proteasas a partir de residuo de pelo. Estos estudios también presentan la eficacia de las proteasas obtenidas para el uso del depilado del cuero, reemplazando los productos químicos utilizados en el proceso de depilado tradicional o químico.

La Figura 6.4.4 presenta el proceso de depilado con la producción de proteasas mediante FES a partir del residuo de pelo obtenido en esta etapa y cómo estas pueden ser utilizadas en la misma etapa de depilado. Se observa el bucle interno en el que las enzimas son reutilizadas para el depilado de pieles nuevas, al estilo clásico de economía circular.

- **Descarnado y depilado:** El uso del extracto enzimático de proteasas para llevar a cabo el depilado, genera que no sea necesaria una etapa de remojo previo. Para aplicar el extracto enzimático, las pieles con salmuera se lavan y cortan previamente. Posteriormente se incuban a 37 °C con el extracto enzimático durante 24 h según el método presentado en el trabajo de Abraham et al (2014). Posteriormente, se raspan mecánicamente eliminando el pelo. Abraham et al. (2014) demostraron que esta eliminación resultó más fácil en comparación con la depilación tradicional o química.

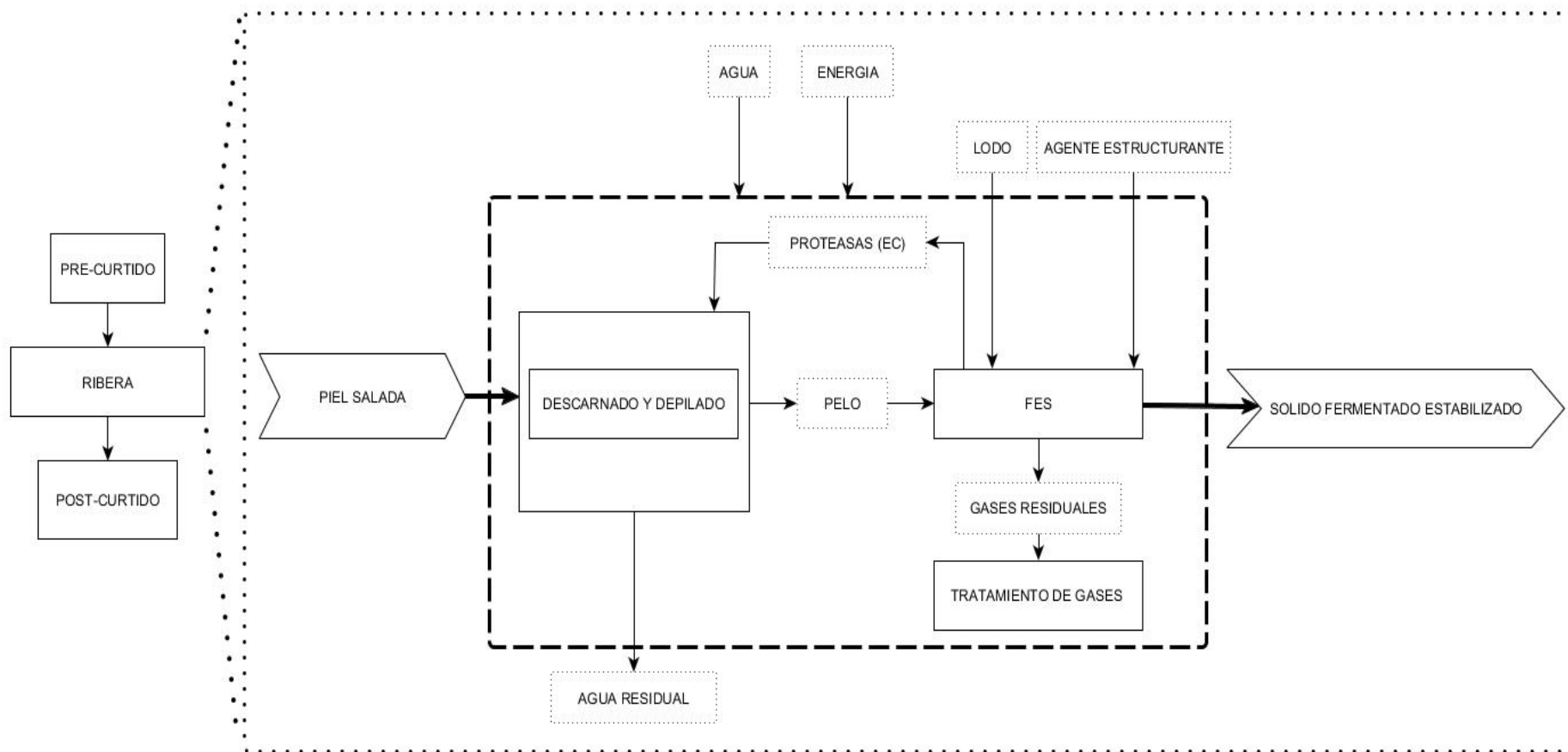


Figura 6.4.4: Diagrama de flujo del proceso alternativo o enzimático de depilado incluyendo el proceso de FES para el tratamiento del residuo de pelo y la obtención de las proteasas. Los límites del sistema se representan con la línea negra discontinua.

- **FES:** La FES se lleva a cabo en reactores a escala piloto (10 L– 50 L) en condiciones casi adiabáticas con aireación continua (Abraham et al., 2014; Santis-Navarro et al., 2011) durante 14 días. Para ello se mezcla el residuo de pelo con lodo deshidratado como inóculo y residuos de astillas de madera a modo de agente estructurante. Una vez realizada la FES, el material sólido fermentado se mezcla durante 1 h con solución tamponada HCl-Tris (tris-hidroximetilaminometano). El extracto de enzima se separa del sólido fermentado mediante una etapa de centrifugación y una etapa de filtración (0.45mm). Una vez separado el extracto enzimático, puede ser utilizado directamente para la etapa de depilado. El residuo obtenido después de la fermentación se considera una enmienda orgánica, similar al compost, ya que después de 14 días de fermentación el material está considerablemente estabilizado.

Realizar el depilado mediante el extracto enzimático implica menor consumo de agua y prácticamente la eliminación de uso de productos químicos. Por ende, menor contaminación en el agua residual. Saran et al. (2013) demostraron como la DBO y la DQO del agua residual procedente del proceso de depilado enzimático disminuye entre el 82 % y el 85 % respectivamente, en comparación con el proceso tradicional de depilado.

La descripción completa y detallada del proceso enzimático, incluyendo las condiciones de operación, la caracterización de las materias primas, la calidad del producto final, etc puede encontrarse en los estudios de Abraham et al. (2014) y Abu-Yazid et al. (2016) de los cuales se han extraído los datos para llevar a cabo el ACV.

6.5 – UNIDAD FUNCIONAL

La UF proporciona una referencia y relaciona entradas y resultados con el fin de poder permitir comparaciones entre sistemas (ISO 14044). En este estudio la UF se ha definido como 100 kg de piel rehidratada, puesto que la función es tratar las pieles con las diferentes vías.

6.6 – INVENTARIADO Y SUPOSICIONES

6.6.1 – Suposiciones generales

Es importante remarcar que el estudio comparativo se realiza exclusivamente de la etapa de Ribera (depilado) dentro del procesamiento de cuero. Por tanto, una de las suposiciones principales es que no se tiene en cuenta en ningún proceso, ni el transporte de las materias primas ni producto final obtenido ya que solo es una etapa del proceso completo del tratamiento de la piel.

Otra de las principales suposiciones que se llevan a cabo en este caso de estudio es que el proceso de compostaje y el proceso de FES para tratar el residuo de pelo obtenido después del proceso de depilado (por ambas vías) se realiza en un reactor cerrado, siendo la misma instalación en ambos casos, y facilitando así el cálculo de las necesidades energéticas en cada caso. Esta suposición es posible ya que la FES y el compostaje tienen condiciones de operación muy similares. Por consiguiente, el consumo eléctrico se considera igual en ambos casos.

En el sistema de depilado tradicional o químico no se ha tenido en cuenta en el ACV la cantidad de surfactante añadida en la etapa de remojo puesto que es una cantidad muy pequeña.

Para el cálculo del consumo eléctrico, se tiene en cuenta la potencia de los equipos y el tiempo de operación. Se toma el valor de segundo plano suministrado por la red eléctrica de tensión media de España de la base de datos de Ecoinvent 3.

Por otro lado, en ninguno de los escenarios presentados se cuantifican las emisiones gaseosas. Por tanto, estos valores se basan en estudios de la literatura realizados dentro del mismo grupo de investigación GICOM, teniendo en cuenta que en el proceso de FES se emiten los mismos compuestos. Se toman de referencia los datos bibliográficos de compostaje obtenidos en el trabajo de Maulini-Duran et al (2015). También se considera el valor obtenido después de tratar estas emisiones basado en datos bibliográficos del trabajo presentado por Colón et al (2009). El proceso de tratamiento consta de un scrubber ácido para poder eliminar el amoníaco producido y un biofiltro donde se elimina el resto de compuestos de carácter orgánico. El consumo de H_2SO_4 necesario para neutralizar estas emisiones se calcula teóricamente (en base a la estequiometría) de la reacción para neutralizar el NH_3 emitido.

Tal y como se define en el alcance del proyecto, el tratamiento del agua residual queda fuera del sistema, ya que no se tienen datos de campo fiables para realizar correctamente el ACV.

Por último, se considera que el compost obtenido puede reemplazar el uso (y por tanto la producción) de fertilizantes. En este caso, basándose en estudios presentados por Sánchez et al. (2016) se considera que el compost obtenido puede reemplazar a un fertilizante

amónico. Esta suposición es debida a la cantidad de N presente en el residuo de pelo y por tanto en el compost obtenido.

6.6.2 - Entradas y salidas generales

La Tabla 6.6.1 presenta los datos de inventario comunes para ambos procesos con la unidad correspondiente y el origen del dato. Todos los datos están en base a la UF. Seguidamente se describen las principales suposiciones o comentarios en particular para facilitar la comprensión de la procedencia de cada valor.

- **Lodo:** este lodo procede de la planta de aguas residuales ubicada en el mismo polígono industrial que la Unión de Curtidores de Igualada. Es un lodo deshidratado y se utiliza como fuente de microorganismos. La planta de tratamiento genera 13000 toneladas/año y las características principales de este material y la ratio de mezcla están descritos en el trabajo de Abraham et al. (2014).

- **Consumo energético:** Es la suma del consumo eléctrico basado en los equipos proporcionados por la Unión de Curtidores de Igualada necesaria para llevar a cabo la etapa de depilado, el consumo de combustible más el consumo eléctrico necesario para llevar a cabo el proceso de compostaje o de FES extraído del estudio de Colón et al. (2011). Así pues, el consumo eléctrico para el proceso de depilado proporcionado por la Unión de curtidores es 23940 kJ/UF (7 kWh/UF), y el consumo de diésel junto con el consumo eléctrico típico de un reactor para poder realizar el proceso de compostaje es de 0.130 L diésel/ UF (lo que equivale a 8018 kJ/UF) y 34460 kJ/UF (Colón et al. 2011).

- **Agente estructurante:** El agente estructurante utilizado en este caso fue residuo de astillas de madera. La ratio de mezcla es 1:1 según el estudio presentado en Abraham et al. (2014).

Tabla 6.6.1: Inventario de las principales entradas y salidas (materias primas, consumo energético, consumo de agua y productos obtenidos) comunes en ambos procesos (proceso tradicional y proceso alternativo). Consumo energético: consumo eléctrico y de gasóleo; Agente estructurante: astillas de madera; COV: compuesto orgánico volátil; CH₄: metano; N₂O: óxido nitroso; NH₃: amoníaco; H₂SO₄: ácido sulfúrico; NH₄NO₃: nitrato de amonio

Inventariado común			
	Valor	Fuente	
Entradas	Lodo (kg/UF)	33.8	Cálculo basado en el trabajo de Abraham et al., 2014
	Consumo Energético (kJ/UF)	66418	Colón et al. (2011) y Unión de Curtidores de Igualada
	Agente estructurante (kg/UF)	9.7	Cálculo basado en el trabajo de Abraham et al., 2014
	Compost seco (kg/UF)	19.96	Cálculo basado en el trabajo de Abraham et al., 2014
	Compost húmedo (kg/UF)	48.71	Cálculo basado en el trabajo de Abraham et al., 2014
Salidas	COV (kg/UF)	0.00120	Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015
	CH ₄ (kg/UF)	0.00002	Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015
	N ₂ O (kg/UF)	0.00004	Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015
	NH ₃ (kg/UF)	0.00958	Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015
	H ₂ SO ₄ (kg/UF)	0.18	Cálculo teórico
	Fertilizante (NH ₄ NO ₃)(kg/UF)	1.7	Cálculo basado en el trabajo de Sánchez et al., 2016

- **Compost:** el cálculo de compost seco se obtiene del contenido de humedad del compost producido a partir de residuo de pelo, siendo esta aproximadamente del 59 % (Abraham et al. 2014).

- **Emisiones gaseosas:** El cálculo de emisiones se establece a partir de estudios de Maulini-Duran et al. (2015) donde se obtiene el valor después de la etapa de compostaje o FES y de Colón et al (2009) después del tratamiento.

6.6.3 – Principales suposiciones, entradas y salidas del proceso tradicional o químico

Como se ha comentado anteriormente, con el fin de obtener datos fiables y reales se elige una industria de curtido ubicada en el norte de Cataluña, como modelo típico de este tipo de empresa manufacturera. Por tanto, los datos necesarios para el inventariado del proceso tradicional o químico para realizar el ACV se recopilan de dicha empresa. El diagrama de flujo presentado en la Figura 6.6.1 se caracteriza por el consumo de sustancias químicas y una alta demanda de agua. Según los datos obtenidos de la Unión de Curtidores de Igualada, esta demanda de agua no es totalmente consumida de recurso natural, es decir, de agua fresca, sino que es un 75 % recirculada después de un proceso de tratamiento dentro de la planta de aguas residuales situada en el mismo polígono industrial.

Las principales entradas y salidas específicas del proceso tradicional o químico se presentan en la Tabla 6.6.2. Todos estos datos se han obtenido de la Unión de Curtidores de Igualada, por lo que no se incluye la referencia en dicha tabla.

Tabla 6.6.2: Inventario de las principales entradas y salidas (materias primas, consumo energético, consumo de agua y productos obtenidos) del proceso tradicional o químico.

Inventariado del proceso tradicional o químico		Valor
Entradas	Agua fresca (m ³ /UF)	0.29
	Agua recirculada (m ³ /UF)	1.01
	Na ₂ CO ₃ (kg/UF)	0.5
	Na ₂ S (kg/UF)	1.0
	CaO (kg/UF)	3.1
	NaSH (kg/UF)	1.1
	NaOH (kg/UF)	0.4
	Surfactante (kg/UF)	0.4
Salidas	Agua residual (m ³ /UF)	0.70
	Sólidos en suspensión* (mg/UF)	7735
	DQO (mg O ₂ /UF)	7465
	pH	12
	Cloruros* (mg/UF)	13576
	Sulfuros* (mg/UF)	1228
	Sulfatos* (mg/UF)	858
	Nitrogeno orgánico*	182

6.6.4 – Principales suposiciones, entradas y salidas del proceso alternativo o

enzimático

En este caso, la principal suposición es que la etapa de remojo no es necesaria, ya que el extracto enzimático tiene la cantidad suficiente de agua para conseguir rehidratar la piel y por tanto, esta etapa ha sido eliminada en el proceso alternativo (Figura 6.6.4).

Los datos necesarios para el inventario del proceso alternativo o enzimático se basan en experimentos de laboratorio y a escala piloto, realizados dentro del grupo de investigación GICOM. Estos datos se presentan en la Tabla 6.6.3

Tabla 6.6.3: Inventario de las principales entradas y salidas (materias primas, consumo energético, consumo de agua y productos obtenido) del proceso alternativo o enzimático.

Inventariado del proceso alternativo o enzimático		
		Valor
Entradas	Agua fresca (m ³ /UF)	0.1
	Agua residual (m ³ /UF)	0.1
Salidas	DBO (mg/UF)	0.6
	DQO (mg O ₂ /UF)	1120

6.7 – ANALISIS DE SENSIBILIDAD

Se realiza un análisis de sensibilidad para determinar los efectos de efectuar cambios en el escenario base y evaluar los resultados. En este caso se estudian tres escenarios alternativos en base a los resultados obtenidos del escenario base con el análisis de sensibilidad y se analiza la importancia de su contribución. Los escenarios alternativos son:

- **Alternativa 1:** Con tal de estudiar el efecto de los productos químicos, se duplica la cantidad de estos en el proceso de depilado tradicional o químico.

- **Alternativa 2:** Con esta alternativa se pretende estudiar los beneficios de producir compost, por lo que se elimina para ambos procesos de depilado (tradicional o químico y alternativo o enzimático) su producción y por tanto, su capacidad de reemplazar el uso de fertilizantes.

- **Alternativa 3:** Se considera que el proceso de compostaje no se lleva a cabo en un reactor, sino en un sistema de pilas volteadas, siendo este método mucho más sencillo, con el fin de ver la contribución del consumo energético en esta etapa. Los requisitos de energía para este sistema se basa en el trabajo de Colón et al. (2011).

6.8 – RESULTADOS Y DISCUSION

6.8.1 – Resultados individuales

Las siguientes Figuras que se muestran a continuación (Figura 6.8.1 y 6.8.2) presentan los impactos asociados al proceso de depilado tradicional y al proceso de depilado alternativo, respectivamente. Se muestran en cada proceso los impactos ambientales asociados a las emisiones directas e indirectas. Los impactos ambientales debidos a las emisiones directas son los asociados al proceso de depilación en si, mientras que los impactos ambientales asociados a las emisiones indirectas son, por ejemplo, los que provienen de la elaboración de un producto químico o de la producción de electricidad.

Con el fin de facilitar la comparación entre las diferentes categorías de impacto, todos los resultados han sido normalizados, por lo que todos los indicadores de impacto tienen las

mismas unidades. En este caso la normalización se lleva a cabo con la metodología ReCipe, de la cual puede encontrarse mayor información en Sleeswijk et al. (2007).

- Proceso de depilado tradicional o químico

En la Figura 6.8.1 puede apreciarse que los impactos ambientales directos, es decir, asociados directamente al proceso tradicional de depilado (representado gráficamente como “Proceso de depilado Tradicional o Químico”) tienen un valor significativo en las categorías de impacto de ecotoxicidad de agua dulce, ecotoxicidad marina, toxicidad humana y ecotoxicidad terrestre. Este resultado era de esperar teniendo en cuenta que el proceso de depilado tradicional o químico tiene una descarga (una salida del sistema) del agua residual con una alta carga orgánica y química, por lo que es obvio que este proceso tenga un gran impacto en las categorías de ecotoxicidad acuática. Por consiguiente, la toxicidad humana también se ve afectada y en última estancia la ecotoxicidad terrestre. Este resultado está en concordancia con los resultados presentados en el trabajo de Joseph y Nithya (2009) en el que demostraron que el principal impacto de la industria de curtido es debido al consumo energético y al uso de productos químicos en la etapa de Ribera, teniendo un gran impacto sobre el agua terrestre (dulce y marina) y sobre la salud humana. Es interesante destacar que en este caso, la contaminación del proceso de depilado tradicional se debe a la descarga de contaminantes en el agua residual y en cambio no tiene ninguna emisión atmosférica, lo que implica un correcto tratamiento de los gases emitidos. Aunque es necesario recordar que no se dispone de datos reales de emisión, y éstos han sido tomados de la literatura. Se tiene constancia que en la Unión de curtidores de Igualada disponen de un sistema de tratamiento igual que el planteado en este caso de estudio.

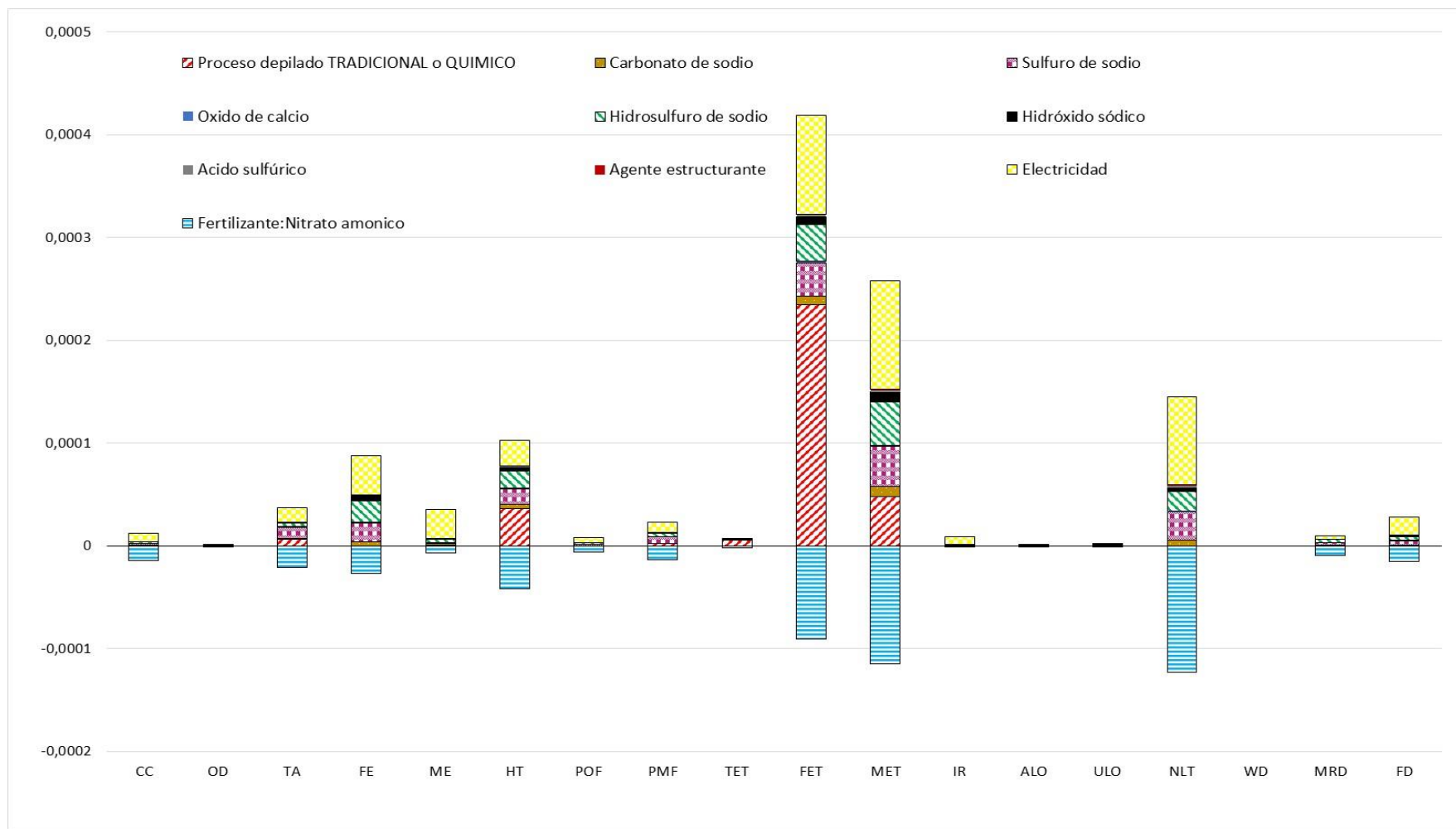


Figura 6.8.1: Resultados del ACV para el proceso de depilado tradicional o químico. Unidades normalizadas según la metodología ReCipe2008. Impactos directos: “Proceso de depilado TRADICIONAL o QUÍMICO. Impactos indirectos: resto de leyenda

Con respecto a los impactos indirectos, es decir, aquellos en los que las emisiones no provienen directamente del proceso de depilado tradicional, sino que son consecuencia de la producción de algún consumo material o recurso necesario durante proceso, el mayor contribuyente son las emisiones relacionadas con el uso de electricidad y por tanto con su producción, además de la obtención de productos químicos, concretamente con la producción de sulfuro de hidrógeno (H_2S) y de hidrosulfuro de sodio ($NaSH$). Estos impactos indirectos repercuten sustancialmente en las categorías de ecotoxicidad marina y ecotoxicidad en agua dulce y en la transformación de tierras.

Brizmohun et al. (2015) mostraron en su trabajo cómo la generación de electricidad tiene un impacto directo en la ecotoxicidad del agua, en la salud humana y en la transformación de tierras, con lo que se verifica el resultado presentado en la Figura 6.8.1. Es difícil disminuir el consumo eléctrico de un proceso tan definido y estudiado como es el proceso de depilado tradicional o químico, así que en este sentido resulta prácticamente imposible eliminar el impacto que esto produce. Este resultado lleva a replantearse el sistema de producción de electricidad y el gran impacto ambiental que genera, pero obviamente esto queda fuera del alcance de este proyecto, aunque sí se considera un punto de reflexión por parte de la autora.

Por otro lado, la producción de las diferentes sustancias químicas, especialmente las mencionadas, también tienen un impacto directo en la ecotoxicidad acuática debido a los residuos que generan, especialmente en las emisiones al agua durante su producción.

Uno de los beneficios a nivel ambiental de la gestión del residuo de pelo mediante el proceso de compostaje es que muchas de las categorías tienen impactos negativos debido al posible reemplazo de fertilizantes gracias a la producción de compost y su uso como enmienda agrícola. Es decir, utilizar compost como enmienda orgánica evita el uso de

fertilizantes y por ende se omiten los impactos indirectos derivados de su producción. Los valores negativos implican beneficios ambientales en vez de cargas, puesto que se evitan. Este resultado muestra la importancia que conlleva estabilizar los residuos orgánicos mediante compostaje. Esta técnica es popularmente conocida y en función de la tecnología utilizada es de bajo coste y de baja dificultad operacional, por lo que es fácilmente aplicable en cualquier industria generadora residuos orgánicos.

Otro resultado destacable, aunque también esperable, es que el agente estructurante (en este caso residuo de madera) no tiene ningún impacto ambiental en el ACV. Esto es debido a que aun siendo una entrada, es un residuo de otro proceso, por lo que la carga medioambiental que pueda tener se atribuye al proceso de obtención.

En líneas generales, los resultados obtenidos en este apartado están en concordancia con trabajos como por ejemplo el de Nazer et al. (2006) o Androli et al. (2015) donde demuestran el alto impacto ambiental debido a la subetapa de depilado tradicional presente en la etapa Ribera de la industria del cuero y la urgente necesidad de encontrar una alternativa más sostenible ambientalmente.

- Proceso de depilado alternativo o enzimático

En el caso del depilado alternativo o enzimático presentado en la Figura 6.8.2 se observa cómo el proceso de depilado en si no tiene ninguna emisión significativa (representado gráficamente como “Proceso de depilado Alternativo o Enzimático”). Únicamente presenta una pequeña contribución en la acidificación terrestre debido a la emisión de amoníaco durante la FES. Esto demuestra que la FES es una tecnología limpia donde la emisión tanto en suelo, agua y aire es mínima.



Figura 6.8.2: Resultados del ACV para el proceso de depilado alternativo o enzimático. Unidades normalizadas según la metodología ReCipe2008. .Impactos directos: “Proceso de depilado ALTERNATIVO o ENZIMÁTICO. Impactos indirectos: resto de leyenda

En cambio, los resultados muestran que los principales contribuyentes al resultado del ACV en términos de impacto ambiental son debidos, en este caso, al impacto indirecto debido al consumo de electricidad. Como ya se ha comentado en el análisis del resultado de ACV del proceso de depilado tradicional o químico esto repercute especialmente en las categorías de ecotoxicidad de agua dulce y marina.

Obviamente en este caso no se observan emisiones indirectas debido al uso de productos químicos, ya que precisamente la utilización del extracto de proteasas evita su uso. En una estancia superior, debiera restarse la producción de los diferentes productos químicos y ponerlos como cargas negativas, es decir, como beneficios, pero esto queda fuera del alcance de este proyecto, aunque muy probablemente los resultados mostrarían mayor sostenibilidad ambiental.

De igual modo que en el caso anterior, el sólido fermentado obtenido puede semejarse al compost, por lo que puede utilizarse como enmienda orgánica y evitar así el uso de fertilizantes con alto contenido de nitrógeno, como podría ser el nitrato amónico (Sánchez et al., 2016). Esto conlleva a que, la mayoría de los impactos queden negativos, es decir, sin impacto ambiental ya que siendo valores bajos, al restar los beneficios se anulan o incluso quedan en valor negativo. Teniendo en cuenta este beneficio, únicamente tres categorías de impacto tienen un impacto positivo, es decir, una carga ambiental, siendo por orden jerárquico la ecotoxicidad de agua dulce, la ecotoxicidad de agua marina y eutrofización de agua dulce y como ya se ha comentado, esto se atribuye básicamente al uso de electricidad y el impacto indirecto que supone.

6.8.2 – Resultados generales

A continuación se realizan las comparaciones de los diferentes escenarios planteados en este caso de estudio.

- Comparación de las técnicas de tratamiento del residuo de pelo presentes en el proceso tradicional o químico

En la Figura 6.8.3 se muestran los resultados del impacto ambiental de las tres alternativas posibles en el tratamiento de la gestión del residuo de pelo. Los resultados muestran que el proceso de compostaje es el más sostenible, seguido por la disposición directa a vertedero y finalmente la incineración, como el tratamiento más perjudicial en términos medioambientales.

En esta Figura se observa como el compostaje tiene los impactos ambientales más bajos en prácticamente todas las categorías. Por el contrario, la incineración es la más contaminante para el medio ambiente; especialmente tiene un alto valor en las categorías de impacto de ecotoxicidad marina y de agua dulce. Esto probablemente es debido a la generación de diferentes gases de salida de ácidos como el CO₂, NO_x y SO_x (Assamoi y Lawrysshyn, 2012) los cuales hacen que disminuya el pH de los sistemas acuáticos y por tanto, contribuyen a su acidificación.

Se considera importante señalar que esta comparación no es del todo justa, ya que no se ha tenido en cuenta que con la incineración es posible obtener electricidad. Como se ha podido verificar anteriormente, el uso de electricidad genera un gran impacto ambiental debido a su producción. Si se tuviera en cuenta la cantidad de producción de electricidad posible con la incineración del residuo de pelo y se pudiera restar al proceso de depilado, posiblemente no resultaría la estrategia más perjudicial en términos medioambientales.

Por tanto, en este caso podría resultar más beneficioso incinerar. Esta consideración queda fuera del alcance de este proyecto, pero podría resultar interesante en futuras investigaciones.

De igual modo, aunque los resultados obtenidos presentan la disposición a vertedero como una estrategia con menor grado de contaminación ambiental, pero cumpliendo con la normativa vigente en la UE debe ser totalmente descartable para el tipo de residuo tratado.

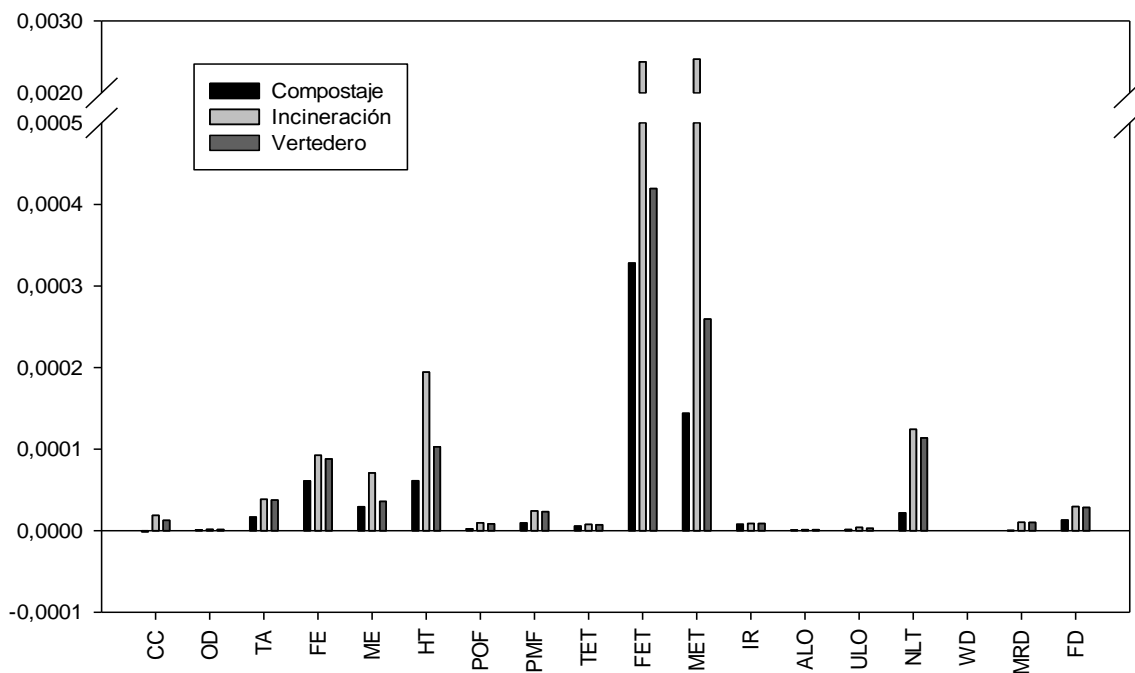


Figura 6.8.3: Comparación de los resultados del ACV para el proceso de depilado tradicional o químico incluyendo las tres alternativas de gestión del residuo de pelo (compostaje, incineración y vertedero). Unidades normalizadas según la metodología ReCipe2008.

- Comparación del depilado tradicional o químico versus el depilado alternativo o enzimático

La Figura 6.8.4 presenta los resultados de la comparación mediante ACV del depilado tradicional o químico frente a los resultados medioambientales del depilado alternativo o enzimático. Esta Figura muestra las emisiones totales, es decir, la suma de los impactos ambientales directos e indirectos por cada una de las categorías en ambos escenarios.

Como era de esperar, los resultados muestran claramente cómo el proceso tradicional o químico tiene unos impactos ambientales significativamente más altos que el proceso de depilado alternativo o enzimático.

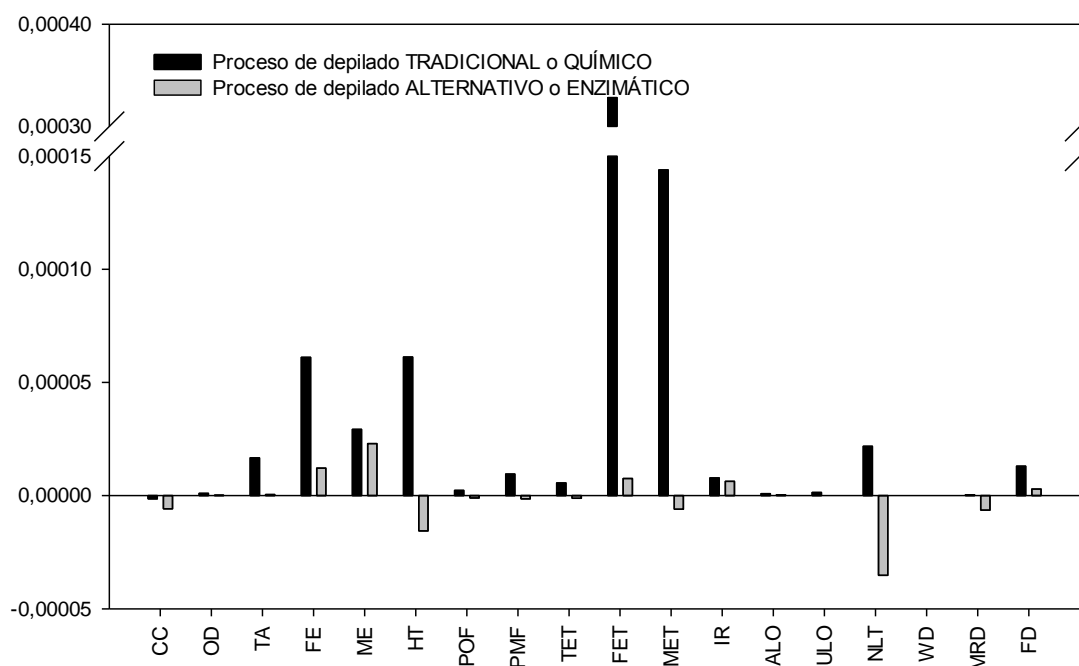


Figura 6.8.4: Comparación de los resultados del ACV para el proceso de depilado tradicional o químico incluyendo el tratamiento del residuo de pelo de compostaje frente al proceso de depilado alternativo o enzimático. Unidades normalizadas según la metodología ReCipe2008.

Con el fin de analizar más detalladamente los resultados, la Tabla 6.8.1 muestra los valores numéricos de los indicadores de cada categoría de impacto ambiental en ambos procesos. Se presentan los resultados normalizados (los que se muestran en esta Figura) y los resultados caracterizados, es decir, cada categoría de impacto con su unidad respectiva además de la diferencia entre ambos escenarios.

Los resultados presentados en dicha Tabla muestran claramente una reducción más que significativa en todas las categorías de impacto para el proceso de depilado alternativo o enzimático, demostrando el beneficio de adoptar esta alternativa tecnológica en la etapa de Ribera del proceso de tratamiento del cuero. El rango de reducción oscila entre el 20 % (en el caso de la radiación ionizante) hasta 1942 % (para el agotamiento de recursos minerales).

En base a los resultados presentados se comenta a continuación las repercusiones de las categorías de impacto con mayores diferencias o los resultados más significativos:

- **Cambio climático:** Esta categoría llama mucho la atención, puesto que en ambos casos tiene un valor negativo, es decir, sin carga medioambiental. Esto es debido a la producción de compost y la posibilidad de reemplazar los fertilizantes amónicos, lo que lleva a afirmar que la producción de dichos fertilizantes tiene una emisión directa superior en la categoría de cambio climático al que tienen los escenarios de este caso de estudio. Este resultado es positivo y refleja la importancia de encontrar alternativas más sostenibles en el abono de tierras agrícolas.

Tabla 6.8.1: Resultados obtenidos del ACV para ambos procesos en unidades normalizadas y caracterizadas.

Categorías de impacto	Valores Normalizados			Valores Caracterizados		
	Valor A ¹	Valor B ¹	Valor C ¹	Valor A ²	Valor A ³	Unidad
CC	-1,42E-06	-5,8E-06	309,97 %	-0.0159	6,51E-02	Kg CO ₂ eq
OD	9,79E-07	1,76E-07	81,98 %	2,16E-08	3,89E-09	Kg CFC ⁻¹¹ eq
TA	1,67E-05	4,76E-07	97,15 %	5,74E-04	1,64E-05	Kg SO ₂ eq
FE	6,11E-05	1,21E-05	80,11 %	2,54E-05	5,04E-06	Kg P eq
ME	2,93E-05	2,30E-05	21,59 %	2,97E-04	2,33E-04	Kg N eq
HT	6,12E-05	-1,56E-05	125,52 %	3,85E-02	-9,83E-03	Kg 1,4DB eq
POF	2,29E-06	-1,03E-06	145,18 %	1,30E-04	-5,87E-05	Kg NMVOC
PMF	9,52E-06	-1,43E-06	115,06 %	1,42E-04	-2,14E-05	Kg PM ¹⁰ eq
TET	5,59E-06	-1,14E-06	120,43 %	4,62E-05	-9,44E-06	Kg 1,4DB eq
FET	3,28E-04	7,56E-06	97,70 %	3,61E-03	8,31E-05	Kg 1,4DB eq
MET	1,44E-04	-6,05E-06	104,21 %	1,25E-03	-5,26E-05	Kg 1,4DB eq
IR	7,83E-06	6,29E-06	19,76 %	4,90E-02	3,93E-02	KBq U235 eq
ALO	8,91E-07	3,69E-07	58,59 %	4,03E-03	1,67E-03	m ² *año
ULO	1,40E-06	1,48E-09	99,89 %	5,69E-04	6,00E-07	m ² *año
NLT	2,18E-05	-3,52E-05	261,53 %	3,52E-06	-5,69E-06	m ²
WD	-	-	-	9,45E-03	3,44E-04	m ³
MRD	3,48E-07	-6,41E-06	1941,85 %	2,49E-04	-4,58E-03	Kg Fe eq
FD	1,30E-05	2,93E-06	77,48 %	2,02E-02	4,56E-03	Kg oil eq

Valor A¹: resultados normalizados para el proceso de depilado TRADICIONAL o QUÍMICO.

Valor B¹: resultados normalizados para el proceso de depilado ALTERNATIVO o ENZIMATICO.

Valor C¹: Diferencia entre procesos expresado en porcentaje. $C = (A-B) / A$

Valor A²: resultados caracterizados para el proceso de depilado TRADICIONAL o QUÍMICO.

Valor B²: resultados caracterizados para el proceso de depilado ALTERNATIVO o ENZIMATICO.

- **Acidificación terrestre:** En este caso, según los resultados presentados en la Tabla 6.8.1 se puede apreciar la gran diferencia en ambos escenarios. El proceso de depilado alternativo o enzimático tiene un valor insignificante, mientras que para el caso del proceso de depilado tradicional o químico es un 97 % mayor. Tal y como se ha analizado en el apartado 6.8.1 donde se valora cada escenario en particular, esta diferencia se debe básicamente al impacto indirecto del consumo de productos químicos, especialmente el de sulfuro de hidrogeno (Na_2S) y de hidrosulfuro de sodio (NaSH). La diferencia radica por un lado en el impacto directo de la descarga en las aguas residuales de estos productos durante la etapa de Ribera, y por otro, en el impacto indirecto asociado a su producción. Por tanto, es de esperar que en el caso del proceso de depilado alternativo o enzimático no tenga prácticamente valor.

- **Toxicidad humana:** La diferencia en este caso es de una disminución del 126 %. En el caso del proceso de depilado alternativo o enzimático tiene un impacto negativo, es decir, sin carga, lo que implica un beneficio ambiental. Esto es debido, tal y como se ha explicado anteriormente, a que en el proceso tradicional o químico se utilizan diferentes productos químicos los cuales tienen un impacto directo en el proceso de depilado e indirecto, contribuyendo a una alta emisión ambiental en esta categoría.

- **Ecotoxicidad acuática:** Las dos categorías correspondientes a la ecotoxicidad acuática, ecotoxicidad en agua dulce y ecotoxicidad marina tienen valores positivos para ambos procesos de depilado, sin embargo nuevamente el impacto correspondiente al proceso de depilado alternativo o enzimático sigue siendo muy inferior (98 % en el caso de la ecotoxicidad en agua marina y 104 % para el agua dulce). Esto se atribuye nuevamente a las altas cantidades de sustancias químicas descargadas en el efluente del proceso de depilado tradicional o químico y a las emisiones indirectas de la producción de estos.

Además, como ya se ha comentado, tienen un importante aporte en las emisiones indirectas asociadas a la producción de electricidad. En cambio, el valor obtenido para el proceso alternativo o enzimático corresponde únicamente al impacto indirecto asociado a la producción de electricidad necesaria para llevar a cabo el proceso.

En este caso, la posibilidad de aplicación del compost producido como enmienda agrícola es responsable de evitar los impactos de ecotoxicidad marina (lo que explica el impacto negativo en esta categoría). Esto indica que en este caso de estudio, los impactos indirectos asociados al consumo eléctrico son menores que los que produce la obtención de fertilizantes

- **Transformación de las tierras:** Esta es la tierra natural transformada por las actividades humanas (Pre' Consultants, 2015). Como referencia, en el caso del proceso de depilado tradicional o químico, la transformación de la tierra se asocia a la producción de energía y a la producción del sodio necesario para obtener los diferentes compuestos químicos. Así esta categoría se ve sumamente comprometida por los impactos indirectos.

Estos resultados concuerdan con el trabajo presentado por Nielsen (2013) donde muestra un ACV para comparar el impacto ambiental del proceso de remojo y encalado tradicional, frente al remojo y encalado enzimático.

En resumen, gracias a la interpretación de los resultados individuales para cada proceso de depilado y a la valoración de los resultados comparativos, se puede afirmar que el caso del proceso de depilado tradicional o químico está afectado no únicamente por el impacto directo que supone el uso de productos químicos, sino también por los impactos indirectos asociados a la producción de estos. Por tanto, el proceso de depilado alternativo o enzimático es una estrategia viable industrialmente y eficaz para solventar esta

problemática, disminuyendo considerablemente el impacto ambiental en la etapa de Ribera del proceso de curtidumbre.

6.8.3 – Análisis de sensibilidad

La Figura 6.8.5 muestra los resultados de la Alternativa 1 y la Alternativa 2 junto con el escenario base del proceso de depilado tradicional o químico.

La Alternativa 1 evalúa el efecto del uso de los productos químicos utilizados en el paso de depilación convencional. Específicamente, bajo el escenario base de depilado tradicional o químico, se duplica la cantidad de productos químicos. La Alternativa 2 identifica la contribución al impacto global del proceso, el reemplazo del uso de fertilizantes gracias al uso del compost obtenido, como enmienda orgánica.

Lo primero que puede observarse con el resultado obtenido es que en la Alternativa 1 hay un aumento en los impactos ambientales finales en todas las categorías. Esto era de esperar, ya que como se ha expuesto en apartados anteriores, los mayores impactos asociados a este proceso de depilado tradicional o químico son debidos al uso de productos químicos, tanto en impacto directo del proceso como en impacto indirecto. Lo que no era tan esperable es un aumento de más del doble, en comparación con el escenario base, en el caso de la categoría de toxicidad humana. Al observar también las otras categorías de impacto, se puede apreciar que se produce un aumento de emisión, pero que no es necesariamente el doble, sino que hay categorías como puede ser la ecotoxicidad de las aguas, en las que prácticamente tiene el mismo valor. Esto puede ser debido a que en dichas categorías la influencia del uso de productos químicos no es tan significativo, debido posiblemente, a la contribución de su producción.

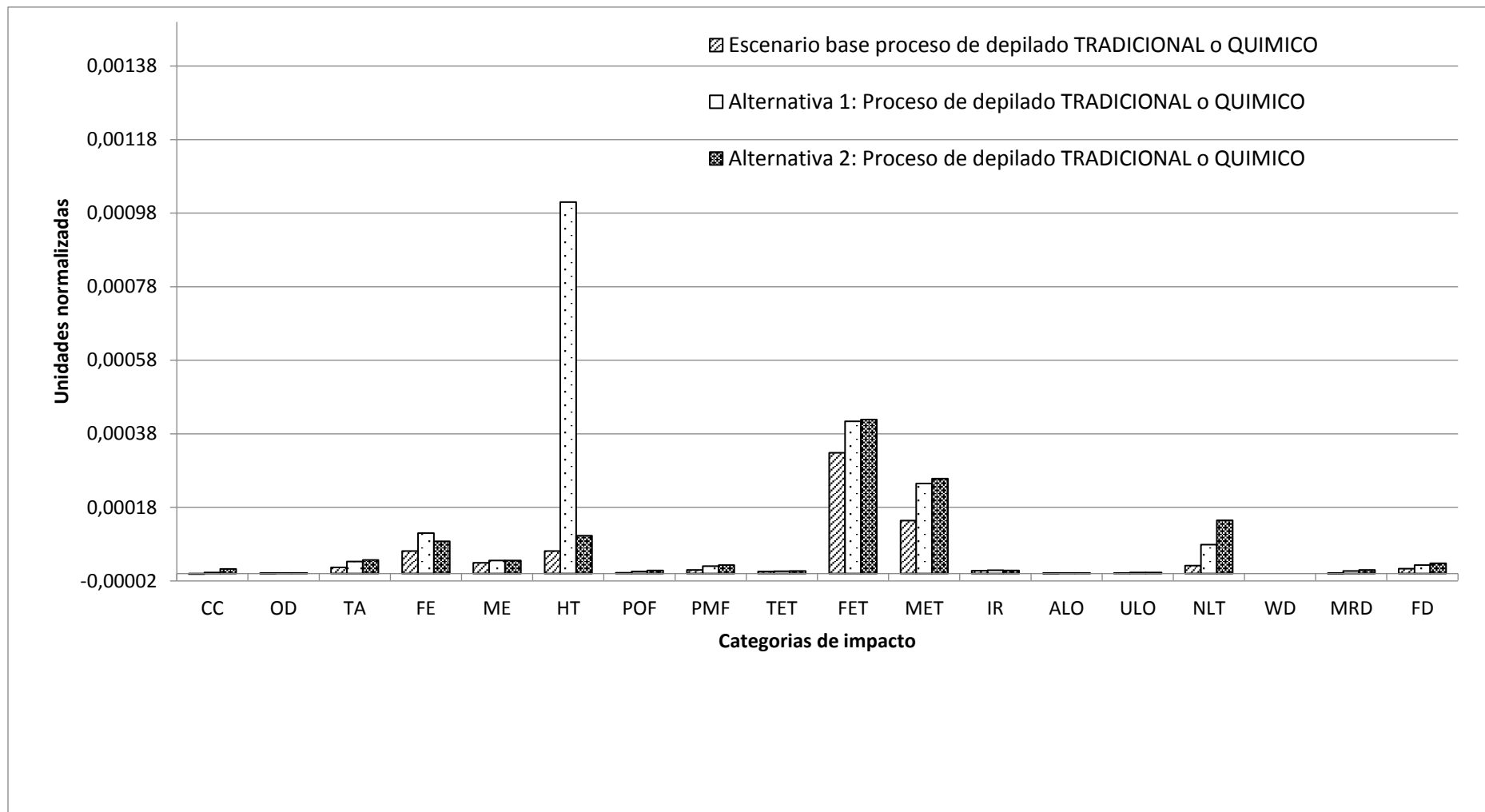


Figura 6.8.5: Análisis de sensibilidad: Comparación de los resultados del ACV para el escenario base del proceso de depilado tradicional o químico junto la Alternativa 1 y Alternativa 2. Unidades normalizadas según la metodología ReCipe2008.

En el caso de la Alternativa 2, la Figura muestra la importancia de la aplicación del compost obtenido como enmienda orgánica, reemplazando el uso y producción de fertilizantes. Anteriormente se ha señalado que el uso de este compost producía un beneficio ambiental, contribuyendo con valores negativos en las diferentes categorías de impacto. En particular, los impactos de la ecotoxicidad en agua dulce y marina son ligeramente mayores y tienen los valores más altos de los tres escenarios evaluados. Por tanto este resultado demuestra la importancia de la producción de compost, incluso en el proceso de depilado tradicional o químico, aportando beneficios considerables para el medio ambiente.

Finalmente, la Figura 6.8.6 muestra los resultados para la Alternativa 2 frente al escenario base, en este caso el proceso de depilado alternativo o enzimático. En estos resultados puede observarse como los impactos de algunas categorías de impacto aumentan mucho cuando el compost pierde su capacidad de fertilización también para este sistema. Aunque también puede apreciarse como ciertas categorías en realidad no están influenciadas por la aplicación de compost. Por ejemplo, las categorías como el agotamiento del ozono, la radiación ionizante, la agricultura y ocupación de la tierra urbana no se ven afectadas en absoluto. Debe señalarse que la mayor reducción se observa en la ecotoxicidad de las aguas (marina y dulce). Estos resultados pueden indicar que la producción de fertilizantes tiene un mayor impacto en estas categorías y por tanto al evitarse su obtención, gracias al uso del compost producido no se ven tan afectadas.

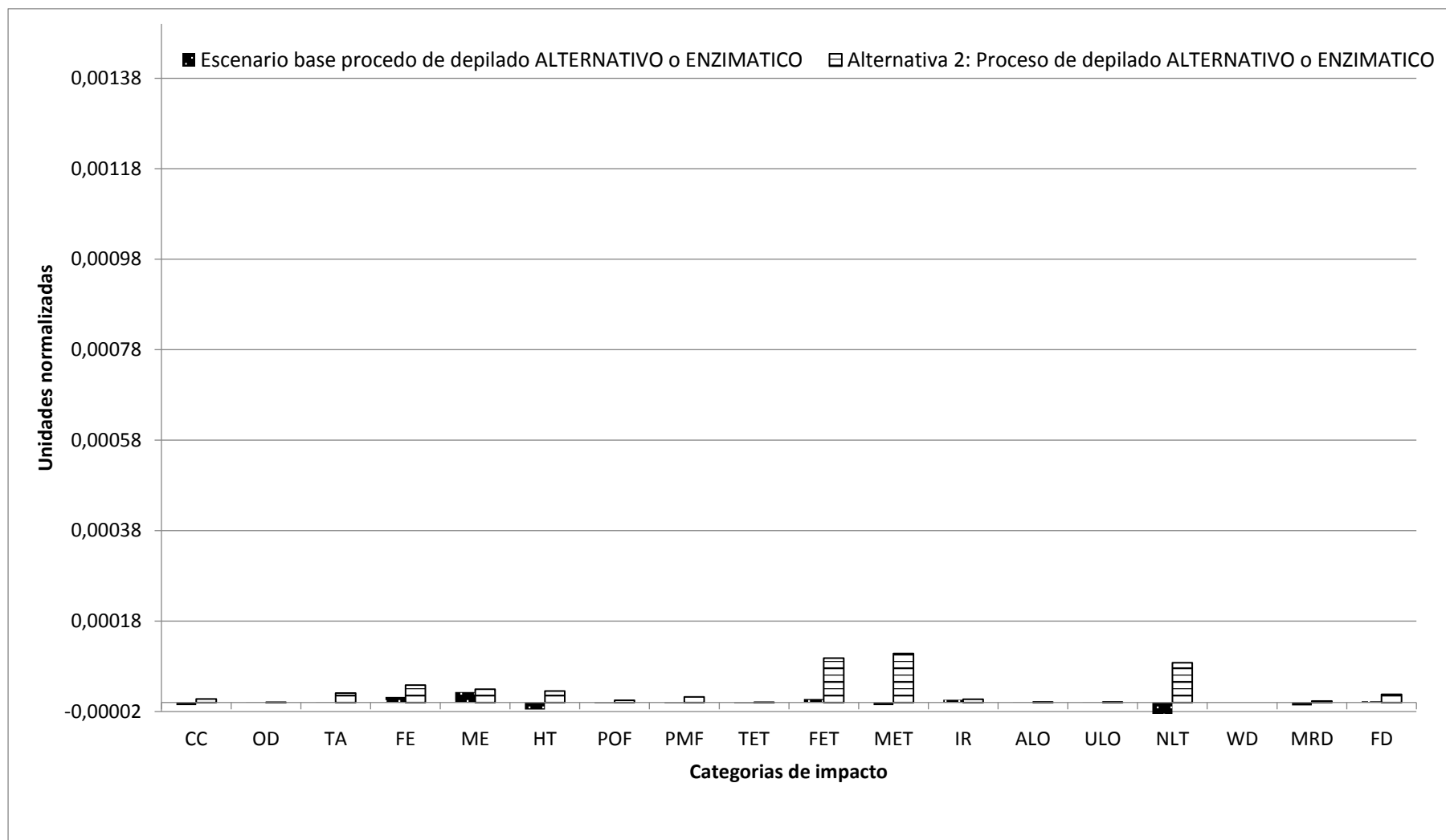


Figura 6.8.6: Análisis de sensibilidad: Comparación de los resultados del ACV para el escenario base del proceso de depilado alternativo o enzimático junto con la Alternativa 2. Unidades normalizadas según la metodología ReCipe2008.

Los resultados obtenidos de la Alternativa 3 frente al escenario base para el proceso de depilado tradicional o químico pueden observarse en la Figura 6.8.7. La Alternativa 3 evalúa la influencia de la tecnología utilizada durante el proceso de compostaje. Con este estudio de sensibilidad se pretende disminuir las categorías afectadas por el consumo eléctrico. Es difícil disminuir dicho consumo en un proceso como este pero cabe recordar que una de las suposiciones principales en este caso de estudio ha sido asumir que el proceso de compostaje era llevado a cabo en el mismo tipo de instalación que la FES, pero que en la Unión de Curtidores de Igualada, el proceso de compostaje se realiza mediante pilas volteadas. Como era de esperar, el resultado muestra una disminución en todas las categorías de impacto. Esto se debe a que la tecnología de pilas volteadas consume mucha menos electricidad, aunque en algunas categorías la disminución no es tan notoria ya que existe un aumento de consumo de diésel. Colón et al (2011) demostraron que el consumo total de energía para la hilera volteada es un 16 % menor respecto al reactor cerrado, y aunque el consumo de diésel es superior en el caso de la tecnología de pilas, el impacto ambiental asociado es menor. Como se ha podido evaluar en puntos anteriores, el consumo de electricidad afecta especialmente a las categorías de impacto de ecotoxicidad del agua y en la acidificación terrestre, por lo que es obvio que en este caso, dichas categorías se ven más afectadas.

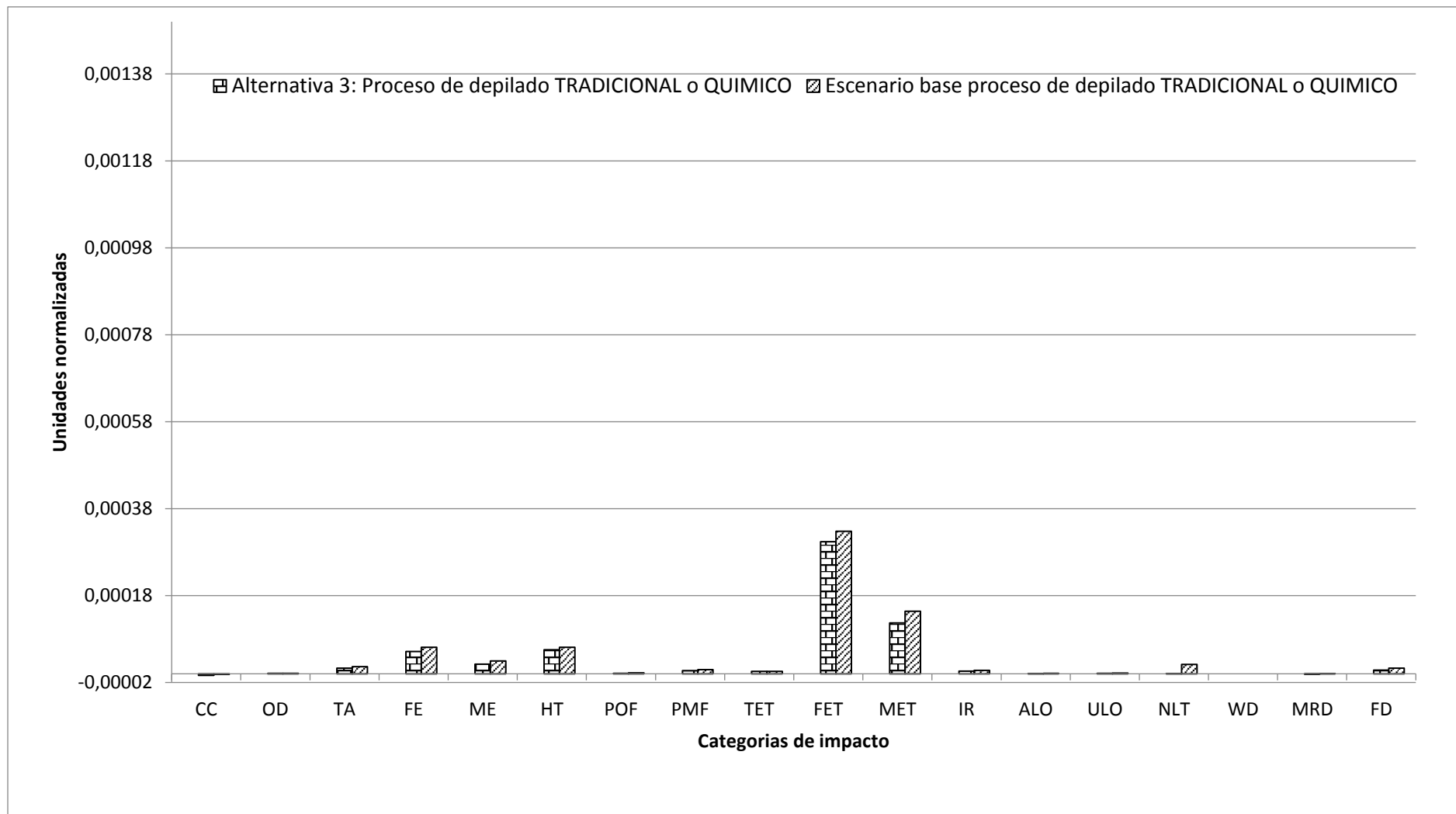


Figura 6.8.7: Análisis de sensibilidad: Comparación de los resultados del ACV para el escenario base del proceso de depilado tradicional o químico junto Alternativa 3. Unidades normalizadas según la metodología ReCipe2008.

6.9 – EVALUACIÓN ECONÓMICA PRELIMINAR

El objetivo de esta estimación preliminar es calcular de manera muy aproximada los ahorros económicos potenciales después de usar las proteasas obtenidas a través de la FES capaces de reemplazar los diferentes productos químicos del proceso de depilado tradicional o químico. El coste típico que supone tratar la piel en la etapa de Ribera se ha estimado teniendo en cuenta los diferentes valores, obtenidos de la Unión de Curtidores de Igualada:

- Consumo de productos químicos: 0.168 €/m² de piel
- Tratamiento de residuo de pelo: 0.043 €/m² de piel
- Tratamiento de las aguas residuales: 1.07 €/m² de piel

Aunque no existen datos reales para el proceso de depilado alternativo o enzimático, ya que esta técnica aún no se ha aplicado en campo, se considera que el coste es únicamente el tratamiento de las aguas residuales, teniendo en cuenta que no se requiere ninguna materia (el lodo y las astillas de madera utilizadas son residuos procedentes de otros procesos) y que además este tratamiento será en torno a un 80 % inferior debido a la disminución de contaminantes. No se ha tenido en cuenta la inversión del reactor para la FES.

Teniendo en cuenta estos datos, la evaluación económica preliminar demuestra que se pueden ahorrar globalmente casi 7 millones €/año al evitar el tratamiento de las aguas residuales gracias a prevenir el uso de sustancias químicas.

6.10 – CONCLUSIONES

En este caso de estudio se ha querido integrar el conocimiento del impacto ambiental que genera la industria del cuero, demostrándolo en primer lugar con la perspectiva amplia y fiable que ofrece la herramienta de ACV y posteriormente, comparándolo con la técnica de depilado alternativa y novedosa como es la de depilado enzimática, donde el reactivo principal es el producto obtenido después de la gestión del residuo sólido más importante en el proceso de curtido, el residuo de pelo.

Por tanto, se analiza mediante ACV una alternativa de valorización de un residuo producido en el proceso (residuo de pelo) para obtener un producto (proteasas) de alto interés en el mismo proceso, capaz de reemplazar los productos químicos utilizados para el depilado del pelo. Esta alternativa cumple con los principios de la economía circular y se plantea como una estrategia mucho más ecológica y sostenible, además de viable industrialmente.

Los resultados del estudio comparativo de ACV demuestran que el uso de las enzimas obtenidas a partir del residuo de pelo mediante la estrategia FES para la etapa de depilado del cuero, conlleva impactos ambientales sustancialmente menores en comparación con el proceso tradicional o químico. La mayor reducción se aprecia en las categorías de la acidificación terrestre, la toxicidad humana, la ecotoxicidad acuática (agua dulce y marina), y en la transformación de las tierras, debido básicamente a la contribución directa e indirecta del uso de productos químicos cuando se comparan ambos procesos.

A modo de resumen, los resultados muestran que las categorías con mayor impacto en el proceso de depilado tradicional o químico fueron la ecotoxicidad del agua (agua dulce, marina), la eutrofización del agua y la toxicidad humana, seguida de la transformación

natural de la tierra y la acidificación terrestre. El compostaje resultó tener la menor carga ambiental cuando se compara la gestión del residuo de pelo con a la disposición directa en vertedero o la incineración.

Por otro lado, el proceso de depilado alternativo o enzimático afecta principalmente a cinco categorías de impacto: eutrofización de agua dulce, eutrofización marina, ecotoxicidad de agua dulce, radiación ionizante y agotamiento de combustibles fósiles, mientras que existe una influencia mínima en las otras categorías.

Por tanto, el proceso de depilado alternativo o enzimático implica para todas las categorías de impacto, cargas ambientales más bajas, lo que lo convierte en una alternativa más respetuosa con el medio ambiente, que debiera ser probada a gran escala por las empresas de curtiembre. Los resultados demuestran el beneficio en términos medioambientales de la eficiencia ecológica de la tecnología FES como alternativa de gestión de los residuos de pelo obtenidos durante el proceso de depilado y el uso de las enzimas producidas, pudiendo sustituir con éxito los productos químicos utilizados en el proceso de depilado tradicional o químico, llevando a un desarrollo más sostenible de la etapa de Ribera. Esto repercute directamente a la reducción total de las cargas medioambientales en el proceso de la producción de cuero, aunque esta valoración no ha sido incluida en este proyecto.

6.11 REFERENCIAS

Abraham, J., Gea, T., Sánchez, A., 2014. Substitution of chemical dehairing by proteases from solid-state fermentation of hair waste. *Journal of Cleaner Production* 74, 191–198.

Abu Yazid, N., Barrena, R., Sánchez, A., 2016. Assessment of protease activity in hydrolysed extracts from SSF of hair waste by an indigenous consortium of microorganisms. *Waste Management* 49, 420–426

Androli, E., Petry, L., Gutterres, M., 2015. Environmentally friendly hide unhairing: enzymatic-oxidative unhairing as an alternative to use of lime and sodium sulphide. *Process Safety and Environmental Protection* 93, 9-17

Assamoi, B., y Lawrysshyn, Y., 2012. The environmental comparison of landfill vs. incineration of MSW accounting for waste diversion. *Waste Management* 32, 1019–1030.

Brizmohun, R., Ramjeawon, T., Azapagic, A., 2015. Life cycle assessment of electricity generation in Mauritius. *Journal Cleanear Production* 106, 565-575.

Chowdhury, M., Mostafa, M.G., Kumar, T., Mandal, A., Kumar, A., 2015. Characterization of the effluents from leather processing industries. *Environmental Processes* 2, 173–187.

Colón, J., Cadena, E., Pognani, M., Barrena, R., Sánchez, A., Font, X., 2011. Determination of the energy and environmental burdens associated with the biological treatment of source-separated municipal solid wastes. *Energy Environmental Science* 5, 5731–5741.

ISO 14044: 2006, Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines. Disponible: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14044:ed-1:v1:es>

Consultado en Junio 2019

Joseph, K., y Nithya, N., 2009. Material flows in the life cycle of leather. *Journal Cleaner Production* 17, 676-682.

Maulini-Duran, C., Abraham, J., Rodríguez-Pérez, S., Cerda, A., Jiménez-Peñalver, P., Gea, T., Barrena, R., Artola, A., Font, X., Sánchez, A., 2015. Gaseous emissions during the solid-state fermentation of different wastes for enzyme production at pilot scale. *Bioresource Technology* 179, 211–218.

Nazer, D., Al-Saed, R.M., Siebel, M.A., 2006. Reducing the environmental impact of the unhairing-liming process in the leather tanning. *Journal of Cleaner Production* 14, 65-74.

Nielsen, P.H., 2013. Environmental assessment of enzyme application in industrial production. *Journal of Cleaner Production* 42, 228– 240.

PRé Consultants, 2015. SimaPro database manual. Methods library. Amersfoort, the Netherlands: PRé-Sustainability.

Ramasami, T., Rao, J.R., Screeram, K.J., 1999. Beamhouse and tanning operations: Process chemistry revisited. *Journal of the Society of Leather Technologists and Chemists* 83, 39–45.

Sánchez, A., Gabarrell, X., Artola, A., Barrena, R., Colón, J., Font, X., Komilis, D., 2016. Composting of wastes. In *Resource recovery to approach zero municipal waste*, Ed: M.J. Taherzadeh and T. Richards, CRC Press, Taylor and Francis, Boca Raton, FL pp. 77-106.

Santis-Navarro, A., Gea, T., Barrena, R., Sánchez, A., 2011. Production of lipases by solid state fermentation using vegetable oilrefining wastes. *Bioresource Technology* 102, 10080–10084.

Saran, S., Mahajan, R., Kaushik, R., Isar, J., Saxena, R.K., 2013. Enzyme mediated beam house operations of leather industry: A needed step towards greener technology. *Journal of Cleaner Production* 54, 315–322.

Sleeswijk, A.W., van Oers, L.F., Guinée, J.B., Huijbregts, A.J., 2007. Normalization in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *The Science of the Total Environment* 390, 227–240.

Thanikaivelan, P., Rao, J.R., Nair, B.U., Ramasami, T., 2004. Progress and recent trends in biotechnological methods for leather processing. *Trends in Biotechnology* 22, 181–188.

CAPÍTULO 7

Comparación del impacto ambiental de la gestión de tratamiento de residuo de pelo: FES frente a compostaje.

Parte de este Capítulo está publicado en la revista *Waste Management & Research*, 35:7, 786-790, 2017. “Solid-state fermentation and composting as alternatives to treat hair waste: A life-cycle assessment comparative approach”.

Eva Catalán, Dimitrios Komilis, Antoni Sánchez

7.1 - ANTECEDENTES

Es habitual encontrar en la bibliografía estudios donde se comparan ambientalmente las diferentes alternativas de gestión de residuos. Como ya hemos visto, la industria de curtido tiene asociada grandes cantidades de residuos sólidos orgánicos que deben ser tratados. El compostaje y la FES son dos estrategias comúnmente utilizadas para gestionar este tipo de residuo, por lo que se considera interesante compararlas en términos medioambientales.

Gracias al desarrollo del ACV del capítulo anterior, y a la recolección de todos los datos necesarios para llevarlo a cabo, se puede plantear una nueva valoración ambiental

Tal y como se ha comentado anteriormente, los residuos orgánicos procedentes de la industria del cuero (el residuo de pelo) en el caso de la Unión de Curtidores de Igualada, España, se gestiona a través de compostaje. La Unión de curtidores de cuero en Igualada trata 100 toneladas/día de piel lo que supone alrededor de 14 toneladas/día de residuo de pelo (Abraham et al., 2014). Estudios anteriores han demostrado que el compost a partir de residuo de pelo es apto para fines agrícolas porque contiene las cantidades necesarias de materia orgánica y nitrógeno, además de alto nivel de estabilidad y madurez (Barrena et al., 2007a, 2007b). Actualmente el compost producido se regala a los agricultores de la zona.

El grupo de investigación GICOM plantea una alternativa de gestión mediante la tecnología FES, puesto que la cantidad de residuo de pelo es significativamente importante. Por ello, se considera oportuno realizar una valoración ambiental de estas dos posibles estrategias de gestión del residuo de pelo.

Además, gracias a este estudio secundario se espera contribuir al conocimiento y disponibilidad de más estudios en términos medioambientales, referentes a la tecnología FES para futuros investigadores.

7.2 – OBJETIVO Y ALCANCE

El objetivo principal de este estudio es comparar mediante ACV los dos escenarios posibles para gestionar el residuo de pelo procedente de la industria del cuero teniendo en cuenta que:

- 1) El proceso de compostaje se realiza mediante dos tecnologías vigentes: pilas volteadas y reactor cerrado idéntico al utilizado en la FES.
- 2) El proceso de FES se realiza en reactor cerrado.
- 3) Se tiene en cuenta el uso final del producto obtenido en cada caso.

En este caso de estudio, se reduce el foco de análisis y se cuantifican directamente las cargas ambientales asociadas a las dos posibles estrategias de gestión del residuo de pelo.

7.3 – LÍMITES DEL SISTEMA Y DESCRIPCIÓN

Este caso de estudio secundario se centra en el tratamiento de los residuos de pelo mediante dos tecnologías (compostaje y FES). Tanto en el compostaje como en FES se trata el residuo de pelo obtenido después del proceso de depilado (en este caso se tiene en cuenta que el depilado se ha realizado mediante el proceso tradicional o químico), con lo que este pelo residual tiene asociadas unas cargas ambientales.

7.3.1 – Tratamiento de pelo mediante compostaje en pilas volteadas

En la Figura 7.3.1 se muestran los límites del sistema de la gestión de pelo mediante compostaje con la tecnología de pilas volteadas.

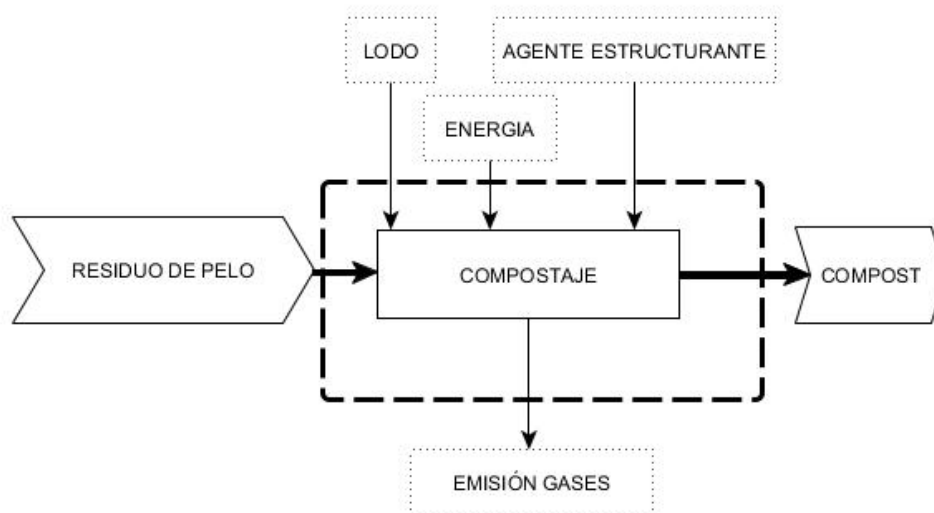


Figura 7.3.1: Diagrama de flujo del proceso de compostaje para el tratamiento del residuo de pelo. Los límites del sistema se representan con la línea negra discontinua.

Los datos necesarios para llevar a cabo el ACV en este caso son extraídos directamente del proceso industrial llevado a cabo en la Unión de Curtidores de Igualada, Cataluña, España.

Como puede observarse en la Figura 7.3.1, el proceso estudiado comienza después de la obtención del pelo, es decir, después de la etapa de Ribera de la industria de curtido.

Por tanto, dentro de los límites del sistema está únicamente el proceso de compostaje. Tal y como se ha comentado anteriormente, en la Unión de curtidores de Igualada, este proceso se lleva a cabo mediante pilas volteadas, pero en este caso de estudio también se plantea otra tecnología del proceso de compostaje, mediante reactor cerrado.

- **Compostaje:** Los residuos de pelo obtenidos después del proceso de depilado se mezclan con lodo procedente de una planta depuradora (fuente de microorganismos) en ratio 2:1 (m/m) (Barrena et al., 2007b) y con agente estructurante (astillas de madera) en una ratio de 1:1 (v/v) (Ruggieri et al., 2009). Se plantean dos posibles técnicas para llevar a cabo este proceso: en pilas volteadas y en reactor cerrado. En el caso de estudio mediante reactor cerrado se considera que es el mismo reactor y en las mismas condiciones que para el caso de FES. Las variables de entrada referentes a la energía necesaria para realizar el proceso de compostaje, para ambas tecnologías, se obtienen del trabajo presentado por Colón et al. (2011).

7.3.2 – Tratamiento de pelo mediante FES

El sistema estudiado en el caso del tratamiento del residuo de pelo mediante FES se puede observar en la Figura 7.3.2.

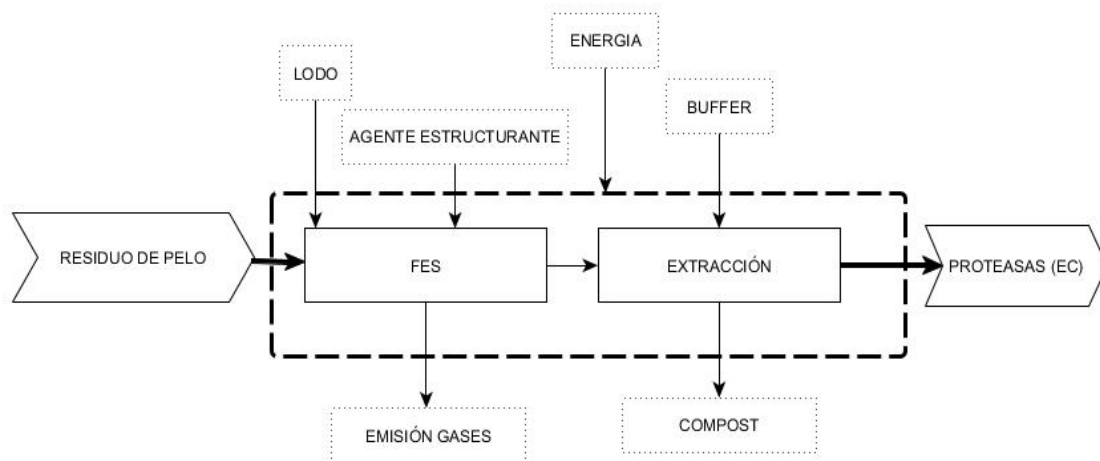


Figura 7.3.2: Diagrama de flujo del proceso de FES para el tratamiento del residuo de pelo. Los límites del sistema se representan con la línea negra discontinua.

En la Figura puede verse que dentro del límite del sistema se incluye el proceso de FES y la extracción necesaria para separar las proteasas. La descripción completa de este

sistema, incluidas las condiciones operativas, el acondicionamiento del material, el producto final, etc, pueden consultarse en los trabajos presentados por Abraham et al. (2014) y Abu Yazid et al. (2016).

- **FES:** La FES se lleva a cabo en reactores de lecho compacto a escala piloto (10–50 L) durante un tiempo de 14 días. El residuo de pelo se mezcla con lodo y agente estructurante, en la misma proporción que en el caso del tratamiento mediante compostaje, es decir, con una ratio 2:1(m/m) y 1:1 (v/v) respectivamente. La extracción de enzimas se realiza dentro del mismo reactor. Las proteasas son solubles en medio acuoso por lo que se añade solución tamponada HCl-Tris 50 mM (pH 8.10) a una relación 1:1 (v/v) durante 1 h según el método presentado por Abu Yazid et al. (2016). Posteriormente, se puede separar el extracto enzimático mediante filtración. El material sólido fermentado restante está lo suficientemente estable para ser un producto similar a un compost con un índice de respiración dinámico microbiano inferior a $1 \text{ g O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ OM h}^{-1}$ (Abu Yazid et al., 2016). Este es un índice de respiración típico de sustratos estables que pueden conseguirse con el compostaje tradicional.

7.4 – UNIDAD FUNCIONAL

En este caso de estudio, la UF es de 100 kg de piel, lo que equivale aproximadamente a 14 kg de residuo de pelo. La autora entiende que en este caso podría parecer más recomendable tomar como UF una cantidad de residuo de pelo (por ejemplo 10 kg), pero se considera que esto hubiera conllevado mayor incertidumbre en los datos, puesto que es difícil saber con exactitud a cuánta piel equivale una cantidad de pelo determinada. Esta relación depende de muchos factores como por ejemplo del tipo y eficiencia del

depilado o del tipo de pelo (en función de la procedencia). Se considera que esta incertidumbre conllevaría un mayor error en el cálculo del inventariado de todos los datos.

7.5 – INVENTARIADO Y SUPOSICIONES

A continuación se describen las principales suposiciones para los diferentes procesos planteados en este caso de estudio.

7.5.1 – Suposiciones generales

La primera suposición para realizar el estudio de ACV en ambos escenarios es no tener en cuenta el transporte de ningún material (materia prima o producto), puesto que los dos procesos pueden realizarse en la propia industria.

En segundo lugar, se considera que el residuo de pelo procedente de la etapa de depilado por el proceso tradicional o químico pasa previamente por un tamiz tipo trommel de 80 mm, seguido de otro tamiz del mismo tipo con un diámetro de separación de 10 mm (Colón et al. 2011). Esta etapa se realiza con el fin de eliminar los trozos de piel u otros materiales de mayor tamaño que puedan estar presentes en el residuo.

Otra suposición importante es que aunque se intuye que las principales emisiones, tanto en el proceso de compostaje como en el proceso de FES, serán de amoníaco (NH_3) debido al alto contenido de nitrógeno del pelo, no se disponen de datos directos durante el proceso, así que se tienen en cuenta los disponibles en la literatura de trabajos anteriores de (Colón et al., 2011; Maulini-Duran et al., 2015).

Por último, en este caso de estudio las astillas de madera tienen una carga medioambiental puesto que se considera una entrada principal del sistema.

7.5.2 - Entradas y salidas generales

En la Tabla 7.5.1 se muestran las principales entradas y salidas necesarias para realizar el ACV. Todos los datos están calculados en función de la UF. Los datos necesarios para realizar el inventariado se han recopilado de trabajos experimentales dentro del grupo de investigación GICOM. Puesto que en el capítulo anterior ya se han descrito las principales suposiciones en cada caso particular, se considera que no es necesario repetir esta información en este punto.

Tabla 7.5.1: Inventario de las principales entradas y salidas (materias primas y productos obtenidos) comunes en ambos procesos (proceso compostaje y proceso FES). Agente estructurante: astillas de madera; COV: compuesto orgánico volátil; CH₄: metano; N₂O: óxido nitroso; NH₃: amoníaco; H₂SO₄: ácido sulfúrico.

Inventariado común			
		Valor	Fuente
Entradas	Lodo (kg/UF)	26	Cálculo basado en el trabajo de Abraham et al., 2014
	Agente estructurante (kg/UF)	9.7	Cálculo basado en el trabajo de Abraham et al., 2014
Salidas	COV (kg/UF)	0.003992	Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015
	CH ₄ (kg/UF)	0.000072	Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015
	N ₂ O (kg/UF)	0.000042	Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015
	NH ₃ (kg/UF)	0.0638761	Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015
	Compost	48.7	Cálculo teórico

7.5.3 – Principales suposiciones, entradas y salidas para el proceso de compostaje de tratamiento del pelo residual

En la Tabla 7.5.2 se muestra la principal entrada para realizar el ACV en el caso del proceso de compostaje como alternativa en el tratamiento del pelo residual. Como puede observarse, esta entrada es el consumo de energía necesario para llevar a cabo el proceso de compostaje en función de la técnica utilizada. Este dato ha sido extraído del trabajo presentado por Colón et al. (2011). El consumo de energía se obtiene de la suma del consumo de combustible y el eléctrico en cada instalación.

Tabla 7.5.2: Inventario de las principales entradas (consumo eléctrico) comunes en ambas tecnologías del proceso de compostaje (pilas volteadas y reactor).

Inventariado proceso de compostaje			
		Valor	Fuente
Hilera volteada	Energía(kJ/FU)	25620	Cálculo basado en el trabajo de Colón et al., 2011
Reactor	Energía (kJ/UF)	42478	Cálculo basado en el trabajo de Colón et al., 2011

7.5.4 – Principales suposiciones, entradas y salidas para el proceso de FES de tratamiento del pelo residual

La Tabla 7.5.3 presenta las principales entradas (en este caso son el consumo de solución tamponada y de energía) para realizar el ACV en el caso del proceso de FES como alternativa en el tratamiento del pelo residual. Estos datos han sido calculados en base a los trabajos presentado por Abu-Yazid et al. (2016) y Colón et al. (2011). El consumo de solución tamponada se calcula en función del volumen de sólido fermentado obtenido en una relación 1:1 (v/v). De igual modo que en el punto anterior, el consumo de energía se

obtiene de la suma del consumo eléctrico en cada instalación para llevar a cabo el proceso de FES.

Tabla 7.5.3: Inventario de las principales entradas (consumo eléctrico y solución tamponada) para el proceso de FES.

Inventariado proceso de FES			
	Valor	Fuente	
Entradas	Sol. Tamponada (Tris-HCl) (L/FU)	80	Cálculo basado en el trabajo de Abu-Yazid., 2016
	Energía (kJ/UF)	42478	Cálculo basado en el trabajo de Abu-Yazid., 2016
Salidas	Sol. Tamponada (Tris-HCl) (L/UF)	72	Cálculo con una pérdida del 10 %

7.6 – RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.6.1 – Resultados individuales

Las Figuras presentadas a continuación muestran los resultados del ACV de cada escenario para el tratamiento del residuo de pelo planteados en este caso de estudio. Se muestran los impactos directos e indirectos. Los impactos ambientales debido a las emisiones directas son los asociados al proceso en sí, mientras que los impactos ambientales asociados a las emisiones indirectas son los que provienen del uso de alguna materia prima o de la energía. Los resultados se expresan en porcentaje.

- Proceso de compostaje para el tratamiento del pelo residual

La Figura 7.6.1a presenta los resultados obtenidos del ACV para el sistema de tratamiento de pelo residual mediante compostaje a partir de pilas volteadas. Este sistema es el que se lleva a cabo en la Unión de Curtidores de Igualada, España. Es un sistema sencillo y de bajo coste.

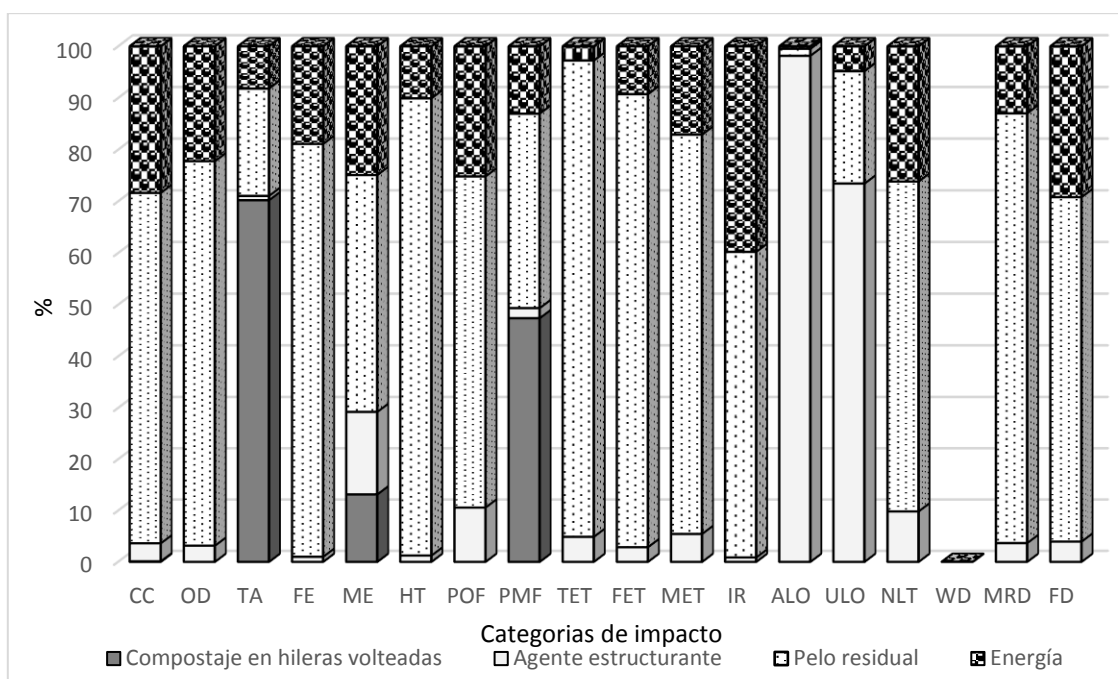


Figura 7.6.1a: Resultados del ACV para el proceso compostaje mediante pilas volteadas para el tratamiento de pelo residual. Unidades presentadas en porcentaje según la metodología ReCipe2008.

Los resultados muestran que el impacto directo asociado a la tecnología de compostaje mediante pilas volteadas tiene relevancia en la acidificación terrestre, en la formación de partículas y en la eutrofización marina. Esto es debido, básicamente, a la emisión de gases residuales como NO_x , SO_x y a las pequeñas partículas generadas durante las operaciones de volteo de los vehículos que actúan durante el proceso. Estos valores se expresan en $\text{kg SO}_{2\text{eq}}/\text{kg}$ de emisión (PRé Consultants, 2015).

También puede observarse cómo los mayores contribuyentes a las emisiones indirectas son, por un lado la producción del pelo, y por otro, la producción de la energía necesaria.

Como ya se observó en el Capítulo 6, la obtención del pelo a partir del método tradicional tiene una gran carga ambiental. En prácticamente todas las categorías, este impacto se debe sobre todo al uso de productos químicos en la etapa de Ribera y al consumo eléctrico. Aunque en el proceso de compostaje mediante pilas volteadas, el consumo de energía es principalmente debido al uso del combustible procedente de la máquina volteadora, se observa cómo tiene un impacto significativo en las categorías de radiación ionizante y, obviamente, en el agotamiento de combustibles fósiles, aunque tiene contribución en la emisión de todas las categorías de impacto.

La Figura 7.6.1b muestra el resultado del ACV para la técnica mediante reactor cerrado. La principal diferencia con el resultado anterior, tal y como era de esperar, se debe al impacto indirecto procedente del consumo de energía, puesto que en el sistema de reactor cerrado, es necesaria una demanda eléctrica más alta, por lo que el impacto asociado a este consumo se ve incrementado.

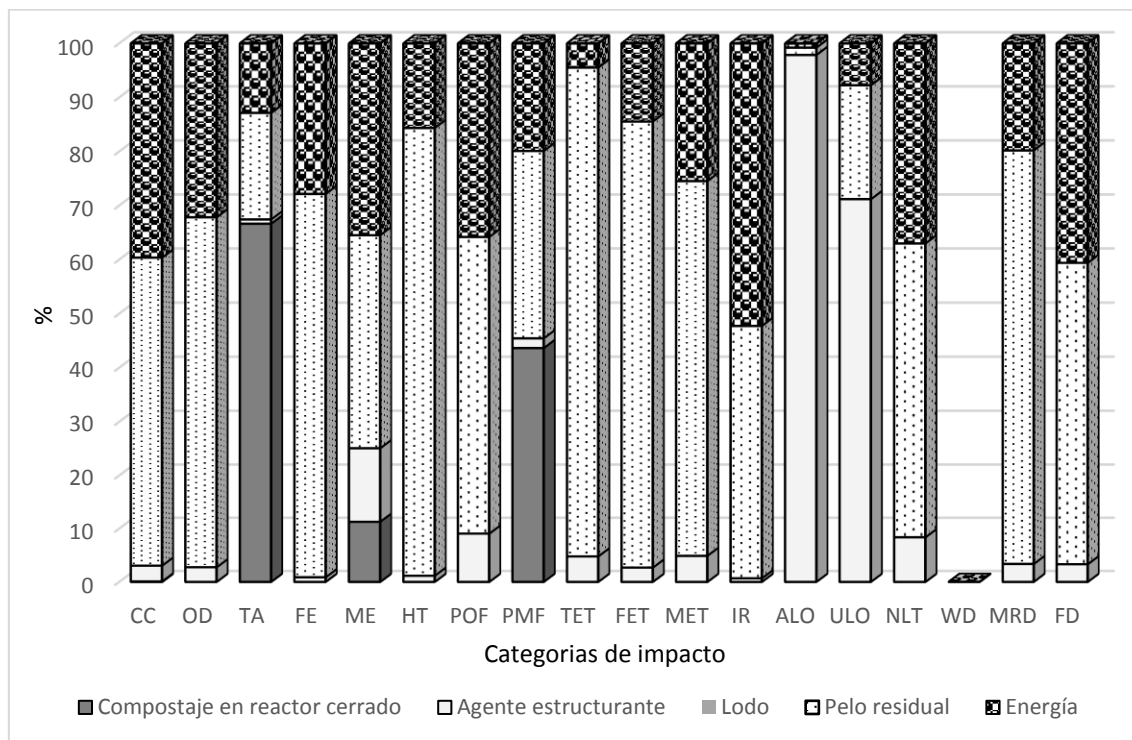


Figura 7.6.1b: Resultados del ACV para el proceso compostaje mediante reactor cerrado para el tratamiento de pelo residual. Unidades presentadas en porcentaje según la metodología ReCipe2008.

El agente estructurante tiene un impacto ambiental despreciable en prácticamente todas las categorías de impacto, excepto en las que corresponden a la ocupación de tierras (especialmente en la agrícola). Esto es esperable, puesto que para obtener este tipo de material es necesario realizar una desforestación.

A modo de resumen de estas dos tecnologías, según los resultados presentados, el proceso de compostaje se ve sumamente afectado por el impacto indirecto de la producción de pelo y el consumo eléctrico. El proceso de compostaje en sí, impacta directamente en las categorías de la acidificación terrestre, la formación de partículas y, en menor medida, por la eutrofización marina.

- Proceso de FES para el tratamiento del pelo residual

Los resultados del ACV para el tratamiento del pelo mediante la tecnología FES se muestran en la Figura 7.6.2. En esta Figura se puede observar cómo el impacto directo de

la FES es despreciable en prácticamente todas las categorías de impacto excepto en la acidificación terrestre, en la formación de partículas y en la eutrofización marina. Así, se puede apreciar que la mayoría de los impactos se deben a emisiones indirectas. El mayor contribuyente al impacto ambiental es la producción del residuo de pelo. Este tiene un impacto considerable en la ecotoxicidad acuática del agua dulce, la ecotoxicidad acuática marina, la eutrofización del agua dulce, el agotamiento de los metales y la transformación natural de la tierra. Otro contribuyente asociado al impacto indirecto proviene de la energía necesaria para llevar a cabo el proceso de FES (mayormente electricidad). Este consumo tiene un alto impacto en las categorías de radiación ionizante y cambio climático, debido al consumo de combustible fósil utilizado para la producción de electricidad.

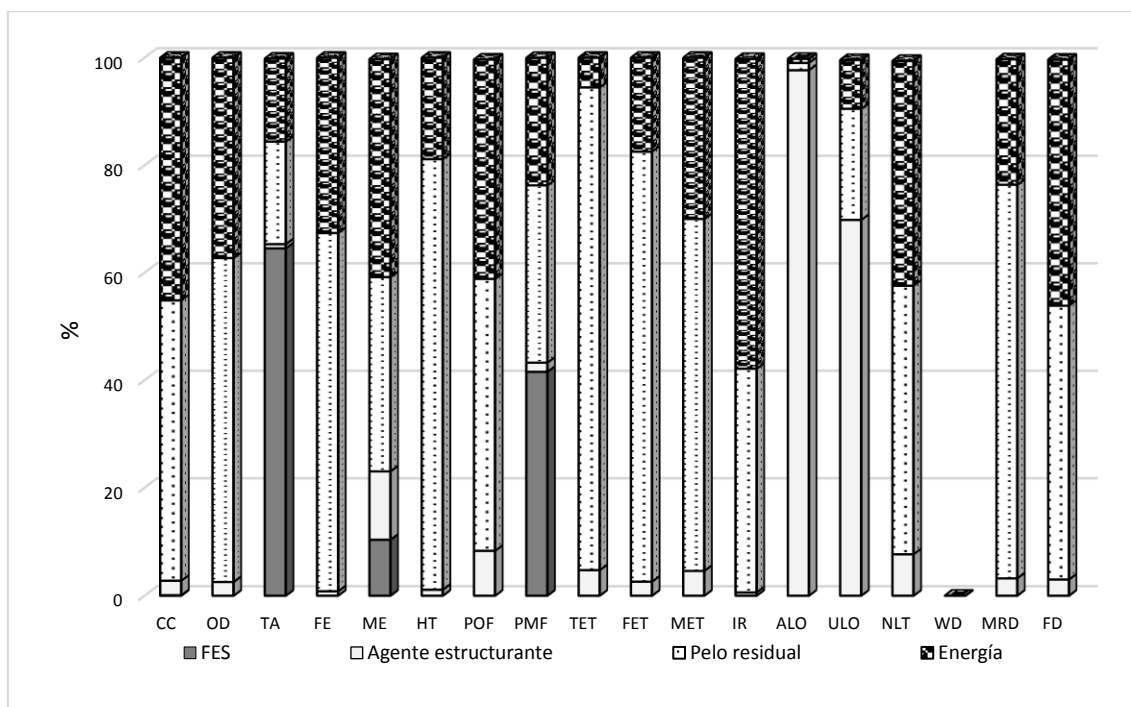


Figura 7.6.2: Resultados del ACV para el proceso FES para el tratamiento de pelo residual. Unidades presentadas en porcentaje según la metodología ReCipe2008.

Como se ha podido observar con los tres escenarios propuestos en este caso de estudio todos tienen la misma tendencia. En términos generales el impacto se debe básicamente

a la producción del residuo de pelo y al consumo energético. Esto es esperable puesto que son las entradas principales de cada uno de los sistemas. Para poder ver con mayor claridad la diferencia entre una tecnología y otra se compararan los tres escenarios en el mismo gráfico.

7.6.2 – Resultados generales

La Figura 7.6.3 muestra la comparación de los resultados del ACV para las diferentes vías de tratamiento del residuo de pelo consideradas en este caso de estudio. Se presentan los resultados del proceso de compostaje (mediante sistemas de pilas volteadas y reactor cerrado) y el proceso FES. Se presentan las emisiones totales, es decir, la suma de los impactos ambientales directos e indirectos por categoría y por escenario. Con el fin de facilitar la comparación de las diferentes categorías de impacto, todos los resultados han sido normalizados, por lo que todos los indicadores de impacto tienen las mismas unidades. Las unidades normalizadas se calculan por división de la emisión del impacto en cada categoría con una emisión de referencia.. En este caso la normalización se lleva a cabo con la metodología ReCipe2008, la cual puede encontrarse mayor información en Sleeswijk et al. (2007).

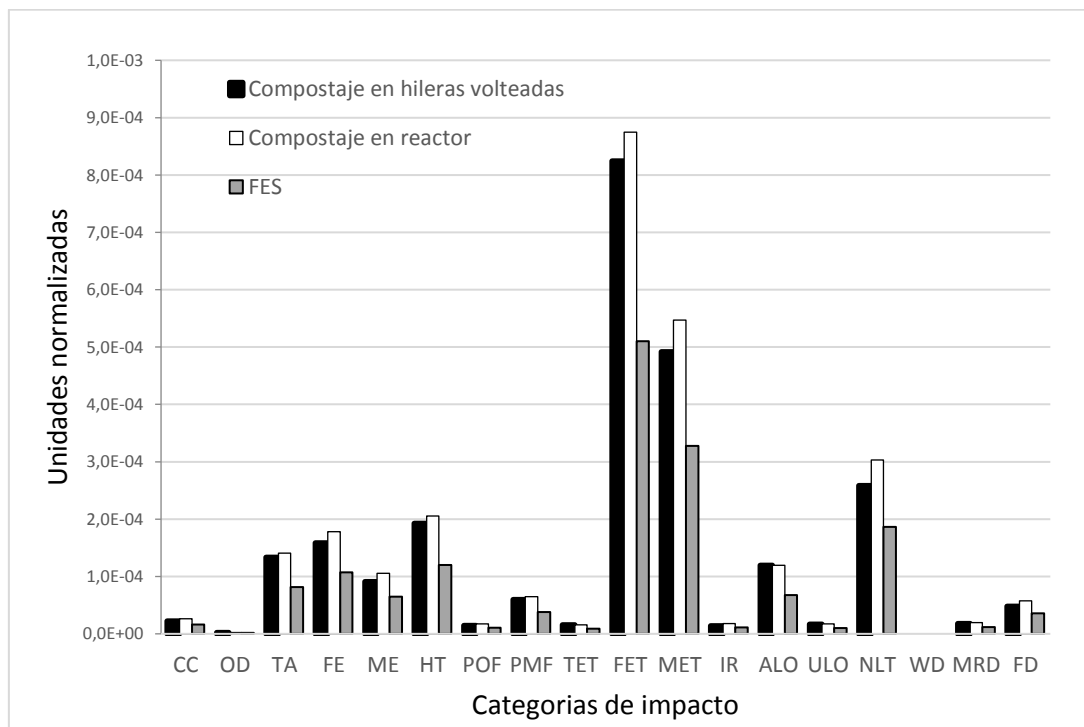


Figura 7.6.3: Resultados del ACV para el proceso FES para el tratamiento de pelo residual. Unidades presentadas en porcentaje según la metodología ReCipe2008.

Los resultados muestran cómo la alternativa del proceso de FES es la más sostenible en términos medioambientales, gracias al uso posterior del producto obtenido. Como ya se ha visto, gracias al proceso de FES se obtienen proteasas, las cuales pueden sustituir el uso de productos químicos durante la etapa de depilado y la emisión de estos en las aguas residuales del proceso. Evitar utilizar y por tanto producir estos agentes químicos, es mucho más beneficioso para el medioambiente que la producción de compost, aunque este puede ser utilizado en suelo agrícola eliminando el uso de fertilizantes. Además, los resultados comparativos muestran, como era de esperar, que el proceso de compostaje mediante pilas volteadas tiene valores inferiores en todas las categorías de impacto comparándolo con los resultados del proceso de compostaje mediante reactor cerrado. Esto es de esperar teniendo en cuenta que en este segundo caso el consumo eléctrico es superior.

Así pues, se observa que las categorías de impacto con mayor valor son la ecotoxicidad del agua dulce, la ecotoxicidad marina y la transformación natural de la tierra. Esto es previsible debido a los impactos ambientales indirectos asociados a la producción del residuo de pelo por el proceso tradicional o químico, que involucra el uso de productos químicos, un importante consumo de agua y de electricidad y por el impacto indirecto asociado al consumo de energía necesario para llevar a cabo las diferentes técnicas. De hecho, para todos los escenarios propuestos, las categorías de impacto ambiental con los valores más altos son las mismas, es decir, todos los escenarios tienen la misma tendencia, pero lo que demuestra esta comparativa es que el uso posterior del producto obtenido en cada tecnología, es un punto clave en la valoración ambiental. El producto obtenido con la producción de FES genera más beneficios en términos medioambientales, por lo que puede afirmarse que es una alternativa de gestión más sostenible.

7.7 - CONCLUSIONES

La valoración ambiental mediante el ACV para analizar el proceso de compostaje como método para el tratamiento de residuos orgánicos, se ha estudiado y presentado anteriormente en trabajos como Andersen et al. (2010) y Rajcoomar y Ramjeawon (2016), pero hasta donde llega el conocimiento de los autores, el proceso de FES como alternativa al tratamiento de residuos no se ha analizado mediante ACV, por lo que este estudio aporta la información necesaria para evaluar el impacto ambiental de esta tecnología como alternativa a la gestión de residuos orgánicos. Este estudio trata principalmente los impactos ambientales relacionados con el tratamiento del residuo de pelo mediante diferentes tecnologías de gestión.

En resumen, los resultados de ACV para este caso de estudio demuestran que la aplicación de FES como alternativa de tratamiento de los residuos de pelo generados en la industria curtidora, produce menos impacto ambiental en comparación con el tratamiento actual de compostaje.

La magnitud relativa de los impactos ambientales en los tres escenarios planteados es la misma: la ecotoxicidad de las aguas (dulce y marina) son las categorías con mayor valor en todos los escenarios. Esto se atribuye principalmente a la producción del residuo de pelo y al consumo energético.

En los diferentes escenarios las emisiones directas de los procesos contribuyen únicamente en tres categorías de impacto: la acidificación terrestre (64 %); la eutrofización marina (10 %); y por formación de partículas (41 %).

Es importante destacar que en este caso de estudio se ha considerado que el residuo de pelo tiene una cierta carga ambiental, que tal y como muestran los resultados es un contribuyente importante; pero en futuros estudios, esta carga puede ser eliminada ya que al ser un residuo, puede atribuirse al proceso de producción, es decir, al proceso de curtido de la piel. Esta modificación cambiaría el resultado del ACV considerablemente.

7.8 - REFERENCIAS

Abraham, J., Gea, T., Sánchez, A., 2014. Substitution of chemical dehairing by proteases from solid-state fermentation of hair waste. *Journal of Cleaner Production* 74, 191–198.

Abu Yazid, N., Barrena, R., Sánchez, A., 2016. Assessment of protease activity in hydrolysed extracts from SSF of hair waste by an indigenous consortium of microorganisms. *Waste Management* 49, 420–426.

Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H., 2010. Mass balances and life cycle inventory for a garden waste windrow composting plant. Aarhus, Denmark. *Waste Management and Research* 28, 1010–1020.

Barrena R, Pagans E, Vázquez F, 2007a. Full-scale co-composting of hair wastes from the leather manufacturing industry and sewage sludge. *Compost Science and Utilization* 15, 16–21.

Barrena R, Pagans E, Artola A, 2007b. Co-composting of waste from tanning industry with de-inking and municipal wastewater sludges. *Biodegradation* 18, 257–268.

Colón, J., Cadena, E., Pognani, M., Barrena, R., Sánchez, A., Font, X., 2011. Determination of the energy and environmental burdens associated with the biological treatment of source-separated municipal solid wastes. *Energy Environmental Science* 5, 5731–5741.

Maulini-Duran, C., Abraham, J., Rodríguez-Perez, S., Cerda, A., Jimenez-Peñalvez, P., Gea, T., Barrena, R., Artola, A, Font, X., Sánchez, A. 2015. Gaseous emissions during the solid state fermentation of different wastes for enzyme production at pilot scale. *Bioresource Technology* 179, 211-218.

PRé Consultants 2015. SimaPro Database Manual. Methods library. PRé-Sustainability, The Netherlands. Disponible: <https://www.presustainability.com/download/DatabaseManualMethods.pdf> (Consultado en julio 2016).

Rajcoomar, A., y Ramjeawon, T., 2016. Life cycle assessment of municipal solid waste management scenarios on the small island of Mauritius. *Waste Management and Research* 35, 313-324.

Ruggieri L, Gea T, Artola A, Sánchez, A., 2009. Air filled porosity measurements by air pycnometry in the composting process: A review and a correlation analysis. *Bioresource Technology* 100, 2655–26.

Sleeswijk, A.W., van Oers, L.F., Guinée, M., and Huijbregts, A.J., 2007. Normalization in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *The Science of the Total Environment* 390, 227–240.

CAPÍTULO 8

Evaluación del impacto ambiental de la producción de celulasas mediante FES a partir de residuo de café.

Parte de este Capítulo está publicado en la revista *Journal of Cleaner Production*, 233, 954-962, 2019. “Environmental impact of cellulase production from coffee husks by solid-state fermentation: A life-cycle assessment”.

Eva Catalán, Dimitrios Komilis, Antoni Sánchez

8.1 - ANTECEDENTES

Las celulasas son actualmente las terceras enzimas industriales con mayor valor financiero debido a su amplia gama de aplicaciones (Kuhad et al., 2011). Sin embargo, aunque las celulasas tienen un futuro prometedor en diferentes sectores, las recientes investigaciones apuntan a que son un elemento clave en la producción de biocombustibles derivados de la biomasa lignocelulósica. Este tipo de biocombustible puede convertirse en el principal carburante de transporte en un futuro (Singhania et al., 2010). El uso de biocombustibles como el bioetanol procedente de residuos lignocelulósicos tiene la propiedad de reducir significativamente las emisiones de efecto invernadero, comparados con los combustibles fósiles, pero existen algunas incertidumbres sobre si realmente con este biocombustible se produce un menor impacto ambiental (Hong et al., 2012).

El problema radica en que la producción de las celulasas está identificada como uno de los principales contribuyentes al impacto ambiental generado durante la producción de este tipo de biocombustibles (Gilpin y Andrae, 2017), lo que es una incongruencia medioambientalmente hablando. Debe encontrarse una fórmula de producción más sostenible. La tecnología FES a partir de residuos orgánicos pretende alcanzar este objetivo. Por ello, el ACV de este caso de estudio se realiza con el fin de favorecer el avance y el progreso de la tecnología FES como alternativa de producción de celulasas, permitiendo detectar posibles puntos de mejora.

8.2 – OBJETIVO Y ALCANCE

El principal objetivo de este estudio es evaluar mediante ACV el impacto ambiental asociado a la producción completa de las enzimas celulasas mediante el proceso de FES, teniendo en cuenta que:

- 1) El proceso de FES se realiza a escala piloto a partir de residuo de café como sustrato tipo lignocelulósico. Todos los datos necesarios para este estudio se han obtenido de resultados experimentales realizados dentro del grupo de investigación GICOM.
- 2) Se estudia el proceso completo de producción incluyendo la fermentación y las etapas de separación y concentración de la enzima.

Con este estudio se pretende evaluar las cargas ambientales asociadas únicamente a la producción mediante FES de la enzima y para ello, se cuantifican directamente las cargas para cada etapa de producción, quedando fuera del alcance de este proyecto el transporte de cualquier materia prima o producto final. Esta elección se basa, en la suposición de instaurar la producción de celulasa mediante el residuo de café en la misma empresa de producción, es decir, donde se genera el residuo principal. Con este caso de estudio se pretende identificar de manera objetiva cuales son las etapas que contribuyen a un mayor impacto ambiental, con el fin de poder optimizar el proceso de producción para facilitar su implantación a nivel industrial.

Además se incluye un análisis de sensibilidad para verificar las etapas más contribuyentes al impacto ambiental y así poder plantear cambios en el proceso, que impliquen menor carga en términos medioambientales.

Hasta la fecha y hasta donde llega nuestro conocimiento, no hay ningún estudio de ACV de la producción completa de celulasas mediante FES a partir de residuos lignocelulósicos.

8.3 – LÍMITES DEL SISTEMA Y DESCRIPCIÓN

En este caso el sistema estudiado se define como la producción de celulasas desde la “puerta hasta la fábrica”, puesto que, no incluye el uso posterior de la enzima ni las cargas ambientales que derivan de la producción del café (se considera que las cargas ambientales se atribuyen a la producción propia del café).

Como muestra la Figura 8.3.1, se incluyen dentro de los límites del sistema la producción de celulasas, el proceso de separación y concentración de estas, el tratamiento de los residuos sólidos generados después del proceso de extracción y separación, además del sistema de tratamiento de gases.

-FES: La materia prima principal es el residuo de café, el cual es utilizado como sustrato para la FES. Esta se lleva a cabo dentro de un reactor de lecho compacto hermético de 100 L. Las condiciones aeróbicas del proceso se consiguen gracias al suministro de aire a partir de un compresor externo. En este caso, el inóculo es sólido fermentado (SF) que proviene del lote anterior, considerándose inóculo especializado. Del mismo modo, se separa el 10 % del SF final para el lote posterior. Se utilizan astillas de madera de un tamaño de partícula de entre 2 y 5 mm como agente estructurante en una relación 1:1 (v/v) para aumentar la porosidad del sistema y permitir un proceso de FES completamente aeróbico.

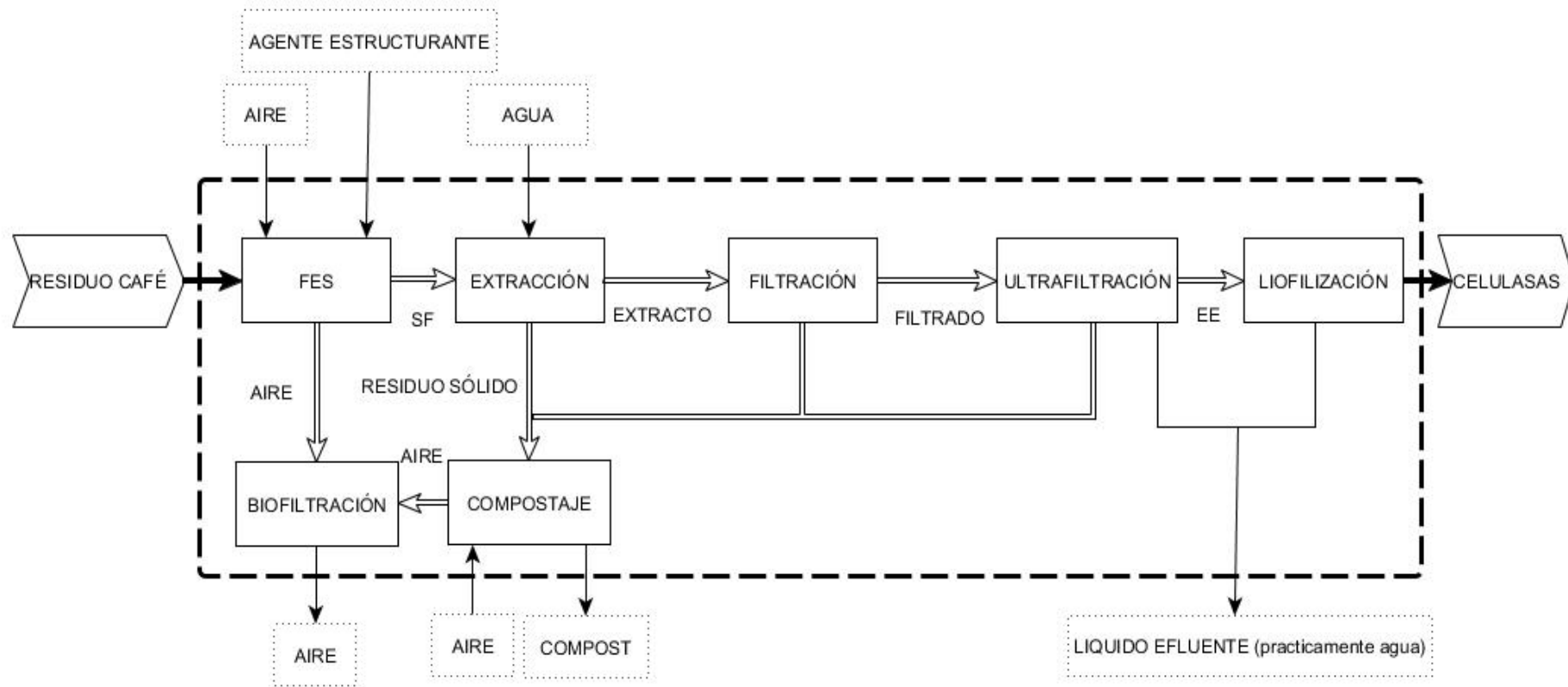


Figura 8.3.1: Diagrama de flujo del proceso de producción de celulasas mediante FES a partir de residuo de café. EE: extracto enzimático. Los límites del sistema se representan con la línea negra discontinua.

Según el trabajo presentado por Cerda et al. (2017a) la mayor actividad enzimática se consigue a las 24 h, por tanto, el tiempo de fermentación se determina de esta duración.

Las operaciones unitarias posteriores a la FES son las necesarias para llevar a cabo la separación y concentración de la enzima:

- **Extracción:** Este primer paso se realiza dentro del mismo reactor de FES. El material SF que contiene la enzima, se mezcla con agua de red con una ratio 1:5 (v/v). Se realiza un paso previo a la filtración para eliminar el material de mayor tamaño; la mezcla de SF se pasa a través de una malla de 1 mm colocada en el mismo tanque que separa las partículas sólidas más grandes.

- **Filtración:** El líquido obtenido de la extracción se centrifuga y posteriormente el sobrenadante se filtra a través de un filtro de membrana de 0,22 μm . Con estas dos operaciones se elimina prácticamente toda la biomasa y se obtiene un líquido claro, libre de partículas sólidas.

- **Ultrafiltración:** El líquido obtenido con las etapas de filtración (el filtrado) se pasa a través de un sistema de ultrafiltración (10 kDa) para concentrar la enzima. Este paso se realiza hasta que el factor de concentración volumétrica corresponde a 10. La etapa de ultrafiltración tiene el objetivo de disminuir el volumen de extracto de enzima para que la liofilización sea más rápida y más económica.

- **Liofilización:** En esta última fase, el líquido obtenido (concentrado de enzima) se liofiliza para eliminar el agua y obtener la enzima seca y sólida (producto principal).

Durante los pasos descritos anteriormente se recoge el residuo sólido restante, ya que este material orgánico puede ser compostado fácilmente. El proceso de compostaje se realiza

en el mismo tipo de recipiente de aireación durante 14 días, con lo que se obtiene un producto estabilizado similar al compost que puede ser utilizado como enmienda agrícola.

8.4 – UNIDAD FUNCIONAL

En este caso, la UF elegida es "1 kg de celulasas seca". A diferencia del Capítulo 6, en este caso de estudio se ha escogido como objetivo el producto final obtenido, puesto que es la función principal de realizar la FES. Normalmente, en trabajos de gestión de residuos, suele cogerse como UF la cantidad de residuo a tratar.

8.5 – INVENTARIADO Y SUPOSICIONES

Los datos de la FES utilizados para realizar este ACV se basan en la producción de celulasas mediante residuo de café en base a los estudios realizados dentro del grupo de investigación GICOM (Cerde et al., 2017a; Cerde et al., 2017b; Marín et al., 2018).

8.5.1 – Principales suposiciones, entradas y salidas del proceso de producción de celulasas

Aunque en los estudios de ACV el transporte juega un papel importante en los resultados obtenidos, en este no se incluye ni para las materias primas ni para el producto final puesto que el estudio se enfoca únicamente en el proceso de producción de las celulasas.

Una de las suposiciones principales para llevar a cabo este estudio es considerar que la materia prima principal utilizada (el residuo de café) tiene cero impacto ambiental ya que es un residuo de otro proceso, por lo que se atribuyen a este las cargas ambientales.

En el caso de la aireación necesaria para llevar a cabo la FES dentro del reactor se obtiene mediante compresores de aire externo. Por este motivo, dado que los compresores eléctricos proporcionan aire mediante el consumo energético, se utiliza la conversión de 396 kJ/m^3 según el trabajo presentado por Puyuelo et al. (2014) para transformar este volumen de aire en energía eléctrica.

El consumo de energía de las diferentes etapas se calcula teniendo en cuenta la potencia del equipo y el tiempo de operación. En cuanto a las etapas de separación y concentración de la enzima, los tiempos operativos de los diferentes operaciones unitarias fueron: filtración 2 h, ultrafiltración 24 h y liofilización 24 h. Estos tiempos se estiman sobre la base de equipos similares utilizados en el proceso separación a escala piloto, siendo típicos de otros procesos enzimáticos (Sánchez et al., 1999a; Sánchez et al., 1999b).

Por otro lado, los gases emitidos durante el proceso de FES y de compostaje son tratados mediante un biofiltro, el cual permite eliminar el 70 % del peso de todos los compuestos emitidos en este caso (Colón et al., 2009).

En el caso del tratamiento del efluente residual, consta de una instalación capaz de eliminar la posible DBO.

Queda fuera del alcance del proyecto la construcción de la planta y los impactos de los equipos necesarios incluidos dentro de los límites del sistema.

La Tabla 8.5.1 muestra las principales entradas y salidas; también se presenta el origen de todos los datos utilizados en este caso de estudio o las principales observaciones al respecto. Este caso de estudio se basa en el trabajo experimental de Cerda et al., (2017a), Cerda et al. (2017b) y Marín et al. (2018).

Tabla 8.5.1: Inventario de las principales entradas y salidas (materias primas, consumo energético, consumo de agua y productos obtenidos) para el proceso de producción de celulasas mediante FES a partir de residuo de café. UF = 1kg celulasas; Agente estructurante: astillas de madera; COV: compuesto orgánico volátil; CH₄: metano; N₂O: óxido nitroso; NH₃: amoníaco.

Inventariado		
	Valor	Fuente
Entradas	Residuo de café (kg/UF)	84.3 El residuo de café proviene de Marcilla S.L, Barcelona. (España), y no tiene impactos ambientales asociados.
	Agente estructurante(kg/UF)	55 Cálculo basado en el trabajo de Cerda et al., 2017
	Consumo Energético (kJ/UF)	1407873 Suma del consumo energético de cada equipo y el consumo total de aire requerido en el proceso de FES y compostaje (357053 L).
	Agua	678.8 Cálculo basado en el trabajo de Cerda et al., 2017
Salidas	Compost (kg/UF)	186.8 El proceso de compostaje se realizó en el mismo reactor de la FES con aireación durante 14 días. Se asume que el compost obtenido evita la producción de fertilizante. Esto implica que se evitaron 5,6 kg de producción de fertilizante amónico/UF
	DQO (kg/UF)	0.03 Cálculo teórico basado en la reacción de oxidación de la celulosa residual: $C_6H_{10}O_5 + \frac{17}{2}O_2 \rightarrow 6CO_2 + 5H_2O$
	Efluente residual (kg/UF)	601.5 Cálculo basado en el trabajo de Marín et al., 2018
	CH ₄ (kg/UF)	0.02 Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015 y Colón et al., 2009
	COVs (kg/UF)	0.13 Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015 y Colón et al., 2009
	NH ₃	0.06 Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015 y Colón et al., 2009
	N ₂ O	0.06 Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015 y Colón et al., 2009

A modo de resumen, el residuo de café y el agente estructurante se utilizan como materia prima (entrada), y el compost y las enzimas celulasas se obtienen como bioproducto (salida). Además, el inventario incluye todos los requisitos de electricidad, aire y agua en los distintos pasos del proceso.

- **Materias primas:** La cantidad necesaria requerida para producir 1 kg de celulasas se calcula directamente sobre la base de datos experimentales de Cerda et al. (2017a) con su correspondiente ratio.

- **Agua:** Es el consumo necesario para realizar la extracción de la enzima. Se calcula teniendo en cuenta la cantidad de SF en ratio 1:5 (v/v) obtenido después de la FES, según el procedimiento presentado por Cerda et al. (2017a).

- **Energía:** Tal y como se ha comentado en el apartado de suposiciones, este valor es el consumo eléctrico total, es decir, la suma del consumo de cada equipo (considerando la potencia de cada uno y el tiempo de operación) y el consumo de aire total requerido para la etapa de la FES y del compostaje transformado en consumo eléctrico. El consumo de aire se calcula sobre la base de datos experimentales de Cerda et al. (2017a) teniendo en cuenta el caudal de aire acumulado y con la conversión de aire de 396 kJ/m^3 de aire (Puyuelo et al., 2014).

- **Compost:** La cantidad obtenida se calcula en base a los datos experimentales de Marín et al. (2018), teniendo en cuenta una reducción del 10 % en materia seca. Una vez finalizado el proceso de compostaje, se constata que el compost obtenido evita la producción de fertilizante en un 5,6 kg de fertilizante amónico/ FU ya que se considera que el 50% del nitrógeno total del compost está disponible para las plantas y, por lo tanto,

puede reemplazar una cantidad equivalente de N en forma de nitrato de amonio (Sánchez et al., 2016).

- **Efluente residual:** Las aguas residuales obtenidas son la suma de toda el agua recolectada al final de cada etapa según los valores presentados en el trabajo de Marín et al. (2018).

- **Emisiones atmosféricas:** Durante el pilotaje de la producción de celulasas los datos de emisiones gaseosas no han sido tomadas, por lo que estos valores se obtienen de Maulini-Duran et al. (2015). Como sistema de tratamiento se incluye un biofiltro. Los datos para la eficiencia del biofiltro se calculan en base al trabajo presentado por Colón et al. (2009)

8.6 – ANALISIS DE SENSIBILIDAD

Dadas las incertidumbres que caracterizan las fases del ACV, los resultados finales deben verificarse mediante análisis de sensibilidad para mejorar la solidez y transparencia de su evaluación (Guo et al., 2012). Por lo tanto, se realiza un análisis de sensibilidad para determinar los efectos que conllevan algunos cambios en los parámetros seleccionados.

Según los resultados obtenidos se observa la necesidad de reducir el consumo de recursos por lo que se realiza un análisis de sensibilidad que incluye nuevos enfoques en estos términos. Se realizan dos cambios posibles al respecto: por un lado se elimina el paso de liofilización ya que el extracto de enzima concentrado puede utilizarse en algunos procesos (por ejemplo en la producción de biocombustible), y por otro lado se modifica la técnica de compostaje por una más simple, energéticamente hablando, es decir, por pilas volteadas.

Otro punto que se estudia en el análisis de sensibilidad es el consumo de agua durante la etapa de extracción de celulasas. En el trabajo de Marín et al., (2018) se demostró que la eficiencia de la extracción no se ve afectada significativamente por la cantidad de agua o incluso por el tipo de agente de extracción utilizado, por lo que se decide realizar un análisis de sensibilidad reduciendo la demanda de agua.

Por tanto, se presentan tres escenarios alternativos.

- **Alternativa 1:** En este caso se desea estudiar el efecto de la etapa de liofilización donde el consumo de electricidad es muy elevado. Se elimina esta etapa (y por tanto el consumo que conlleva), puesto que según el uso posterior de las celulasas es posible tener una presentación en forma líquida de concentrado de enzima.

- **Alternativa 2:** En otra etapa donde puede modificarse el consumo de energía es en la etapa de compostaje. El uso de pilas volteadas implica menor consumo eléctrico (aunque tiene un consumo de combustible diésel superior según los datos de Colón et al. (2011)). Si bien cabe esperar que los resultados de esta modificación tengan una menor contribución a las emisiones en términos de consumo de electricidad, se considera interesante su valoración puesto que este cambio puede ser muy sencillo y fácil de llevar a cabo.

- **Alternativa 3:** Por último, se valora el efecto del consumo de agua necesario para extraer las celulasas. El consumo de agua durante la etapa de extracción se reduce a una proporción de 1: 2 (v/v), según los resultados presentados por Marín et al. (2018).

8.7 – RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.7.1. Resultados generales

Debido a que el escenario del proceso de producción estudiado tiene dos productos principales, los resultados presentados en la Tabla 8.7.1 son la suma de los impactos ambientales directos e indirectos asociados a cada producto. Cuando el proceso estudiado tiene más de un producto, es necesario aclarar cuántas emisiones se atribuyen a cada cual, es decir, asignar las cargas. Esta asignación puede ser difícil de determinar y, tal y como se especifica en el Capítulo 4, en este caso se basa en la asignación según términos económicos. Por tanto, las cargas se distribuyen en: el 95 % del impacto se atribuye a las celulasas (alto coste) y el 5 % restante a la producción de la enmienda orgánica (compost).

La categoría de calentamiento global es la de mayor valor (425722 kg CO_{2eq}). El calentamiento global es el factor de caracterización del punto medio (llamado potencial de calentamiento global) que cuantifica el cambio climático y expresa la cantidad de fuerza de radiación adicional integrada en el tiempo, causada por la emisión de 1 kg de gases de efecto invernadero en relación con la radiación adicional (Huijbregts et al., 2016). Este resultado es previsible teniendo en cuenta el alto consumo de electricidad que se requiere en la producción de celulasas mediante FES. Los resultados obtenidos están en la misma línea que los presentados por Soam et al. (2016), donde se demostró que la producción de enzimas es la principal contribuyente a la emisión de gases de efecto invernadero y la principal responsable del consumo de energía en el proceso de producción de bioetanol.

Tabla 8.7.1: Resultados del ACV del proceso de producción de celulasas y la producción de una enmienda orgánica (compost) mediante FES a partir de residuo de café. Resultados caracterizados según la metodología ReCipe2016. UF=1 kg celulasas

Categorías de impacto	Unidad	Producción de Celulasa	Producción de Compost
GWP	kg CO _{2eq}	425722	1120
ODP	kg CFC ⁻¹¹ _{eq}	0.19	5.33E-05
IRP	kBq Co-60 _{eq}	17953	5.06
HOFP	kg NO _x _{eq}	1220	0.34
FPMF	kg PM2.5 _{eq}	1029	0.29
EOFP	kg NO _x _{eq}	1,224	0.34
TAP	kg SO ₂	2,620	0.74
FEP	kg P _{eq}	16.0	4.50E-03
MEP	kg N _{eq}	1.44	4.07E-04
TETP	kg 1.4-DCB	244249	68.82
FETP	kg 1.4-DCB	63.9	1.80E-02
METP	kg 1.4-DCB	228	6.42E-02
HTPc	kg 1.4-DCB	993	0.28
HTPnc	kg 1.4-DCB	9171	2.58
LOP	m ² · year	10212	2.88
SOP	kg Cu _{eq}	215	6.05E-02
FFP	kg oil _{eq}	100436	28.3
WCP	m ³	4590	1.29

Otra categoría de impacto con un alto valor es la ecotoxicidad terrestre (244249 kg 1,4-diclorobenceno (1,4-DCB)). El factor de caracterización de esta categoría es lo que se conoce como el potencial de toxicidad. El impacto asociado a este efecto también puede estar vinculado al alto consumo de energía durante el proceso de FES. Puesto que la producción de electricidad implica un efecto directo en la minería y por tanto en la liberación de metales como el vanadio, el níquel y el berilio en el agua dulce y las emisiones al agua de bario relacionadas (Brizmohun et al. 2015).

Todos estos resultados eran previsibles teniendo en cuenta que el mayor recurso utilizado en la FES es el consumo de electricidad, y como ya se ha comentado en estudios mencionados anteriormente se verifica la contribución de este consumo como el principal responsable del impacto ambiental global. Sin embargo las demás categorías de impacto no se pueden comparar con otros resultados de estudios, puesto que no se ha encontrado ninguno similar en la literatura.

Para poder facilitar el análisis de resultados es necesario considerar la implicación de los impactos ambientales directos e indirectos. A partir de este punto del documento, los resultados se separan para todos los subprocesos que contribuyen significativamente a cada impacto, con el objetivo de aclarar los resultados, por lo que solo se muestran los impactos ambientales de la producción de celulasa. El objetivo de valorar los resultados de manera individual, es verificar y confirmar qué etapas tienen un mayor consumo de energía, para disminuir esta demanda.

A modo de resumen, los resultados muestran un alto impacto ambiental en categorías como el calentamiento global, la radiación ionizante, la acidificación terrestre, la ecotoxicidad terrestre, la toxicidad no carcinogénica humana, la escasez de recursos

fósiles y el consumo de agua, posiblemente debido al alto consumo eléctrico necesario para la producción de celulasas mediante FES.

8.7.2 Resultados individuales

La Tabla 8.7.2 muestra el desglose de las emisiones según las emisiones indirectas y directas, donde los impactos directos se muestran en la columna “celulasa”, y los impactos indirectos en las columnas de “astillas de madera” y “electricidad”, la columna de “fertilizante” incluye los impactos evitados asociados a la generación de la enmienda orgánica (compost) y su posible aplicación en la tierra agrícola.

La producción en si, es decir, el impacto directo de la producción de celulasas mediante FES tiene su mayor impacto en el consumo de agua (645 m³). Este impacto puede reducirse si se disminuye el consumo de agua requerida para la extracción de las celulasas. Marín et al. (2018) demostraron que con un menor consumo de agua (con una ratio 1:2 (v/v)), la eficiencia de la extracción de enzimas prácticamente no se ve afectada, por lo que parece una modificación factible y sencilla. El problema de un alto consumo de agua es el consumo de energía necesario en el posterior tratamiento de estas aguas. De ahí el impacto asociado al calentamiento global para este caso. Por tanto, cualquier reducción en el consumo de agua supondrá un menor impacto ambiental debido a la disminución indirecta del consumo de electricidad (Racoviceanu et al. 2007).

Tabla 8.7.2: Resultados del ACV del proceso de producción de celulasas mediante FES a partir de residuo de café. Resultados caracterizados según la metodología ReCipe2016. UF=1 kg celulasas

Categoría de impacto	Unidad	Astillas			
		Celulasa	de madera	Electricidad	Fertilizante
GWP	kg CO ₂ eq	17.2	7.1	425758	-60.5
ODP	kg CFC ⁻¹¹ eq	6.27E-04	6.20E-06	0.19	-1.26E-03
IRP	kBq Co-60eq	0	8.78E-02	17953	-0.27
HOFP	kg NO _x eq	0	3.08E-02	1221	-0.11
FPMF	kg PM2.5eq	0	2.18E-02	1029	-6.22E-02
EOFP	kg NO _x eq	0	3.29E-02	1224	-0.11
TAP	kg SO ₂	0	3.27E-02	2620	-0.26
FEP	kg P _{eq}	0	2.88E-04	16.0	-1.46E-03
MEP	kg N _{eq}	0	1.16E-04	1.46	1.35E-02
TETP	kg 1,4-DCB	0	28.1	244303	-82.3
FETP	kg 1,4-DCB	0	6.00E-03	64.1	-0.12
METP	kg 1,4-DCB	0	2.23E-02	228	-0.15
HTPc	kg 1,4-DCB	0	0.12	993	-5.43E-02
HTPnc	kg 1,4-DCB	0	2.2	9174	-5.4
LOP	m ² · año	0	19.6	10200	-8.2
SOP	kg Cu _{eq}	0	3.18E-03	215	-0.14
FFP	kg oil _{eq}	0	2.7	100441	-7.4
WCP	m ³	645	0.19	3946	-1.2

Si analizamos las emisiones asociadas al impacto indirecto, se puede apreciar que la mayor contribución resulta del consumo de energía. Las categorías de impacto que se ven

más afectadas por el consumo eléctrico son: 425758 kg CO_{2eq} para el calentamiento global, 244303 kg 1,4-DCB para la ecotoxicidad terrestre, 100441 kg oil_{eq} para la escasez de recursos fósiles, 17953 kBq Co-60_{eq} para la radiación ionizante y 10200 m² · año para el uso de la tierra.

En términos absolutos el 99.9 % del impacto global del proceso de producción de celulasas mediante FES a partir de residuo de café proviene del consumo eléctrico.

Si se desglosa la contribución al impacto ambiental de cada una de las diferentes etapas, se observan los siguientes valores: un 1.1 % de la etapa propia de FES, 1.0 % de la extracción y filtración, 3.3 % de la ultrafiltración, 94.0 % de la etapa de liofilización y 0.5 % del proceso de compostaje. Por tanto esto demuestra que la mayor contribución al impacto ambiental del proceso de producción de celulasas mediante FES es debido al consumo de electricidad en las etapas de separación y concentración de la enzima. En concreto, la liofilización supone la principal aportación del consumo eléctrico y por tanto, la etapa de mayor impacto ambiental. Por eso se considera importante valorar si realmente existe la necesidad de realizar esta etapa, evaluando cuidadosamente su beneficio en función del uso posterior. Algunos de los usos posteriores de las celulasas pueden no requerir que estas sean liofilizadas, por ejemplo, el concentrado de enzima (después de la ultrafiltración) podría ser una presentación adecuada del producto para algunas aplicaciones industriales. Esto conllevaría una reducción más que considerable del impacto ambiental del proceso de producción, por lo que se tendrá que valorar cada caso concreto.

Los resultados presentados en este apartado, son comparables a los resultados encontrados en la literatura actual (Gassara et al., 2011). Hasta donde llega nuestro conocimiento es el único estudio en el que se ha realizado una evaluación ambiental de

la FES a partir de un de un residuo orgánico y en él también se concluye que uno de los mayores impactos durante la FES es el consumo de electricidad.

Los resultados obtenidos en este caso de estudio confirman el estudio de Garret et al. (2011), donde demostraron que todos los métodos de conversión de energía utilizados para producir electricidad tienen algún impacto ambiental. Este impacto puede tener un efecto activo (por ejemplo, la emisión de contaminantes en el aire) o efectos pasivos (por ejemplo, problemas estéticos o modificación del hábitat). En la Tabla 8.7.2 se confirma que la electricidad tiene un impacto importante en categorías como la ecotoxicidad y la ocupación de la tierra. Brown et al. (2002) demostraron que esto puede ser debido, posiblemente por un lado, a las cenizas generadas por la central térmica, y por otro a la propia construcción de la central.

Como breve conclusión, según la interpretación de los resultados valorados hasta este momento en los que se observa que la mayor contribución al impacto ambiental es debido al consumo de electricidad de las etapas de separación y purificación de la enzima, se considera beneficioso centrarse en la optimización de dichas etapas. Aun así, se considera necesario recordar que, en ausencia de datos reales sobre el consumo de energía en la producción de celulasa, se realiza una suposición simple donde el cálculo se basa en la potencia del consumo del equipo específico y su tiempo de operación, por lo que a efectos prácticos, es posible que el proceso de producción requiera un menor consumo eléctrico.

Por otro lado, los resultados presentados en la Tabla muestran que las astillas de madera tienen un mayor impacto en la ecotoxicidad terrestre (28.1 kg 1,4-DCB) y en el uso de la tierra (19.6 m² · año), obviamente debido a las actividades de deforestación (Schweier et al., 2016).

La ecotoxicidad terrestre es debida básicamente a la emisión de compuestos acidificantes a la atmosfera, lo que causa una acidificación de la capa terrestre. Esto puede ser una amenaza global para la diversidad de las plantas tal y como demuestran Dentener et al. (2006) en su trabajo.

La categoría de uso de la tierra implica una pérdida relativa de especies debido al uso local de la tierra; este uso abarca tanto los procesos de transformación de la tierra como la ocupación de esta (De Baan et al., 2013). Conceptualmente, este enfoque supone cuál sería la situación natural presente (incluyendo todos los seres vivos) si no se hiciese uso de esta tierra para dicha actividad humana. Aunque el impacto debido al uso de las astillas de madera como agente estructurante es relativamente bajo, el uso de otros productos alternativos, por ejemplo residuos agrícolas como la paja, o residuos de madera como las virutas, podría llevar a impactos ambientales más bajos.

Finalmente, la sustitución de los fertilizantes químicos gracias a la obtención de una enmienda orgánica (compost), reduce los impactos relacionados con la ecotoxicidad terrestre (-82.3 kg 1,4-DCB), el calentamiento global (-60.5 kg CO_{2eq}), el uso del suelo (-8.2 m² · año) y la escasez de recursos fósiles (-7.36 kg oil_{eq}). Además, el proceso de compostaje facilita el tratamiento del residuo sólido generado durante el proceso de FES, y convierte esta tecnología en una opción más sostenible medioambientalmente hablando con generación de residuos cero.

En resumen, la Tabla 8.7.2 muestra claramente que el consumo de electricidad durante las etapas de separación y concentración de la enzima es el mayor contribuyente a tener un alto impacto en todas las categorías de impacto. Por este motivo debe ser el foco de estudios adicionales para plantear alternativas con el fin de reducir los impactos ambientales de la FES para la producción de celulasas a partir de residuo de café.

8.7.3 Análisis de sensibilidad

La Figura 8.7.1 muestra la comparación de todas las alternativas frente al escenario base.

Como era de esperar, los resultados de la Alternativa 1 (donde se ha eliminado la etapa de liofilización y por tanto el consumo eléctrico que implica) muestran como el impacto ambiental disminuye una media de 94.0 % en todas las categorías de impacto. Esta gran disminución se explica por el hecho de que la liofilización consume grandes cantidades de electricidad; por tanto, una vez eliminada esta etapa se reducen todos los impactos asociados a este consumo. Con respecto a este último paso, es importante recordar que en algunos casos, no sería necesario extraer el agua de la enzima y presentarla en estado sólido por lo que si las celulasas pueden utilizarse en forma de concentrado de enzima, los impactos ambientales asociados a la producción serán muy inferiores.

La Alternativa 2 muestra los resultados para el cambio de la etapa de compostaje a una tecnología más simple (pilas volteadas). Este tipo de tecnología tiene un consumo de electricidad muy bajo, aunque requiere del uso de combustible diésel para voltear las pilas (Colón et al., 2011). Aun así, el impacto generado por el consumo de poco combustible es inferior al impacto que genera el consumo total eléctrico. Se puede observar cómo la diferencia de la alternativa 2 frente al escenario base no es tan significativa en términos medioambientales (las categorías de impacto disminuyen un promedio de 0.5 %) pero sí se considera una alternativa viable, puesto que resulta muy sencilla.

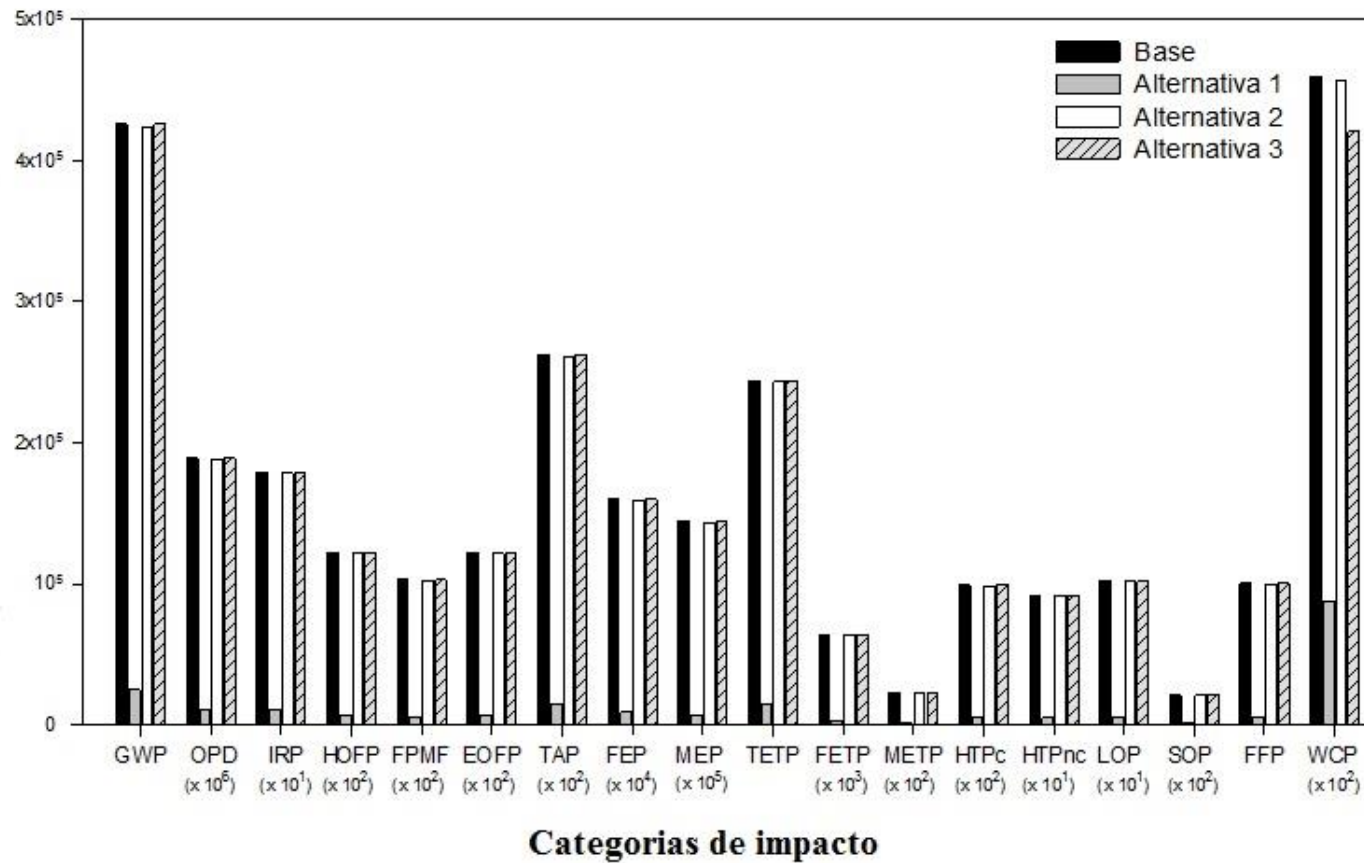


Figura 8.7.1: Análisis de sensibilidad para comparar los resultados de ACV del escenario base de la producción de celulasas mediante FES con los tres escenarios alternativos. Unidad funcional: 1 kg de celulasas. Alternativa 1: Efecto del paso de liofilización. Alternativa 2: Efecto del paso de compostaje. Alternativa 3: Efecto del consumo de agua. Los resultados se basan en la metodología ReCiPe2016. Algunas categorías se han multiplicado por 10 para permitir su representación. El multiplicador se muestra en el eje horizontal.

Finalmente, con la Alternativa 3 se pretende evaluar el efecto de la cantidad de agua utilizada durante la etapa de extracción de las celulasas. Este cambio reduce únicamente la categoría de impacto asociada al consumo de agua en un 8 %, pero la optimización del uso del agua es un punto importante puesto que reduce directamente los costes de operación. Al disminuir el consumo de agua se reduce la carga medioambiental que supone su tratamiento.

8.8 – EVALUACIÓN ECONOMICA PRELIMINAR

En base a la experiencia previa, se presenta una estimación inicial del coste de producción de celulasas mediante FES a partir de residuo de café. El objetivo de este punto es calcular mediante los principales factores considerados (uso de productos químicos, consumos de recursos, costes de personal cualificado y de operación) el coste económico necesario para producir 1 kg de celulasas seca. Se asume que la materia prima (residuo de café) no tiene ningún coste puesto que se trata de un residuo.

Teniendo en cuenta estos factores, el coste de producir 1 kg de celulosa es de aproximadamente 1100 €. Aunque no se ha tenido en cuenta el coste de la inversión inicial para construir las instalaciones, se contempla el coste de los consumibles desechables necesarios como por ejemplo los filtros tangenciales utilizados en la etapa de filtración y ultrafiltración. En base a la experiencia adquirida por el grupo de investigación este tipo de consumible tiene una vida útil de aproximadamente 5 años (400 lotes). Sin embargo, en aplicaciones a gran escala, generalmente pueden ser regenerados alargando su vida útil, por lo que, pasado este tiempo, el coste de producción se vería aumentado de manera puntual.

8.9 – CONCLUSIONES

Es importante recordar que este estudio es el primero en el que se realiza un ACV del proceso completo de FES para la producción de celulasas a partir de residuo de café a una escala representativa, por lo que es difícil comparar los resultados obtenidos.

Estudios anteriores como por ejemplo el de Cerda et al. (2017b) y Mejías et al. (2018) muestran que la FES es una tecnología prometedora para producir celulasas a partir de residuos orgánicos. Con los resultados obtenidos en el presente estudio se alcanza una imagen real del impacto ambiental que genera la producción de celulasas a través de la FES, con el objetivo de poder reformular la producción industrial de esta enzima, dándole un enfoque sostenible basado en los principios de la economía circular.

Según los resultados obtenidos en este caso de estudio, los principales impactos ambientales asociados con la producción de celulasas mediante FES, están relacionados con el consumo de electricidad de las etapas de separación y concentración de la enzima. Este consumo afecta principalmente a las categorías de impacto del calentamiento global, la ecotoxicidad terrestre, la escasez de recursos fósiles, la radiación ionizante y el uso de la tierra.

Gracias al análisis de sensibilidad se puede confirmar que la etapa de liofilización es la que más contribuye en todas las categorías de impacto, ya que consume la mayor cantidad de electricidad en todo el sistema estudiado. La omisión de esta etapa de proceso conlleva una reducción del impacto ambiental en torno a un 94.0%.

Estos resultados abren un abanico a futuros estudios de investigación, como la comparación de la producción de enzimas a través de la producción tradicional (FS) o en la evaluación y valoración de las etapas de separación de la enzima. Está claro que cada

proceso individual de FES debe estudiarse mientras se consideran cuidadosamente el uso posterior de la enzima y sus particularidades.

8.10 – REFERENCIAS

Brizmohun, R., Ramjeawon, T., Azapagic, A., 2015. Life cycle assessment of electricity generation in Mauritius. *Journal Cleanear Production* 106, 565-575.

Brown, M.T., Ulgiati, S., 2002. Emergy evaluations and environmental loading of electricity production systems. *Journal Cleanear Production*. 10, 321-334.

Cerda, A., Gea T., Vargas-Garcia, M.C., Sánchez A. 2017a. Towards a competitive solid state fermentation: Cellulases production from coffee husk by sequential batch operation and role of microbial diversity. *Science of the Total Environment* 589, 56-65.

Cerda, A., Mejias, L., Gea, T., Sánchez, A. 2017b. Cellulase and xylanase production at pilot scale by solid-state fermentation from coffee husk using specialized consortia: The consistency of the process and the microbial communities involved. *Bioresource Technology* 243, 1059-1068.

Colón, J., Martínez-Blanco, J., Gabarrell, X., Font, X., Artola, A., Sánchez, A. 2009. Performance of an industrial biofilter from a composting plant in the removal of ammonia and VOCs after material replacement. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 84, 1111-1117.

Colón, J., Cadena, E., Pognani, M., Barrena, R., Sánchez, A., Font, A. 2011. Determination of the energy and environmental burdens associated with the biological treatment of source-separated Municipal Solid Waste. *Energy&Environmental Science* 5, 5731-5741.

De Baan, L., Alkemade, R., Köllner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: A global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1216-1230.

Dentener, F., Drevet, J., Lamarque, J.F., Bey, I., Eickhout, B., Fiore, A.M., Hauglustaine, D., Horowitz, L.W., Krol, M., Kulshrestha, U.C., Lawrence, M., Galy-Lacaux, C., Rast, S., Shindell, D., Stevenson, D., Van Noije, T., Atherton, C., Bell, N., Bergman, D., Butler, T., Cofala, J., Collins, B., Doherty, R., Ellingsen, K., Galloway, J., Gauss, M., Montanaro, V., Muller, J.F., Pitari, G., Rodriguez, J., Sanderson, M., Solomon, F., Strahan, S., Schultz, M., Sudo, K., Szopa, S., Wild, O., 2006. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: a multimodel evaluation. *Global Biogeochemical Cycles* 20, GB4003, 1-21.

Garret, P., and Ronde, K., 2011. Life cycle assessment of electricity production from V90-2.0 MW Gridstreamer Wind Plant. Vestas Wind systems A/S, Alsvej 21, 8900 Randers, Denmark. Disponible:

https://www.vestas.com/~media/vestas/about/sustainability/pdfs/lca_v902mw_version1.pdf Consultado en junio 2018.

Gassara, F., Brar, S.K., Pelletier, F., Verma, M., Godbout, S., Tyagi, R.D., 2011. Pomace waste management scenarios in Québec – Impact on greenhouse gas emissions. *Journal of Hazardous Materials* 192, 1178-1185.

Gilpin, G.S. y Andrae A.S.G., 2017. Comparative attributional life cycle assessment of European cellulase enzyme production for use in second-generation lignocellulosic bioethanol production. *International Journal of Life Cycle Assessment* 22, 1034-1053.

Guo, M., and Murphy, R.J. 2012. LCA data quality: Sensitivity and uncertainty analysis. *Science of the Total Environment*. 435, 230-243.

Hong, Y., Nizami, A.S., Bafrani, M.P., Savile B.A. 2012. Impact of cellulase production on environmental and financial metrics for lignocellulosic ethanol. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*. 7, 303-313.

Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M.D.M., Hollander, A., Zijp, M., van Zelm, R., 2016. A harmonized life cycle assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. National Institute for Public Health and the Environment. Ministry of Health, Welfare and Sport, Netherlands.

Kuhad, R.C., Gupta, R., Singh, A. 2011. Review Article: Microbial Cellulases and Their Industrial Applications. *Enzyme Research*, 1-10.

Marín, M., Artola, A., Sánchez, A., 2018. Optimization of Down-Stream for Cellulases Produced Under Solid-State Fermentation of Coffee Husk. *Waste Biomass Valorization*. In press, Disponible: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs12649-018-0327-5>. Consultado Febrero 2019.

Maulini-Duran, C., Abraham, J., Rodríguez-Perez, S., Cerda, A., Jimenez-Peñalvez, P., Gea, T., Barrena, R., Artola, A, Font, X., Sánchez, A. 2015. Gaseous emissions during the solid state fermentation of different wastes for enzyme production at pilot scale. *Bioresource Technology* 179, 211-218.

Mejías, L., Cerda, A., Barrena, R., Gea, T., Sánchez, A. 2018. Microbial Strategies for Cellulase and Xylanase Production through Solid-State Fermentation of Digestate from Biowaste. *Sustainability* 10, 2-19.

Puyuelo, B., Gea, T., Sánchez, A., 2014. GHG emissions during the high-rate production of compost using standard and advanced aeration strategies. *Chemosphere* 109, 64-70.

Racoviceanu, A.I., Karney, B.W., Kennedy, C.A., Colombo, A.F., 2007. Life cycle energy use and greenhouse gas emissions inventory for water treatment systems. *Journal of Infrastructure Systems* 13, 261-270.

Sánchez, A., Ferrer, P., Serrano, A., Valero, F., Solà, C., Pernas, M., Rúa, M.L., Fernández-Lafuente, R., Guisán, J.M., De la Casa, R.M., Sinisterra, J.V., Sánchez-Montero, J.M., 1999a. A controlled fed-batch cultivation for the production of new crude lipases from *Candida rugosa* with improved properties in fine chemistry. *Journal of Biotechnology* 69, 169-182.

Sánchez, A., Ferrer, P., Serrano, A., Pernas, M., Valero, F., Rúa, M., Casas, C., Solà, C. 1999b. Characterization of the lipase and esterase múltiple froms in an enzyme preparation from a *Candida rugosa* pilot-plant scale fed-batch fermentation. *Enzyme and Microbial Technology* 25, 214-223.

Sánchez, A., Gabarrell, X., Artola, A., Barrena, R., Colón, J., Font, X., Komilis, D., 2016. Composting of wastes. In: *Resource recovery to approach zero municipal waste*, Ed: M.J. Taherzadeh and T. Richards, CRC Press, Taylor and Francis, Boca Raton, FL pp. 77-106.

Singhania, R.R., Sukumaran, R.K., Patel, A.K., Larroche, C., Pandey, A., 2010. Advancement and comparative profiles in the production technologies using solid-state and submerged fermentation for microbial cellulases. *Enzyme and Microbial Technology* 46, 541-549.

Schweier, J., Schnitzler, J.P., Becker, G., 2016. Selected environmental impacts of the technical production of wood chips from poplar short rotation coppice on marginal land. *Biomass & Bioenergy Journal* 85, 235-242.

Soam, S., Kapoor, M., Kumar, R., Borjesson, P., Gupta, R.P., Tuli, D.K., 2016. Global warming potential and energy analysis of second generation ethanol production from rice straw in India. *Applied Energy Journal* 184, 353-364.

CAPÍTULO 9

**Comparación del impacto ambiental
de la producción de celulasas: FES a
partir de residuo de café frente a FS a
partir de sustrato puro.**

Parte de este Capítulo está en revisión en la revista *Environment, Development and Sustainability*. “Solid state fermentation versus submerged fermentation for the recovery of cellulases from coffee husks: A Life Cycle Assessment (LCA) based comparison”.

Eva Catalán, Antoni Sánchez

9.1 - ANTECEDENTES

Hasta la fecha, la producción de celulasas a partir de sustratos lignocelulósicos ha sido ampliamente estudiada en procesos de FS (Doppelbauer et al., 1987; Garcia-Kirchner et al., 2002; De Sales et al., 2017). La FS es la técnica más utilizada para la producción de celulasa mediante hongos aeróbicos *Trichoderma reesei* siendo una de las cepas más comunes para su producción (Himmel et al., 1999; Sáez et al., 2002). El coste relativamente alto de la obtención de este tipo de enzimas es la principal causa para no tener una producción a escala industrial (Chen et al., 2010).

Como ya hemos podido ver en el capítulo anterior, la producción de celulasas mediante FES a partir de residuos lignocelulósicos es una alternativa sostenible y viable económicamente.

En consecuencia, dado que las celulasas se pueden producir de diferentes maneras, se considera útil evaluar la huella ambiental de estas vías de producción, permitiendo la comparación entre las diferentes técnicas con el objetivo de establecer las ventajas e inconvenientes de cada una.

Aunque la información referente al proceso de producción de celulasas mediante FES está correctamente explicada y detallada en el Capítulo 8, en el presente Capítulo se repite alguna información con el fin de facilitar su comprensión.

9.2 – OBJETIVO Y ALCANCE

El objetivo de este estudio es evaluar el impacto ambiental de la producción de celulasas realizada a través de dos técnicas teniendo en cuenta que:

- 1) La FS se realiza mediante un microorganismo específico y utiliza un sustrato puro de celulosa.
- 2) La FES se realiza mediante un residuo lignocelulósico (residuo de café) como sustrato y una población de microorganismos especializados gracias al sustrato escogido.

En ambos casos se realiza la valoración ambiental mediante ACV del proceso completo de producción de celulasas, es decir, incluyendo la fermentación, la separación y concentración de la enzima y el tratamiento de los residuos.

Con este caso de estudio se pretende comparar de manera objetiva las dos posibles vías de producción analizando las etapas que contribuyen a un mayor impacto ambiental.

Hasta la fecha y hasta donde llega nuestro conocimiento, no se sabe de ningún estudio de ACV comparando producción completa de una enzima mediante FES y mediante FS.

9.3 – LÍMITES DEL SISTEMA Y DESCRIPCIÓN

Cabe señalar que hay poca información en la literatura que permita realizar un ACV completo teniendo en cuenta todas las etapas de la producción de celulasas a través de FS. Normalmente, los estudios presentes en la bibliografía muestran únicamente la producción de la enzima, es decir, la fermentación. Por lo que el proceso de separación y concentración de la enzima no está claramente definido.

Sin embargo, en el grupo de investigación GICOM, se ha realizado una producción completa incluyendo la separación y recuperación de la enzima mediante FES. Por este motivo y por la experiencia del grupo de investigación, se considera que la FS tiene las mismas etapas de separación y concentración de la enzima.

Ambos procesos se evalúan como un lote secuencial de producción.

A grandes rasgos, los límites de los dos sistemas incluyen:

- La etapa de fermentación donde se lleva a cabo la producción de las celulasas.
- Las diferentes etapas de separación y concentración de la enzima (filtración, ultrafiltración y liofilización).
- Tratamiento de las emisiones gaseosas y del residuo sólido.

Por tanto, se recopila la información necesaria para cuantificar el consumo de materia prima, energía y agua necesarias para cada uno de los procesos de producción.

Queda fuera de los límites del sistema el tratamiento de las aguas residuales y el transporte de las materias primas o producto final.

9.3.1 – Proceso de producción de celulasas mediante FS a partir de un sustrato puro

Aunque la producción de celulasas mediante FS es una técnica muy extendida, se ha escogido para realizar este estudio comparativo un modelo de producción aeróbica a partir del hongo *Trichoderma reesei* el cual produce la enzima extracelularmente. Se elige este tipo de producción por tener condiciones “similares” al proceso de producción mediante FES. El modelo planteado se basa en la recopilación de información bibliográfica incluida en los trabajos de Sáez et al. (2002), Harding et al. (2011), Heinzle et al. (2006), Himmel

et al. (1999), Wooley et al. (1999a) y Wooley et al. (1999b). Sin embargo, no se ha encontrado información suficiente para el proceso de separación y concentración de la enzima ni del tratamiento del residuo sólido (biomasa) por lo que se ha considerado un sistema muy similar al de FES.

A modo de resumen, las principales materias primas son el polvo de celulosa, el medio con inóculo, el amonio (NH_4^+), el licor de maíz, así como el agua y la energía. Los productos obtenidos son las enzimas celulasas, la biomasa, el agua residual y el dióxido de carbono (CO_2).

La Figura 9.3.1 muestra cómo la materia prima principal es polvo de celulosa puro, que actúa como sustrato. Dentro de los límites del sistema está incluida la FS (que consta del proceso de crecimiento del inóculo y del proceso de fermentación en si).

Se describen a continuación las principales etapas del proceso estudiado:

- **Inóculo:** Esta fase consta de una secuencia de 3 reactores que proporcionan la cantidad necesaria de inóculo (5 % de volumen de trabajo) necesario para la FS y la preparación del medio. El medio específico para el inóculo incluye diferentes sustancias, como sulfato de amonio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), fosfato de potasio (K_2HPO_4) o dicloruro de calcio (CaCl_2), entre otros (Heinzle et al., 2006). Los reactores se dimensionan para proporcionar el 5 % de inóculo a cada reactor de la siguiente escala. El reactor de FS es de 100 L. El tiempo de fermentación de cada uno es de 40 h (Wooley et al., 1999b).

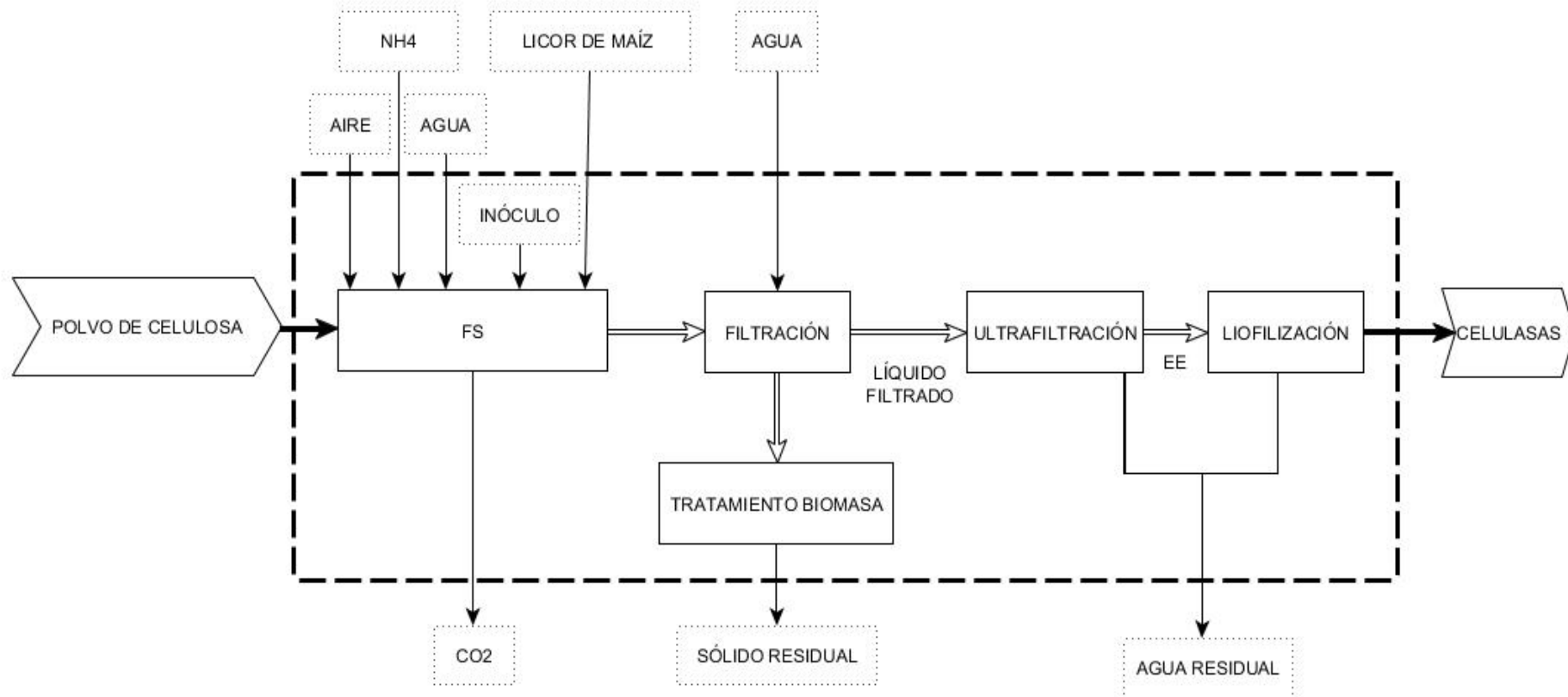


Figura 9.3.1: Diagrama de flujo del proceso de producción de celulasas mediante FS a partir de polvo de celulosa. EE: extracto enzimático. Los límites del sistema se representan con la línea negra discontinua.

- **FS:** El reactor es de 100 L aunque el volumen de trabajo es del 80 %. En esta etapa está incluidos todos los equipos necesarios para llevar a cabo la fermentación, es decir, incluye el compresor y el filtro de aire para proporcionar los requerimientos de oxígeno necesarios para unas condiciones óptimas de operación. Este reactor es la parte central del proceso donde se convierten las materias primas en el producto deseado, es decir, en las celulosas. Se utiliza amonio (NH_4) para el control del pH y además como fuente de nitrógeno adicional para el microorganismo. Como fuente de carbono se añade licor de maíz y trazas de otros nutrientes. El reactor también incluye un sistema de refrigeración con agua fría para el control de la temperatura. Durante la fermentación se desprende dióxido de carbono (CO_2) y además, del reactor se extrae la biomasa, las celulosas (producto metabólico) y las aguas residuales. Normalmente, en este tipo de procesos se forman subproductos y/o las materias primas no se consumen completamente, de ahí la generación de residuos. A partir de la cantidad de materias primas y los residuos generados teniendo en cuenta el rendimiento, pueden obtenerse los caudales. A pesar de que estos residuos no están presentados en la Figura 9.3.1, sí están incluidos en la recolección de datos de inventariado del proceso.

Una vez finalizada la FS, el caldo de cultivo pasa a la siguiente sección con el fin de separar y concentrar las celulosas:

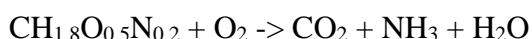
- **Filtración:** Esta fase está compuesta por dos equipos, una centrifuga tubular y un filtro de membrana de $0,22 \mu\text{m}$ por donde se hace pasar el caldo resultante de la FS, eliminando aproximadamente el 99.9 % de la biomasa total.

- **Ultrafiltración:** el sobrenadante se pasa por un equipo de ultrafiltración (de filtración tangencial) para obtener un líquido concentrado sin biomasa. La ultrafiltración (10 kDa)

se realiza hasta que el factor de concentración volumétrica es de 10 con el fin de optimizar el proceso de liofilización.

- **Liofilización:** En esta última etapa se elimina toda el agua restante y se obtiene una enzima sólida y seca como producto final.

- **Tratamiento de biomasa residual:** Finalmente se considera el tratamiento del residuo de biomasa con el objetivo de plantear la producción como una estrategia de cero residuos. Esta biomasa no se puede compostar, por lo que su tratamiento consta en su neutralización a través de una reacción de oxidación. Por tanto se calcula de manera teórica el consumo de oxígeno necesario (TDQO) a partir de la composición molecular, por lo que la reacción necesaria es:



9.3.2 – Proceso de producción de celulasas mediante FES a partir de residuo de café

Como ya se presenta en el Capítulo 8, el modelo de producción de celulasas mediante FES se basa en datos experimentales obtenidos dentro del grupo de investigación GICOM (Cerdea et al., 2017a; Cerdea et al., 2017b; Marín et al., 2018).

La Figura 9.3.2 presenta el proceso de producción de celulasas mediante FES estudiado con la metodología ACV. Dentro de los límites del sistema se observa la FES donde se producen las celulasas, las etapas de separación y concentración de esta y el tratamiento de residuo sólidos mediante compostaje, además del tratamiento de emisiones.

Como resumen, la materia prima principal es el residuo de café que hace la función de sustrato para el crecimiento de los microorganismos. El inóculo proviene del SF de un

lote anterior. Se utilizan astillas de madera como agente estructurante en una proporción de 1: 1 (v/v) para aumentar la porosidad y permitir un proceso totalmente aeróbico.

Aunque las etapas de este sistema están descritas en el Capítulo 8, a continuación se explican con más detalle cada una de las etapas incluidas en el sistema:

-FES: La fermentación se lleva a cabo en un reactor de lecho compacto hermético de lecho compacto de 100 L, utilizando un compresor externo para el suministro de aire. El tiempo de fermentación es de 24 h (Cerda et al., 2017a). Como fuente de microorganismo se utiliza el 10 % del SF de la operación anterior (Cerda et al., 2017b; Maulini-Duran et al., 2015; Zulkeflee et al., 2014). Se añaden astillas de madera para proporcionar la porosidad necesaria para una correcta transferencia de oxígeno, según el método de Ruggieri et al. (2009). De la misma manera, todo el SF se lleva a las etapas de separación, excepto el 10 % que se utiliza como inóculo para el siguiente lote.

Las etapas de separación y concentración de la enzima constan de cuatro fases principales y se resumen a continuación:

- Extracción: Se realiza dentro del mismo reactor de FES. El material sólido fermentado (SF) que contiene la enzima se mezcla con agua de red con una ratio 1:2 (v/v). La mezcla de sólidos fermentados se pasa a través de una malla de 1 mm colocada en el mismo tanque, separando las partículas sólidas más grandes.

- Filtración: El líquido obtenido de la extracción se centrifuga y el sobrenadante se pasa a través de un filtro de membrana de 0,22 μm . Con estas dos operaciones se obtiene un líquido claro libre (prácticamente) de la biomasa.

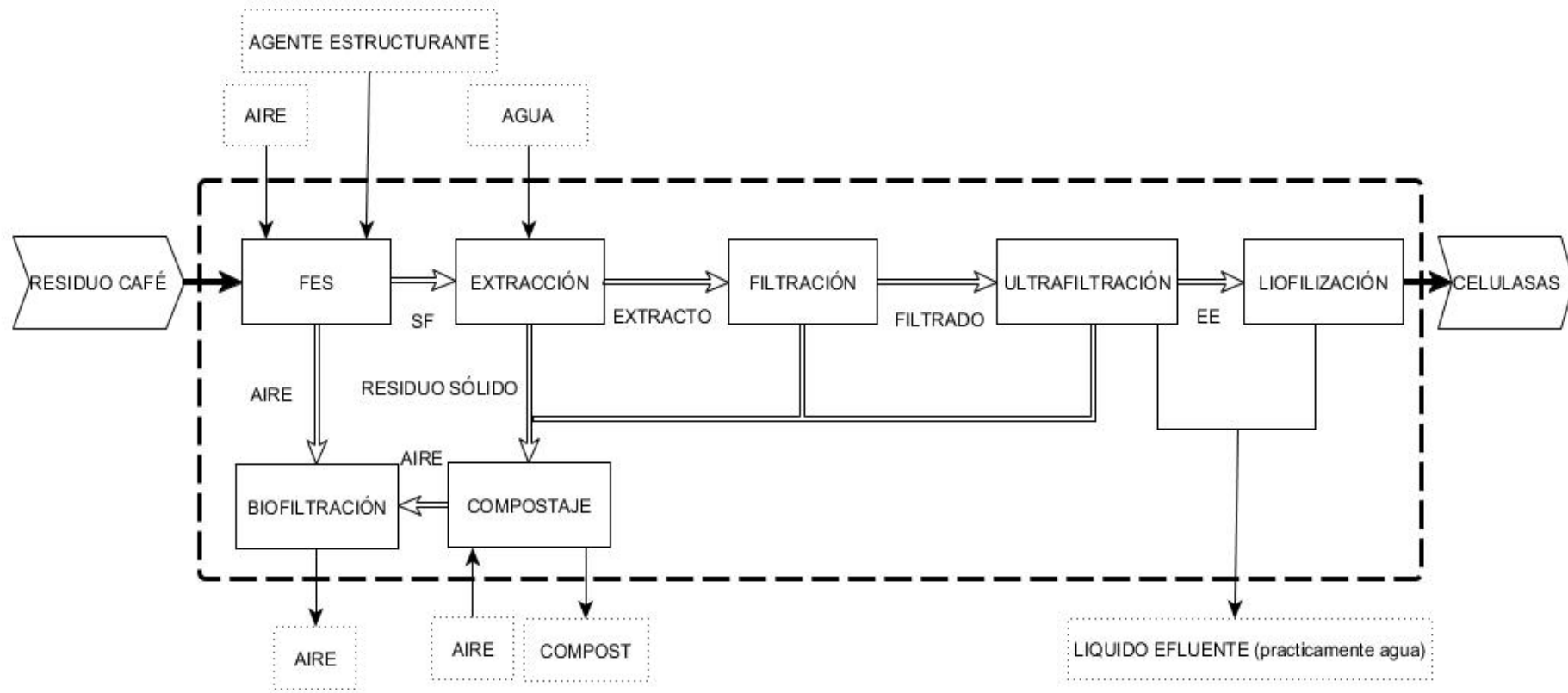


Figura 9.3.2: Diagrama de flujo del proceso de producción de celulasas mediante FES a partir de residuo de café. EE: extracto enzimático. Los límites del sistema se representan con la línea negra discontinua.

- **Ultrafiltración:** El filtrado se pasa a través de un sistema de ultrafiltración (10 kDa) para concentrar la enzima. Este paso se realiza hasta que el factor de concentración volumétrica corresponde a 10.

- **Liofilización:** El líquido obtenido de la ultrafiltración (concentrado de enzima) se liofiliza para eliminar el agua y obtener la enzima seca y sólida (producto principal).

Durante todas estas etapas, se recoge el residuo sólido restante ya que este material orgánico puede ser compostado fácilmente. El proceso de compostaje se realiza en el mismo tipo de recipiente de aireación durante 14 días, obteniendo un producto similar al compost, una enmienda orgánica que puede ser utilizada en suelo agrícola.

9.3 – UNIDAD FUNCIONAL

Puesto que el objetivo es comparar las vías de producción de las enzimas celulasas, se escoge la UF de "1 kg de celulasas sólida y seca producida".

9.4 – INVENTARIADO Y SUPOSICIONES

En el caso de la FS, la recolección de datos necesarios para llevar a cabo el inventariado se realiza a partir de la literatura publicada en varios estudios. Es necesario remarcar que esta no es muy extensa, por lo que deben realizarse varias suposiciones con el fin de poder llevar a cabo una aproximación de la comparación medioambiental mediante ACV. Además, en este caso de estudio, la tecnología FS no es un proceso multifuncional, ya que únicamente se obtiene un producto final (celulasas) y todo el impacto ambiental se atribuye a la obtención de este producto.

En cambio, en el caso de la FES, tal y como hemos podido ver en el Capítulo 8, prácticamente todos los datos necesarios para el inventariado son obtenidos experimentalmente.

9.4.1 – Suposiciones generales

Como ya se ha podido comprobar, en cualquier estudio de ACV existen diferentes suposiciones, las cuales se recogen a continuación. Estas suposiciones son de carácter general para ambas vías de producción de celulasas y posteriormente se detallan las específicas.

La principal suposición de este estudio es que se obtiene la misma cantidad de celulasas a través de las dos tecnologías de producción, es decir, la cantidad de enzima sólida y seca tiene la misma actividad, indistintamente del método de producción por el cual se ha obtenido.

La otra suposición principal para poder realizar este ACV se debe a incluir las mismas etapas y los mismos equipos de separación y purificación de la enzima. Esto es debido a que en la literatura disponible no existen datos suficientes para determinar con seguridad las diferentes etapas y los equipos que la componen, pero gracias a la experiencia dentro del grupo de investigación GICOM es factible realizar esta suposición con la convicción de que es totalmente posible.

Por otro lado, no está incluido el transporte de materias primas ni de los productos finales, puesto que se centra únicamente en el proceso de producción. En la misma línea, no se considera el uso posterior de la enzima.

Del mismo modo que en los otros casos de estudio anteriores, la aireación necesaria para proporcionar las condiciones aeróbicas óptimas en la producción, se realiza mediante un

compresor externo que toma aire atmosférico y se utiliza la conversión obtenida del trabajo de Puyuelo et al. (2014) en la que se demuestra que la energía necesaria en función del volumen de aire equivale a 396 kJ/m^3 .

En cuanto a las suposiciones necesarias para determinar el consumo eléctrico de las diferentes operaciones unitarias de la etapa de separación y extracción de la enzima en cada proceso, se considera que:

La filtración tiene una duración de 2 h, la ultrafiltración de 24 h y la liofilización de otras 24 h. El consumo de energía de los diferentes pasos (kJ) se calcula teniendo en cuenta la potencia del equipo y el tiempo de operación. Estos tiempos se han estimado de acuerdo con las descripciones de varios equipos utilizados en el proceso a escala piloto dentro del grupo de investigación y son típicos en otros procesos enzimáticos (Sánchez et al., 1999a; Sánchez et al., 1999b).

Finalmente, no se incluye el tratamiento de aguas residuales en ningún escenario.

9.4.2 – Principales suposiciones, entradas y salidas del proceso de producción de celulasas mediante FS

La suposición principal para el proceso de FS es que la materia prima principal en este caso es el polvo de celulosa, el cual tiene asociadas unas cargas ambientales debidas a su producción. En este caso de estudio se elige como entrada principal y presente en la base de datos de Ecoinvent, la carboximetilcelulosa. Esta suposición se basa en que este producto se obtiene directamente de la celulosa.

En este caso, la etapa de fermentación se realiza en un reactor hermético con aireación controlada de 0,58 vvm (volumen aire · volumen de reactor · minuto), a una temperatura constante de 28 C durante 107 h.

Los datos necesarios para realizar el inventariado de la producción de celulosas mediante FS son recogidos de fuentes bibliográficas. Básicamente estas fuentes son: Himmel et al. (1999), Wooley et al. (1999a), Wooley et al. (1999b) y Heinzle et al. (2006).

La Tabla 9.4.1 muestra la recolección de datos necesarios para llevar a cabo el ACV.

Tabla 9.4.1: Inventario de las principales entradas y salidas (materias primas, consumo energético, consumo de agua y productos obtenidos) para el proceso de producción de celulasas mediante FS a partir de polvo de celulosa. UF = 1kg celulasas; nitroso; Amonio¹: fuente de nitrógeno. Licor de maíz²: fuente de carbono. Nutrientes³: como sulfato de amonio (32.5%), fosfato monopotásico (46.5%), sulfato de magnesio (7.0%), cloruro de calcio (9.3%) y tween 80 (4.7%). Carboximetilcelulosa* y licor de maíz* residual

Inventariado del proceso de producción de celulasas mediante FS			
	Valor	Fuente	
Entradas	Carboximetilcelulosa (kg/UF)	3.62	-
	Amonio ¹ (kg/UF)	0.10	Cálculo basado en el trabajo de Heinzle et al. (2006)
	Licor de maíz ² (kg/UF)	0.75	Se asume que la fuente de carbono necesaria para el crecimiento de microorganismos es un residuo de maíz, aunque normalmente es una fuente de nitrógeno (Heinzle et al., 2006).
	Agua (L/FU)	77.4	Cálculo basado en el trabajo de Heinzle et al. (2006)
	Nutrientes ³ (kg/FU)	0.55	Los nutrientes necesarios durante la fermentación son: 32.5 g/L de sulfato de amonio [(NH ₄) ₂ SO ₄], 46.5 g/L de fosfato monopotásico (KH ₂ PO ₄), 7.0 g/L de sulfato de magnesio Heptahidrato (MgSO ₄ · 7H ₂ O), 9.3 g/L de cloruro de calcio dihidrato (CaCl ₂ · 2H ₂ O) y 4.7 g/L de Tween 80 (Woollet et al., 1999b).
	Energía (kJ/FU)	1413935	Teniendo en cuenta que la energía es la suma del consumo de cada equipo (teniendo en cuenta la potencia y el número de horas de trabajo) y el consumo total de aire. El consumo de aire de la fermentación es de 372701 L de aire/kg de celulasas.
Salidas	Biomasa residual (kg/UF)	1.5	El oxígeno requerido para la oxidación de biomasa producida en 1 kg de celulasas es de 102 kg. (ThCOD). Se calcula mediante la reacción teórica del microorganismo de oxidación con la siguiente reacción: CH _{1.8} O _{0.5} N _{0.2} + O ₂ + CO ₂ + NH ₃ + H ₂ O
	Carboxilmetilcelulosa* (kg/UF)	0.35	Cálculo basado en el trabajo de Heinzle et al. (2006)
	Licor de maíz* (kg/UF)	0.15	Cálculo basado en el trabajo de Heinzle et al. (2006)
	Agua residual (L/UF)	65.2	Cálculo basado en el trabajo de Heinzle et al. (2006)
	Dióxido de carbono (kg/UF)	0.13	En base al estudio de Sáez et al. (2002) donde se demostró que durante la fermentación se pueden producir 18 g/L de CO ₂ en términos de volumen de biorreactor.

9.4.3 – Principales suposiciones, entradas y salidas del proceso de producción de celulasas mediante FES

Por contra, en el caso de la FES, la suposición fundamental es que la principal materia prima del proceso no tiene asociadas cargas ambientales, puesto que es un residuo (residuo de café). Por otro lado, los gases emitidos durante la fermentación y el compostaje se tratan a través de un biofiltro capaz de eliminar el 70 % de los compuestos emitidos (Colón et al., 2009).

La Tabla 9.4.2 muestra las principales entradas y salidas del proceso de producción de celulasas mediante FES. Todos los datos fueron obtenidos a partir de valores experimentales presentados en los trabajos de Cerda et al. (2016) y Marín et al. (2018).

Tabla 9.4.2: Inventario de las principales entradas y salidas (materias primas, consumo energético, consumo de agua y productos obtenidos) para el proceso de producción de celulasas mediante FES a partir de residuo de café. UF = 1kg celulasas; Agente estructurante: astillas de madera; COV: compuesto orgánico volátil; CH₄: metano; N₂O: óxido nitroso; NH₃: amoníaco.

Inventariado		
	Valor	Fuente
Entradas	Residuo de café (kg/UF)	84.3 El residuo de café proviene de Marcilla S.L, Barcelona. (España), y no tiene impactos ambientales asociados.
	Agente estructurante(kg/UF)	55 Cálculo basado en el trabajo de Cerda et al., 2017
	Consumo Energético (kJ/UF)	1407873 Suma del consumo energético de cada equipo y el consumo total de aire requerido en el proceso de FES y compostaje (357053 L).
	Agua	678.8 Cálculo basado en el trabajo de Cerda et al., 2017
Salidas	Compost (kg/UF)	186.8 El proceso de compostaje se realizó en el mismo reactor de la FES con aireación durante 14 días. Se asume que el compost obtenido evita la producción de fertilizante. Esto implica que se evitaron 5,6 kg de producción de fertilizante amónico/UF
	DQO (kg/UF)	0.03 Cálculo teórico basado en la reacción de oxidación de la celulosa residual: $C_6H_{10}O_5 + \frac{17}{2}O_2 \rightarrow 6CO_2 + 5H_2O$
	Efluente residual (kg/UF)	601.5 Cálculo basado en el trabajo de Marín et al., 2018
	CH ₄ (kg/UF)	0.02 Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015 y Colón et al., 2009
	COVs (kg/UF)	0.13 Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015 y Colón et al., 2009
	NH ₃	0.06 Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015 y Colón et al., 2009
	N ₂ O	0.06 Cálculo basado en el trabajo de Maulini-Duran et al., 2015 y Colón et al., 2009

9.6 – RESULTADOS Y DISCUSIÓN

9.6.1 Resultados generales

La Figura 9.6.1 muestra los resultados de la comparación de la producción de celulosas mediante FS y FES. Este resultado es la suma de las cargas ambientales debidas a la emisión directa e indirecta para cada tecnología de producción. Aunque la comparación entre las diferentes categorías de impacto no se puede realizar, ya que cada categoría se expresa en la unidad correspondiente, la autora ha considerado útil representar en un gráfico los resultados y poder tener una imagen. Para ello, algunos resultados deben multiplicarse tal y como expresa el eje del gráfico. Los multiplicadores se han utilizado únicamente con un fin visual.

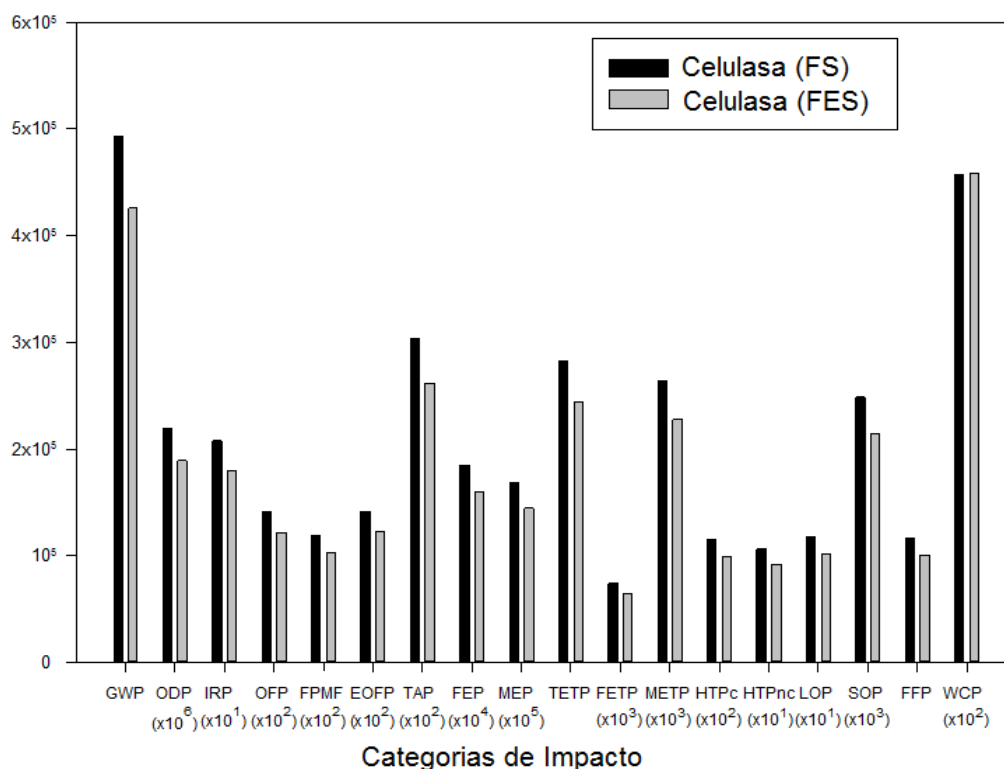


Figura 9.6.1: Comparación de los resultados de ACV de la producción de celulosas mediante FS frente a la producción de celulosas mediante FES. UF: 1 kg de celulosas. Los resultados se basan en la metodología ReCiPe2016. Algunas categorías se han multiplicado por factores de 10 para permitir su representación. El multiplicador se muestra en el eje horizontal.

Los impactos debidos a la producción de la enmienda orgánica (compost) en el caso de la tecnología FES no son significativos (puesto que su asignación es baja en función del coste de mercado), por lo que de aquí en adelante no se incluyen.

Tal y como muestran los resultados, los impactos asociados a la producción de celulasas mediante la tecnología FES son menores (en un promedio de 13 %) respecto a los resultados de la tecnología FS para todas las categorías de impacto, excepto en la categoría correspondiente al consumo de agua, que es ligeramente superior (0.5 %). Las categorías con valores más elevados en ambos casos son: el calentamiento global (492715 kg CO_{2eq} para FS y 425722 kg CO_{2eq} para FES), la radiación ionizante (20776 kBq Co-60_{eq} para FS y 17953 kBq Co-60_{eq} para FES), la ecotoxicidad terrestre (282746 kg 1,4-DCB para FS y 244249 kg 1,4-DCB para FES) y la escasez de recursos fósiles (116237 kg oil_{eq} para FS y 100436 kg oil_{eq} para FES). La mayor diferencia de impacto entre ambas tecnologías de producción, corresponde a la categoría de eutrofización marina (14.4 %).

Como ya se ha señalado, la categoría de impacto con mayor valor para ambas tecnologías corresponde al calentamiento global. Este resultado está en línea con el publicado por Nizami et al. (2013), donde se demuestra que durante la producción de bioetanol, la producción de enzimas es la mayor contribuyente en la emisión de gases de efecto invernadero. Tal y como ya se pudo apreciar en el Capítulo 8, una de las fuentes más importantes en la contribución de emisiones de gases de efecto invernadero es la producción de electricidad (IEA, 2017), por lo que el consumo de esta es un aspecto importante para mejorar el desarrollo de nuevas tecnologías. Los resultados obtenidos en este trabajo concuerdan con los trabajos anteriores de Gilpin y Andrae (2017) y Silalertruska et al. (2013), donde demostraron que la categoría de calentamiento global

es el principal impacto en la producción de biocombustibles utilizando celulosas como catalizador.

Con respecto a las demás categorías no se puede comparar el impacto ambiental obtenido con otros estudios, ya que hasta donde llega nuestro conocimiento, no existen publicaciones de estudios similares en la literatura. Sin embargo, se señala el efecto que pueden tener sobre el medio ambiente.

La escasez de recursos fósiles tiene una relación evidente con el calentamiento global, puesto que durante su combustión se emite gran cantidad de dióxido de carbono (CO_2) y este es el principal gas de efecto invernadero (IEA, 2018).

En consecuencia, deben buscarse nuevas fuentes de combustible que disminuyan la extracción de los combustibles fósiles, tan contaminantes como escasos. La obtención de estas nuevas vías no debe generar un gran impacto ambiental. Como se observa en los resultados obtenidos, el consumo de electricidad genera un alto impacto debido a las emisiones durante su producción. El sector eléctrico engloba la generación, transmisión y distribución de electricidad. Gases como el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O) se liberan durante la combustión de los combustibles fósiles necesarios para producir electricidad. Estudios realizados por Doric et al. (2012) y Ferreira et al. (2008) demostraron que durante la combustión de combustibles fósiles se emiten grandes cantidades de este tipo de gases, en diferentes tecnologías de producción de energía eléctrica.

Por otro lado, las categorías de impacto correspondientes al agotamiento del ozono estratosférico ($0.22 \text{ kg CFC}^{-11}$ para FS y $0.19 \text{ kg CFC}^{-11}$ para FES), la eutrofización de agua dulce ($18.50 \text{ kg P}_{\text{eq}}$ para FS y $15.98 \text{ kg P}_{\text{eq}}$ para FES) y la eutrofización marina (1.69

kg N_{eq} para FS y 1.44 kg N_{eq} para FES) son las que menor valor tienen. Esto es un punto positivo que muestra como las emisiones al agua y al aire son insignificantes en ambas tecnologías de producción. La diferencia que existe entre ellas podría deberse al uso de las distintas materias primas (carboximetilcelulosa y residuo de café).

Por tanto, de acuerdo con los resultados presentados e interpretados en este caso de estudio, se confirma la importancia de enfocar las mejoras de las nuevas estrategias de producción de celulosas hacia la disminución de la emisión de los gases de efecto invernadero, debidos básicamente al consumo eléctrico. Es decir, enfocar las nuevas tecnologías a reducir el consumo eléctrico.

A continuación se analizan los resultados por separado para mejorar el análisis.

9.6.2 Resultados individuales

- Producción de celulosa mediante FS

En la Tabla 9.6.1, se pueden observar los impactos ambientales, tanto directos como indirectos para la tecnología de producción de celulosas mediante FS. Los impactos directos de la producción se muestran en la columna “celulosa”, así como los impactos indirectos son los resultados mostrados en “carboximetilcelulosa”, “amonio”, “nutrientes” y “electricidad”

Tabla 9.6.1: Resultado de ACV para el proceso de producción de celulosas mediante FS a partir de carboximetilcelulosa. UF = 1kg celulosas. Los resultados se basan en la metodología ReCiPe2016

Categorías de	Unidad	Celulosa	Carboximetilcelulosa	Amonio	Nutrientes	Electricidad
GWP	kg CO _{2eq}	1.8	16.32	0.20	1.03	492695
ODP	kg CFC ⁻¹¹ _{eq}	0	7.50E-06	7.62E-08	3.33E-07	0.22
IRP	kBq Co-60 _{eq}	0	0.11	1.01E-03	0.01	20775
OFP	kg NO _x _{eq}	0	0.03	1.96E-04	1.85E-03	1412
FPMF	kg PM _{2.5} _{eq}	0	0.03	1.88E-04	1.73E-03	1191
EOFP	kg NO _x _{eq}	0	0.03	2.023E-04	1.88E-03	1417
TAP	kg SO ₂	0	0.06	4.77E-04	3.73E-03	3032
FEP	kg P _{eq}	0	9.52E-04	8.67E-07	3.87E-05	18.50
MEP	kg N _{eq}	0	8.15E-05	1.39E-07	4.81E-06	1.69
TETP	kg 1.4-DCB	0	31.77	0.87	1.31	282712
FETP	kg 1.4-DCB	1.70E-17	6.37	6.61E-05	3.01E-04	74.12
METP	kg 1.4-DCB	0.02	0.03	6.86E-04	8.14E-04	263.72
HTPc	kg 1.4-DCB	3.49E-4	0.09	3.85E-04	2.08E-03	1149
HTPnc	kg 1.4-DCB	0	1.07	7.70E-03	0.03	10617
LOP	m ² · year	0	2.61	2.04E-04	0.01	11804
SOP	kg Cu _{eq}	0	0.03	1.00E-04	1.07E-03	248.62
FFP	kg oil _{eq}	0	4.59	0.09	0.27	116232
WCP	m ³	0.08	0.20	5.17E-03	0.01	4566

Los resultados demuestran que la electricidad y el polvo de carboximetilcelulosa (utilizado como sustrato) son prácticamente los únicos contribuyentes del impacto ambiental en todas las categorías. Por el contrario, el impacto directo asociado al proceso FS en sí, así como el uso de nutrientes y amonio para la fermentación son insignificantes.

Como se observa en la Tabla 9.6.1 y en línea con los resultados en los casos de estudio anteriores a este, las emisiones de electricidad afectan principalmente al calentamiento global, la radiación ionizante, la ecotoxicidad terrestre y la escasez de recursos fósiles. Por tanto, se puede confirmar que el consumo de electricidad es la principal contribución en el impacto ambiental de la producción de celulosas por vía FS.

Si ponemos el foco en valorar el impacto indirecto asociado al consumo de carboximetilcelulosa como materia prima principal, esta contribuye en las categorías de calentamiento global, en la ecotoxicidad terrestre y en la categoría de escasez de recursos fósiles. Esta sustancia se produce a partir de celulosa, la cual es soluble en agua. Para su producción se utiliza celulosa, ácido cloroacético ($C_2H_3O_2Cl$) e hidróxido de sodio (NaOH) los cuales acaban en el agua residual (Barba, 2002). Por ello el uso de esta sustancia afecta a la ecotoxicidad marina y a la toxicidad carcinogénica y no carcinogénica humana. Las aguas residuales procedentes de esta producción suelen tener una alta DQO (entre 2100 y 6500 mg/L) y salinidad ($> 10\%$), que resultan de subproductos orgánicos e inorgánicos que se generan. Los principales subproductos incluidos en la producción son el ácido etoxiacético ($C_4H_8O_3$) y el cloruro de sodio (NaCl) (Rao et al., 2015).

Por lo tanto, con el fin de disminuir la carga ambiental del proceso de producción de celulosas mediante FS, podría ser interesante reemplazar esta materia prima por otro tipo

de derivado de celulosa, incluidos los residuos sólidos lignocelulósicos, tal y como muestran estudios recientes como el de Wyman et al. (2018).

- Producción de celulosas mediante FES

La Tabla 9.6.2 muestra el desglose de las cargas ambientales según las emisiones directas e indirectas de la producción de celulosas mediante FES a partir de residuo de café, donde se muestran las emisiones directas y los impactos indirectos. Es la misma información que la tabla presentada en el Capítulo 8.

Aunque la interpretación y valoración de estos resultados se ha realizado ampliamente en el Capítulo 8, a continuación se comentan brevemente.

Los resultados muestran que los principales impactos de esta vía de producción se deben básicamente al consumo eléctrico y al uso de las astillas de madera.

El uso de las astillas de madera como agente estructurante tiene un impacto sobre las categorías de ecotoxicidad terrestre (28,1 kg 1,4-DCB) y uso de la tierra (19,6 m²·año), debido a la deforestación necesaria para obtenerla (Schweier et al., 2016).

Tabla 9.6.2: Resultados del ACV del proceso de producción de celulosas y la producción de una enmienda orgánica (compost) mediante FES a partir de residuo de café. Resultados caracterizados según la metodología ReCipe2016. UF=1 kg celulosas

Categoría de impacto	Unidad	Astillas			
		Celulosa	de madera	Electricidad	Fertilizante
GWP	kg CO ₂ eq	17.2	7.1	425758	-60.5
ODP	kg CFC ⁻¹¹ eq	6.27E-04	6.20E-06	0.19	-1.26E-03
IRP	kBq Co-60eq	0	8.78E-02	17953	-0.27
HOFP	kg NO _x eq	0	3.08E-02	1221	-0.11
FPMF	kg PM _{2.5} eq	0	2.18E-02	1029	-6.22E-02
EOFP	kg NO _x eq	0	3.29E-02	1224	-0.11
TAP	kg SO ₂	0	3.27E-02	2620	-0.26
FEP	kg P _{eq}	0	2.88E-04	16.0	-1.46E-03
MEP	kg N _{eq}	0	1.16E-04	1.46	1.35E-02
TETP	kg 1.4-DCB	0	28.1	244303	-82.3
FETP	kg 1.4-DCB	0	6.00E-03	64.1	-0.12
METP	kg 1.4-DCB	0	2.23E-02	228	-0.15
HTPc	kg 1.4-DCB	0	0.12	993	-5.43E-02
HTPnc	kg 1.4-DCB	0	2.2	9174	-5.4
LOP	m ² · año	0	19.6	10200	-8.2
SOP	kg Cu _{eq}	0	3.18E-03	215	-0.14
FFP	kg oil eq	0	2.7	100441	-7.4
WCP	m ³	645	0.19	3946	-1.2

El consumo de energía para la producción de celulasas genera una gran carga ambiental en las siguientes categorías de impacto: 425758 kg CO_{2eq} para el calentamiento global, 244303 kg 1,4-DCB para la ecotoxicidad terrestre, 100441 kg oil_{eq} para la escasez de recursos fósiles, de 17953 kBq Co-60_{eq} para radiación ionizante y 10200 m²·año para uso de la tierra. Estos resultados concuerdan con los presentados en Gassara et al (2011), y Gilpin y Andrae (2017), donde muestran que uno de los mayores impactos de la producción de celulasas es debido al consumo eléctrico, aunque no es posible comparar los valores numéricos de los resultados, puesto que en este caso se ha utilizado la metodología ReCipe2016, mucho más actual que la utilizada en los estudios citados. Los factores que se utilizan en la metodología ReCipe2016 para calcular el impacto del calentamiento global difieren significativamente de los resultados obtenidos mediante la metodología IPCC 2013 porque se incluye la retroalimentación sobre el clima y el carbono de otros gases de efecto invernadero que no son CO₂. Para más detalles, se puede consultar la documentación del método presentada en el trabajo de Hujibregts et al. (2017). Por lo tanto, la comparación con estudios anteriores solo puede hacerse en términos de tendencia y no en base al valor numérico.

En resumen, según los resultados presentados en las Tablas 9.6.1 y 9.6.2, el principal contribuyente en todas las categorías de impacto para ambas tecnologías es el consumo eléctrico. Se puede confirmar que la categoría de impacto con valor más alto en la producción de celulasas independientemente de la tecnología de producción escogida, es el calentamiento global. Esto está en consonancia con los resultados presentados en otros estudios como los de Hong et al. (2012) y Gilpin y Andrae (2017) que muestran que las principales cargas ambientales en la producción de bioetanol están relacionadas con la producción de enzimas.

9.7 – CONCLUSIONES

La principal conclusión de este caso de estudio es que la tecnología de producción de celulasas mediante FS tiene un mayor impacto ambiental en todas las categorías de impacto, en comparación con la producción mediante la tecnología de la FES. De promedio, todas las categorías de impacto resultaron en un 13 % menor en el proceso por vía FES. También se observa que en ambos casos los mayores impactos ambientales se deben al consumo de electricidad. Por lo tanto, existe la necesidad de enfocar el desarrollo o mejoras de las estrategias en este sentido. Estos resultados confirman los presentados en el trabajo de González-García et al. (2018), que muestra que la producción de enzimas requeridas para la obtención de bioetanol afecta considerablemente el perfil ambiental.

La autora es consciente de que la diferencia de resultados obtenidos en términos ambientales no es muy significativa y teniendo en cuenta las suposiciones de ambos escenarios, una disminución de 10 %– 15 % no resulta muy ventajosa. Sin embargo, es necesario remarcar que la producción de celulasas a través de FES pretende proporcionar una contribución esencial para desarrollar una economía más sostenible, eficiente en recursos y competitiva, por tanto, la producción mediante esta tecnología evita obtener un compuesto puro utilizado como materia prima (carboximetilcelulosa) y un microorganismo puro (“*Trichoderma reesei*”). El principal beneficio del empleo de la FES, según la autora, es la producción de celulasas a partir de residuos, y por tanto la contribución de esta tecnología a alcanzar mayor sostenibilidad ambiental.

9.8 – REFERENCIAS

- Barba, C., 2002. Síntesis de carboximetilcelulosa a partir de pastas de plantas anuales. Memoria para optar al grado de Doctor en Ingeniería Química. Departament d'Enginyeria Química. Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Química. Universitat Rovira i Virgili
- Chen, H., Qiu, W., 2010. Key technologies for bioethanol production from lignocellulose. *Biotechnology Advances Journal* 28, 556-562.
- Cerda, A., Gea T., Vargas-Garcia, M.C., Sánchez A., 2017a. Towards a competitive solid state fermentation: Cellulases production from coffee husk by sequential batch operation and role of microbial diversity. *Science of the Total Environment* 589, 56-65.
- Cerda, A., Mejias, L., Gea, T., Sánchez, A., 2017b. Cellulase and xylanase production at pilot scale by solid-state fermentation from coffee husk using specialized consortia: The consistency of the process and the microbial communities involved. *Bioresource and Technology*. 243, 1059-1068.
- Colón, J., Cadena, E., Pognani, M., Barrena, R., Sánchez, A., Font, X., 2011. Determination of the energy and environmental burdens associated with the biological treatment of source-separated Municipal Solid Waste. *Energy&Environmental Science* 5, 5731-5741.
- Colón, J., Martínez-Blanco, J., Gabarrell, X., Font, X., Artola, A., Sánchez, A., 2009. Performance of an industrial biofilter from a composting plant in the removal of ammonia and VOCs after material replacement. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 84, 1111-1117.

De Sales, AN., De Souza, AC., Moutta, RD., Ferreira-Leitao, VS., Schawan, RF., 2017.

Use of lignocellulose biomass for endoxylanase production by *Streptomyces termium*. *Preparative Biochemistry and Biotechnology* 47, 505-512.

Doppelbauer, R., Esterbauer, H., Steiner, W., Lafferty, R., Steinmuller, H., 1987. The use of cellulosic wastes for production of cellulose by *Trichoderma reesei*. *Applied Microbiology and Biotechnology* 26, 485-494.

Doric, J., Mirjana, M., Maja, T.S., Radonic, J., 2012. BTEX in the exhaust emissions of motor vehicles. Global conference on Global Warning, Turkey GCGW, Disponible:

https://www.researchgate.net/publication/277713794_BTEX_IN_THE_EXHAUST_EMISSIONS_OF_MOTOR_VEHICLES Consultado Mayo 2018..

Ferreira, S.L., Dos Santos, A.M., Souza, G.R., Polito, W.L., 2008. Analysis of the emissions of volatile organic compounds from the compression ignition engine fuelled by diesel-biodiesel blend and diesel oil using gas chromatography. *Energy* 33, 1801-1806.

Garcia-Kirchner, O., Muñoz-Aguilar, M., Perez-Villalva, R., Huiltron-Vargas, C. Mixed submerged fermentation with two filamentous fungi for cellulolytic and xylanolytic enzyme production, 2002. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 98, 1105-1114.

Gassara, F., Brar, S.K., Pelletier, F., Verma, M., Godbout, S., Tyagi, R.D., 2011. Pomace waste management scenarios in Québec. Impact on greenhouse gas emissions. *Journal of Hazardous Materials* 192, 1178-1185.

Gilpin, G.S., and Andrae A.S.G., 2017. Comparative attributional life cycle assessment of European cellulase enzyme production for use in second-generation lignocellulosic bioethanol production. *International Journal of Life Cycle Assessment* 22, 1034-1053.

González-García, S., Morales, P.C., Gullón, B., 2018. Estimating the environmental impacts of a brewery waste-based biorefinery: Bio-ethanol and xylooligosaccharides joint production case study. *Industrial Crops and Products* 123, 331-340.

Harding, K., and Harrison, S., 2011. Life cycle assessment (LCA) and comparison of various cellulase production methods. *Life cycle Management Conference (LCM 2011)*, Berlin.

Heinzle, E., Biwer, A.P., Cooney, C.L., 2006. *Development of sustainable bioprocesses: Modeling and simulation of bioprocesses*, ed. John Wiley & Sons, Ltd, The Atrium, Southern Gate, Chichester West Sussex PO19 8SQ. England.

Himmel, M.E., Biwer, A., Wyman, C.E., 1999. Cellulase for commodity products from cellulosic biomass. *Current Opinion in Biotechnology* 10, 358-364.

Hong, Y., Nizami, A.S., Bafrani, M.P., Saville B.A., 2012. Impact of cellulase production on environmental and financial metrics for lignocellulosic ethanol. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*. 7, 303-313.

Hujibregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M.D.M., Hollander, A., Zijp, M., van Zelm, R., 2017. *ReciPe 2016 v1.1. A harmonized life cycle assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization*. National Institute for Public Health and Environmental, Ministry of Health, Welfare and Sport. Netherlands.

IEA, 2017. The International Energy Agency disponible: <https://www.iea.org/statistics>

Consultado en mayo 2018

IEA, 2017. The International Energy Agency Oil Market Report. Disponible <https://www.iea.org/oilmarketreport/omrpublic>, Consultado en mayo 2018.

Marín, M., Artola, A., Sánchez, A., 2018. Optimization of Down-Stream for Cellulases Produced Under Solid-State Fermentation of Coffee Husk. Waste Biomass Valorization. In press, Disponible: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs12649-018-0327-5>. Consultado Febrero 2019.

Maulini-Duran, C., Abraham, J., Rodríguez-Perez, S., Cerda, A., Jimenez-Peñalvez, P., Gea, T., Barrena, R., Artola, A, Font, X., Sánchez, A., 2015. Gaseous emissions during the solid state fermentation of different wastes for enzyme production at pilot scale. *Bioresource and Technology* 179, 211-218.

Nizami, A.S., and Ismail, I.M., 2013. Life-Cycle Assessment of Biomethane from Lignocellulosic Biomass. *Green Energy and Technology*. Ed Singh, A., Pant, D., Olse, SI. 79-94.

Puyuelo, B., Gea, T., Sánchez, A., 2014. GHG emissions during the high-rate production of compost using standard and advanced aeration strategies. *Chemosphere* 109, 64-70.

Sáez, J.C., Schell, D.J., Tholudur, A., Farmer, J., Hamilton, J., Colucci, J.A., McMillan, J.D., 2002. Carbon mass balance evaluation of cellulase production on soluble and insoluble substrates. *Biotechnology and Progress* 18, 1400-1407.

Sánchez, A., Ferrer, P., Serrano, A., Valero, F., Solà, C., Pernas, M., Rúa, M.L., Fernández-Lafuente, R., Guisán, J.M., De la Casa, R.M., Sinisterra, J.V., Sánchez-Montero, J.M., 1999a. A controlled fed-batch cultivation for the production of new crude lipases from *Candida rugosa* with improved properties in fine chemistry. *Journal of Biotechnology*. 69, 169-182.

Sánchez, A., Ferrer, P., Serrano, A., Pernas, M., Valero, F., Rúa, M., Casas, C., Solà, C., 1999b. Characterization of the lipase and esterase múltiple froms in an enzyme preparation from a *Candida rugosa* pilot-plant scale fed-batch fermentation. *Enzyme Microbial Technology* 25, 214-223.

Schweier, J., Schnitzler, J.P., Becker, G., 2016. Selected environmental impacts of the technical production of wood chips from poplar short rotation coppice on marginal land. *Biomass and Bioenergy* 85, 235-242.

Rao, P.H., Zhang, W.Q., Yao, W., Zhu, A.Y., Xia, J.L., Tan, Y.F., Li, Y.J., Liu, T.Z., 2015. Chemical compounds recover in Carboxymethyl Cellulose wastewater treatment. *Chemistry in industry. Journal of Chemistry and Chemical Engineering* 64, 247-254.

Ruggieri L, Gea T, Artola A, Sánchez, A., 2009. Air filled porosity measurements by air pycnometry in the composting process: A review and a correlation analysis. *Bioresource Technology* 100, 2655–2666.

Wooley, R., Ruth, M., Glassner, D., Sheehan, J., 1999a. Process design and costing of bioethanol technology: A tool for determining the status and direction of research and development. *Biotechnology Progress* 15, 794-803.

Wooley, R., Ruth, M., Sheehan, J., Ibsen, K., 1999b. Lignocellulosic biomass to ethanol process design and economics utilizing co-current dilute acid prehydrolysis current and futuristic scenarios. *National Renewable Energy Laboratory* 580-26157.

Wyman, V., Henríquez, J., Palma, C., Carvajal, A., 2018. Lignocellulosic waste valorisation strategy through enzyme and biogas production. *Bioresource and Technology* 247, 402-411.

Zulkeflee, Z., and Sánchez, A., 2014. Solid-state fermentation of soybean residues for bioflocculant production in a pilot-scale bioreactor system. *Water Science and Technology* 70, 1032-1039.

SECCIÓN IV

CONCLUSIONES

CAPÍTULO 10

Conclusiones generales y Perspectivas futuras

10.1 – CONCLUSIONES TRANSVERSALES

Cada caso de estudio planteado en esta tesis presenta las conclusiones específicas para cada sistema. Por ello en este apartado, se pretende aportar una reflexión más general sobre las conclusiones que se han extraído realizando este trabajo.

Si la Tierra es un sistema que no crece, parece obvio que el subsistema económico presente dentro de ella no puede crecer indefinidamente. Esto implica que debe desarrollarse a través de la reorientación de prioridades, de una mayor eficiencia en el uso de los recursos y, sobre todo, de la gestión de residuos. La economía tiene que ajustarse a un patrón de desarrollo sin crecimiento del gasto de recursos y del impacto ambiental. Esto nos lleva a una oportunidad irrepetible de un cambio de mirada, donde exista una alianza entre el desarrollo científico y socioeconómico. En consonancia con el desarrollo en términos de economía circular, la FES surge como una tecnología alternativa viable y sostenible acorde con las expectativas esperables de una sociedad enfocada hacia este nuevo paradigma. Una tecnología donde los residuos se convierten en productos y donde se tiene en cuenta los mecanismos de retroalimentación para alcanzar una nueva manera de producir. Pero el desarrollo sostenible requiere de un método de evaluación y una herramienta para medir y comparar los impactos ambientales de esta nueva tecnología.

El objetivo fundamental de esta tesis era abordar esta problemática, es decir, verificar si era posible evaluar la sostenibilidad mediante el ACV de una tecnología innovadora como la FES, siguiendo con la metodología marcada por la normativa ISO. El amplio estudio realizado, refleja que existe esta posibilidad y, gracias al ACV, una valoración objetiva puede realizarse. Los resultados se sustentan en una base cuantitativa y científica que resulta fundamental para la toma de decisiones sostenibles respecto al desarrollo de la tecnología. Con esto se pretende poder aportar información ecuaníme sobre su sostenibilidad, además de poder plantear mejoras o puntos de mejora en ella.

Con los casos de estudio presentados se puede afirmar que, en términos absolutos, el proceso de FES para la gestión de residuos sólidos permite obtener enzimas de una manera más sostenible,

donde se minimiza la cantidad de residuos sólidos y el consumo de recursos. Estos resultados validan el enfoque de la FES como una alternativa de producción y gestión de residuos más respetuosa con el medio ambiente, en consonancia con las bases de la economía circular. Los resultados presentados también demuestran que es una tecnología viable a escala industrial, pero que requiere de un estudio y evaluación previo en cada caso. Así pues, el camino a recorrer en este ámbito es muy importante y debe continuar.

La metodología del ACV exige como fase del proceso de clasificación, disponer de inventarios de todas las etapas y subetapas que estén incluidos entre los límites del sistema. Estos datos deben tener la representatividad necesaria además de ser fiables. Los casos de estudio realizados en esta tesis muestran diversas dificultades en este aspecto, lo que implica que un uso no riguroso de ellos puede inducir a errores significativos, a favor o en contra de la valoración ambiental.

Con respecto a la producción de enzimas, ya sea por tecnologías tradicionales como la FS, o como tecnologías emergentes como la FES, no existen prácticamente estudios completos de ACV, por lo que es difícil comparar de resultados. Esto pone de manifiesto la necesidad de avanzar en la elaboración de inventarios sobre este campo, para poder seguir avanzando en el desarrollo de unas producciones más sostenibles.

Ahondando en esta dirección, con esta tesis la autora pretende contribuir a aumentar el conocimiento del impacto ambiental de la producción de enzimas mediante FES. Asimismo, al haber estructurado en subsistemas los casos de estudio se facilita el desglose e intercambio con otros sistemas. Gracias a los análisis comparativos se espera haber podido enfatizar las ventajas y desventajas de la tecnología FES, frente a otras tecnologías más tradicionales.

En definitiva, se espera contribuir al cuestionamiento del viejo enfoque de una ciencia desligada de los problemas medioambientales y a la superación de un modelo de crecimiento ilimitado, que conduce al desequilibrio ecológico y social. También, cómo no, la autora pretende poder potenciar mínimamente el alumbramiento de un nuevo paradigma ambiental.

10.2 – LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

Esta sección propone las líneas de investigación futuras que pueden seguirse posteriormente a esta tesis de investigación. Al tratarse de un trabajo realizado durante un tiempo limitado se han tenido que fijar unos objetivos concretos y no se ha podido extender tanto la investigación hasta el punto que se hubiera deseado.

Por la relativa novedad de la herramienta de ACV en la valoración ambiental de procesos, así como por el carácter transversal de su alcance, frente al cierre de esta tesis doctoral, la autora considera de gran importancia realizar más estudios de ACV de la tecnología FES en general, es decir, por ejemplo, de la producción de otros bioproductos como pueden ser los biosurfactantes o los biopesticidas con el fin de mejorar dicha tecnología y conseguir una obtención de bioproductos basada en la sostenibilidad ambiental.

A lo largo del trabajo presentado se han puesto de relieve otras líneas futuras de investigación en el marco de los temas que se han tratado. En cualquier caso, teniendo en cuenta el trabajo expuesto se pueden contemplar un par de escenarios más, los cuales pueden aportar mayor información.

En todos los casos de estudio planteados en esta tesis podría incluirse el transporte y para poder valorar qué medio puede ser el óptimo teniendo en cuenta la presentación final del producto.

En el caso de la producción de proteasas, podría plantearse un nuevo escenario donde se comprobase el impacto ambiental que conllevaría el proceso de depilado alternativo o enzimático incluyendo el proceso completo del tratamiento de las pieles dentro de la industria del cuero. Con esto se pondría en evidencia la disminución del impacto ambiental de este sector.

En el caso de la producción de celulasas sería interesante tener la valoración ambiental de un proceso completo experimental mediante FS para poder realizar una comparación más justa. En cualquier caso podría estudiarse alternativas de presentación de la enzima y valorar el impacto ambiental que conlleva.

Del mismo modo que en el caso de las proteasas debería evaluarse la producción completa del bioetanol para verificar la influencia de la producción de las celulasas mediante la tecnología FES.

Las futuras investigaciones relacionadas con la valoración ambiental mediante ACV quedan condicionadas al inventariado planteado, por lo que la autora recomienda mayor transparencia y facilidad para encontrar datos experimentales de los procesos estudiados.

Finalmente, más allá de los resultados y conclusiones obtenidas, se sugiere de la investigación que para superar la actual situación y favorecer el desarrollo sostenible, es necesario llevar a cabo medidas desde todos los ámbitos políticos y sociales. Con el ACV se puede definir la actual agenda de sostenibilidad industrial. En situaciones de cambio hay que favorecer el espíritu emprendedor para enfocar las tecnologías al aceleramiento el desarrollo de modelos sostenibles tanto en el sector de la investigación como en la práctica. Esto puede conseguirse laboralmente, flexibilizando el mercado de trabajo; académicamente, a través del estudio de la actividad emprendedora y de las empresas de reciente creación, y política e institucionalmente, a través de potenciar la actividad creativa, la productividad, haciendo atractiva la idea de emprender.

CAPÍTULO 11

Anexos

11.1 – ARTÍCULOS PUBLICADOS

“A Life Cycle Assessment on the Deharing of Rawhides: Chemical treatment versus enzymatic recovery through Solid State Fermentation”. *Journal of Industrial Ecology*, 23:2, 361-373, 2018. Eva Catalán, Dimitrios Komilis, Antoni Sánchez

“Solid-state fermentation and composting as alternatives to treat hair waste: A life-cycle assessment comparative approach”. *Waste Management & Research*, 35:7, 786-790, 2017. Eva Catalán, Dimitrios Komilis, Antoni Sánchez

“Environmental impact of cellulase production from coffee husks by solid-state fermentation: A life-cycle assessment”. *Journal of Cleaner Production*, 233, 954-962, 2019. Eva Catalán, Dimitrios Komilis, Antoni Sánchez

11.2 – ARTÍCULOS EN FASE DE PUBLICACIÓN

“Solid State Fermentation versus Submerged Fermentation for the recovery of cellulases from coffee husks: A Life Cycle Assessment (LCA) based comparison. *Environment, Development and Sustainability*. Under review.