



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

TESIS PRESENTADA COMO PARTE DE LOS REQUISITOS DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL, PARA LA OBTENCIÓN DEL GRADO ACADÉMICO DE: DOCTOR EN TECNOLOGÍA QUÍMICA

EN EL CAMPO DE: Optimización de procesos industriales. Modelos orientados a la problemática ambiental y energética tendientes a sistemas sustentables.

TÍTULO: “Diseño y planificación óptimos de la producción de bioetanol a partir de maíz en argentina incluyendo análisis de ciclo de vida”

UNIDAD DE INVESTIGACIÓN: Instituto de desarrollo y diseño (INGAR)

AUTORA: Carla Pieragostini

DIRECTOR: Pío Aguirre

CODIRECTOR: Miguel Ceferino Mussati

MIEMBROS DEL JURADO: Alejandro Pablo Arena Granados, María Soledad Díaz y Enrique Campanella

AÑO: 2014

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis directores de tesis, el Dr. Pío Aguirre y el Dr. Miguel Mussati, por sus cualidades académicas y humanas, por su incansable guía, por enseñarme y ayudarme en cada paso; por la confianza y el apoyo que me han brindado durante el desarrollo de mi trabajo en estos años.

Debo agradecer a CONICET por el apoyo económico brindado a través de las becas de postgrado que me han sido otorgadas.

Gracias a los demás integrantes del grupo, particularmente al Ing. Roberto Matto, por su gran destreza en búsquedas bibliográficas y por escuchar mis consultas, a Javier, Diego, Marian y Paula, que de una u otra forma me han ayudado en este camino.

Gracias a Julio Flores y María Analía Rodríguez, por los trabajos compartidos.

A los compañeros de almuerzo del Instituto de Desarrollo y Diseño (INGAR.CONICET-UTON), que resultaron compañeros de muchas otras actividades, por la amistad brindada todos los días en las charlas, sobremesas, reuniones, etc.

A mis amigas del alma, de Santa fe y Rafaela, que siempre están ahí.

A los que me alojaron en mis noches nómades y alegraron mi estadía fuera de casa.

Gracias a mi familia, en Santa Fe y Rafaela, por su amor incondicional y acompañarme en todo momento como sólo ellos saben hacerlo.

A mi compañero de vida, Mauro, por su apoyo constante, por aguantar los viajes y por ayudarme a que todo sea más fácil.

A Nacho, por su compañía en el desafío viajero y hacer menos pesado el recorrido.

A mi hermanita, Flor, por estar siempre en forma cibernética.

Finalmente, agradezco de todo corazón a mis padres, Marcelo y Gabriela, por su amor, apoyo incondicional y su comprensión.

RESUMEN

Se recopilaron diferentes métodos de evaluación de impacto clasificándolos en función de (a) su origen, (b) su base de modelado, (c) si aplican las dos últimas instancias: normalización y valoración, y (d) cómo las realizan. En este análisis se han encontrado falencias de la metodología: como la no disponibilidad de bases de datos públicas para América Latina, la falta de evaluación de efectos sinérgicos en la etapa de caracterización y una componente subjetiva en varios aspectos, como los límites del sistema, la definición de alcances y objetivos y los métodos de evaluación de impacto escogidos.

También se recopilaron diferentes trabajos referidos a la combinación de la metodología ACV y la optimización de procesos publicados en el período 1999-2011, observándose la formulación de problemas multi-criterios como la alternativa más utilizada para la inclusión de los aspectos ambientales. Como en la mayoría de los casos las funciones objetivo económicas se encuentran en conflicto con las ambientales, se ha observado que si bien esta formulación permite hallar la mejor relación de compromiso, el resultado depende fuertemente del criterio de los tomadores de decisiones ya que se hallan un conjunto de soluciones óptimas y no una única solución. A propósito, en la mayor parte de los casos, la función objetivo ambiental utilizada consistió en un único índice generado en la etapa de valoración de los métodos de ACV, cuya aplicación no es recomendada por ISO para estudios públicos.

Como caso de estudio se escogió la optimización económica y ambiental del sistema de producción de bioetanol a partir de maíz considerando diferentes zonas del país, con el objetivo de identificar opciones sustentables para la integración de los biocombustibles en el sector del transporte.

Se evaluaron tres tecnologías para la producción de etanol: convencional, con electricidad y gas natural obtenidos de la red, sistema de cogeneración alimentado con gas natural y sistema de cogeneración alimentado con rastrojo de maíz. Las dos últimas no sólo no precisan prácticamente electricidad de la red sino que venden el exceso a la misma.

El estudio abarcó desde la producción de materias primas hasta la valorización del co-producto y el uso del bioetanol en distintas mezclas etanol/nafta. Además, se realizaron comparaciones con su combustible fósil equivalente.

En primer lugar se escogió el método de evaluación de impacto Eco-indicator 99, sin embargo, posteriormente se compararon los resultados con el método ReCiPe 2008 debido a que éste último es más completo y permite una normalización mundial además de la europea.

Se analizaron las diferencias según las perspectivas (jerárquica, individualista e igualitarista) del método y el planteo de distintos escenarios, como diferentes rendimientos, presencia de deforestación y cambios en la matriz de transporte.

Luego, se trató la integración de los tres eslabones correspondientes a la cadena de suministro: producción, almacenamiento y mercado para distintas tecnologías de producción de etanol a partir de maíz mediante la formulación de un programa matemático del tipo mixto-entero lineal.

Mediante el modelo de programación matemática implementado, se identificaron los diseños óptimos según los intereses analizados, económicos o ambientales. Además, se analizó el grado de influencia de los parámetros involucrados, particularmente, precios y costos. Se evaluaron diferentes escenarios relativos a inversión, demanda y disponibilidad de insumos para la optimización ambiental y económica, así como diferentes funciones objetivo ambientales. Con la evaluación económica del software SuperPro y el programa matemático modificado con disyunciones, se estimó la rentabilidad de plantas de producción de etanol en función de la escala (capacidad de producción); más específicamente, de los costos de inversión de los módulos individuales de la planta (Molienda, Fermentación, Destilación y Tratamiento).

NOMENCLATURA

atI = disponibilidad del transporte I [horas/día]

CF_t = flujo de caja descontado en el período t [millones de US\$ anuales]

$Consump_{ipgt}$ = consumo de la materia prima i asociado a la tecnología p en la provincia g y período t [toneladas anuales]

$Consumptotal_{igt}$ = consumo total de la materia prima i en la provincia g y período t [toneladas anuales]

$Cred$ = monto de las cuotas del crédito a pagar [millones de US\$]

DP_t = depreciación en el período t [millones de US\$ anuales]

DS_i = salario del conductor del transporte I [US\$]

DT_{gga} = distancia entre las provincias g y ga [km]

E: requerimiento energético [MJ/Unidad]

EI_b : impactos ambientales para cada categoría de impacto b [unidades de impacto]

FCI =capital invertido [millones de US\$]

Fcm_{bg} = factor de caracterización para el maíz según la provincia g [unidades de impacto/toneladas anuales]

Fco_{bl} = factor de caracterización para la operación del transporte I [unidades de impacto/toneladas anuales . km]

Fcp_{bp} = factor de caracterización para la tecnología p [unidades de impacto/toneladas anuales]

Fct_{bl} = factor de caracterización para el establecimiento del transporte I [unidades de impacto/ unidades de transporte]

FC_t = costos de combustible en el período t [millones de US\$]

FDC = capital total despreciable [millones de US\$]

FE: factor energético [MJ/Unidad de masa]

Fn_b = factor de normalización para la categoría de impacto b [unidades de impacto]

FT= número de intervalos de tiempo

FU_i = consumo de combustible del transporte I [km/L]

GC_t = costos generales del transporte I en el período t [millones de US\$]

GO_{it} = costos generales diarios del transporte I [US\$/día]
 INC_t = ingresos en el período t [millones de US\$ anuales]
 IT: Impacto total [unidades de impacto]
 LC_t = costos asociados al conductor en el período t [millones de US\$ anuales]
 LDT_{it} = tiempo de carga/descarga del transporte I [horas/viaje]
 MC_t = costos de mantenimiento en el período t [millones de US\$ anuales]
 MD_{it} = costo de mantenimiento del transporte I [US\$/km]
 NE_t = ganancias netas en el período t [millones de US\$ anuales]
 NP_{pgt} = número de plantas con tecnología p en la provincia g y período t [unidades anuales]
 NTE_{it} = número de unidades establecidas del transporte I [unidades anuales]
 NT_{it} = número de unidades utilizadas del transporte I [unidades anuales]
 $PCap$ = capacidad de producción de etanol [millones de litros anuales]
 $PCapEm$ =capacidad permitida de etanol para cada módulo i [millones de litros anuales]
 $PCapE_{pgt}$ = expansión de la capacidad de la tecnología p en la provincia g y período t [toneladas anuales]
 $PCap_{max}$ = capacidad máxima de producción del etanol [toneladas anuales/unidades anuales]
 $PCap_{min}$ = capacidad mínima de producción del etanol [toneladas anuales/unidades anuales]
 $PCred$ = porcentaje de la inversión que se financia [%]
 PE_{iptgt} = producción del material i asociado a la tecnología p en la provincia g y período t [toneladas anuales]
 POC_t = costos operativos de producción y almacenamiento en el período t [millones de US\$ anuales]
 PS_{igt} = precios de los productos i [US\$]
 PT_{igt} = producción total del material i en la provincia g y período t [toneladas anuales]
 PTS_{igt} = ventas del producto i en la región g y período t [toneladas anuales]
 Q_{iiggat} = flujo del material i transportado por el transporte I desde la provincia ga hasta g en el período t [toneladas anuales]

Q_{iut} : factor de caracterización no genérico para la sustancia i , ubicación u y tiempo t [unidades de impacto]

RP_{it} = precios de la materia prima i [US\$]

SC_t = costos de insumos en el período t [millones de US\$ anuales]

$SCapE_{sgt}$ = expansión de la capacidad del tipo de almacenamiento s en la provincia g y período t [toneladas anuales]

$SCap_{max}$ = capacidad máxima de almacenamiento del material i [toneladas anuales/unidades anuales]

$SCap_{sgt}$ = capacidad de almacenamiento en el tipo s en la provincia g y período t [toneladas anuales]

S_j : factor de caracterización genérico [unidades de impacto]

sp_i = período de almacenamiento para el material i [días]

ST_{isgt} = almacenamiento del material i asociado al tipo de almacenamiento s en la provincia g y período t [toneladas anuales]

ST_i = velocidad promedio del transporte i [km/hora]

$STON_{igt}$ = almacenamiento necesario del material i con en la provincia g y período t [toneladas anuales]

sv = valor de salvamento [%]

$TCap_i$ = capacidad del transporte i [ton/viaje]

TC_{it} = costo de inversión del transporte i [US\$]

TCr = período en que se paga el crédito [años]

TOC_t = costos operativos de transporte en el período t [millones de US\$ anuales]

UPC_{pt} = costo de producción unitario [Millones de US\$/toneladas anuales]

USC_{st} = costo de almacenamiento unitario [Millones de US\$/toneladas anuales]

VAN = Valor Actual Neto [millones de US\$]

CI = Costo de inversión de los diferentes módulos [Millones de US\$]

y_{migt} = módulo instalado m en la región g y período t [unidades]

CONJUNTOS

b = categorías de impacto
 g= provincias
 i= materiales para la producción
 IL(i,l)= material i para medio de transporte l
 IP(l,p)=material l para tecnología p
 IR(i,p)= materia prima i para tecnología p
 IS(i,s)= material i para tecnología s
 j= capacidades de producción
 l= medios de transporte
 m(i)= producto principal
 m= módulos de la planta de bioetanol
 p=tecnologías de producción
 PAS(i)= productos i que se venden
 PP(i,p)= producto i para tecnología p
 R(i)= materias primas
 RS(i)= materias primas que se almacenan
 s= tecnologías de almacenamiento
 t= periodos de tiempo

LETRAS GRIEGAS

αPr_{pt} = coeficientes de los costos fijos de inversión para la tecnología p [millones de US\$]

βPr_{pt} = coeficientes de los costos variables de inversión para la tecnología p [millones de US\$/millones de litros anuales]

αSt_{st} = coeficientes de los costos fijos de inversión para el tipo de almacenamiento s

βSt_{st} = coeficientes de los costos variables de inversión para el tipo de almacenamiento s

α = costos fijos de inversión para el módulo m [Millones de US\$]

β = costos variables de inversión para el módulo m [Millones de US\$/Millones de lts. anuales]

ρ_{pi} = coeficiente tecnológico asociado al material i y tecnología p

θ = tasa de interés

φ = tasa de impuestos

OBJETIVOS DE LA TESIS

Los principales objetivos de esta investigación son:

- *Integrar metodológicamente la evaluación de impactos ambientales, además de las consideraciones energéticas y económicas, en el diseño y optimización de procesos basados en modelos matemáticos.*
- *Realizar un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) para la producción de bioetanol a partir de maíz en Argentina, desde la producción de materia prima hasta el uso del bioetanol y co-producto.*
- *Evaluar de manera crítica la subjetividad que contiene el ACV y cómo afecta a los resultados del sistema en estudio.*
- *Comparar con la metodología ACV la tecnología convencional para la producción de etanol a partir de maíz con otras alternativas con el fin de mejorar la performance ambiental del sistema.*
- *Comparar mediante la metodología ACV el bioetanol y la nafta en cuanto a producción y uso en mezclas etanol/nafta .*
- *Diseñar y planificar el desarrollo de la producción óptima de bioetanol a partir de maíz en Argentina considerando criterios económicos y ambientales.*
- *Proponer y analizar distintas formulaciones de la función objetivo ambiental en el programa matemático realizado.*
- *Evaluar la rentabilidad económica a distintas escalas mediante la incorporación de disyunciones al programa matemático realizado.*

ESTRUCTURA DE LA TESIS

La Tesis está organizada en Capítulos, cuyos contenidos se resumen a continuación.

En el Capítulo 1 se presenta una recopilación de técnicas de optimización de procesos, de análisis de ciclo de vida y de formas de integración entre ellos. Se enumeran las herramientas computacionales y software utilizados, aplicaciones de la metodología ACV, aspectos principales de los métodos de evaluación de impacto e integración de las técnicas de optimización y la metodología ACV.

En el Capítulo 2 se analiza la evolución de la producción y demanda de biocombustibles en el contexto nacional e internacional. Se analiza el mercado de etanol y de maíz en Argentina y el mundo. Se presenta la distribución de la producción y rendimientos de maíz en las diferentes provincias del país. Se describen las tres tecnologías para producción de

etanol a partir de maíz consideradas en esta tesis y las características y el mercado del co-producto generado. Se presenta el estado actual de la matriz de transporte del país. Se estudia la economía del etanol en base a estimaciones de precios y costos de insumos, inversión, operación y transporte para el escenario nacional. Finalmente, se realiza un análisis energético para las tres tecnologías estudiadas.

En el Capítulo 3 se aplica la metodología del análisis de ciclo de vida para la producción de etanol a partir de maíz en Argentina según tecnología convencional. El estudio abarca desde la producción de materias primas hasta el uso del bioetanol y co-producto. Se comparan los resultados de dos métodos de evaluación de impacto Ecoindicador 99 y ReCiPe 2008 en todas las fases de la metodología y se evalúa la influencia de las perspectivas (jerárquica, individualista e igualitarista) en cada método mediante un análisis de sensibilidad. Además se realiza un análisis de incertidumbre de parámetros para evaluar su influencia en el sistema de estudio. Se compara la performance ambiental de la producción y uso del bioetanol con la de la nafta.

En el Capítulo 4 se comparan los resultados del análisis de ciclo de vida de las tecnologías de producción estudiadas: convencional, sistema de cogeneración de potencia y calor (CHP) alimentado con gas natural y CHP alimentado con rastrojo. Se analiza la influencia de considerar el uso del co-producto así como la profundidad de modelado (es decir punto intermedio o punto final) dentro de un mismo método de evaluación de impacto (ReCiPe 2008). Se extiende la comparación de la performance ambiental de la producción y el uso del bioetanol con la de la nafta para las tecnologías que incluyen cogeneración.

El Capítulo 5 trata el diseño y optimización de la producción y distribución de etanol incluyendo las tres tecnologías estudiadas, medios de transporte alternativos y todas las provincias del país. El análisis abarca el suministro de materias primas e insumos, producción de etanol, almacenamiento de materias primas y productos, y mercado de etanol, burlanda y electricidad. Se formularon y resolvieron problemas de optimización de tipo mixto entero lineal de objetivo único (ambiental o económica) y multi-objetivo (ambiental y económico) en el entorno del software para modelado y optimización de propósito general GAMS. Se presentan análisis de sensibilidad de parámetros y estudio de diferentes escenarios.

En el Capítulo 6 se realiza un estudio de simulación del proceso de producción de etanol a partir de maíz mediante la tecnología convencional con la evaluación económica obtenida con el software SuperPro con el objetivo de identificar y evaluar variaciones en los costos de inversión de plantas de producción de etanol debido a cambios de escala. Para ello, se adicionan disyunciones al problema matemático presentado en el capítulo 5. Se

evalúa la rentabilidad del sistema, particularmente para pequeñas capacidades de producción, con y sin precios diferenciados de etanol.

Finalmente, en el Capítulo 7 se resumen las conclusiones generales del trabajo de tesis.

TABLA DE CONTENIDOS

Agradecimientos.....	i
Resumen.....	ii
Nomenclatura.....	iv
Conjuntos.....	vi
Letras griegas.....	vii
Objetivos de la tesis.....	viii
Estructura de la tesis.....	viii
Índice de figuras.....	xv
Índice de tablas.....	xixi
1. Análisis de ciclo de vida y técnicas de optimización.....	1
1.1 Introducción.....	2
1.2 Técnicas de optimización matemática disponible para procesos de síntesis y diseño.....	3
1.3 Análisis de Ciclo de Vida (ACV).....	7
1.4 Herramientas computacionales y softwares.....	11
1.5 Aplicaciones de la metodología ACV.....	15
1.6 Integración de ACV y técnicas de optimización.....	16
1.7 Conclusiones.....	21
1.8 Referencias.....	24
2. Biocombustibles: contexto nacional e internacional – análisis energético.....	36
2.1 Introducción.....	37
2.2 Producción de bioetanol.....	38
2.3 Producción de maíz.....	41
2.4 Proceso de producción de etanol a partir de maíz mediante Molienda seca.....	46
2.5 Uso de burlanda como alimento para ganado.....	48
2.6 Alternativas del proceso: Cogeneración con gas natural y rastrojo.....	49

2.7	Transporte.....	51
2.8	Precios y costos.....	54
2.9	Análisis energético.....	58
2.10	Conclusiones	62
2.11	Referencias.....	64
3.	Análisis de ciclo de vida de bioetanol a partir de maíz.....	69
3.1	Introducción	70
3.2	Producción de maíz en la provincia de santa fe	70
3.3	Método de análisis de ciclo de vida.....	71
3.4	Revisión de estudios de ACV para etanol a partir de maíz.....	78
3.5	Descripción del sistema e inventario.....	81
3.6	Resultados y discusión	88
3.7	Análisis de sensibilidad.....	96
3.8	Análisis de incertidumbre.....	98
3.9	Comparación entre bioetanol a partir de maíz y nafta	107
3.10	Conclusiones	114
3.11	Referencias.....	116
4.	Comparación de tecnologías para la producción de etanol en base a la metodología ACV.....	124
4.1	Introducción	125
4.2	Prácticas agrícolas y distribución de cultivos.....	127
4.3	Descripción del sistema e inventario.....	128
4.4	Resultados.....	134
4.5	Análisis de sensibilidad.....	140
4.6	Comparación entre bioetanol a partir de maíz y nafta	143
4.7	Conclusiones	146
4.8	Referencias.....	148

5.	Diseño y planificación del desarrollo de la producción óptima del bioetanol en argentina	151
5.1	Introducción	152
5.2	Función objetivo ambiental	153
5.3	Modelo matemático.....	158
5.4	Optimización multi-objetivo.....	170
5.5	Incorporación de "inversiones ambientales"	189
5.6	Análisis de sensibilidad.....	192
5.7	Análisis de escenarios	197
5.8	Conclusiones	201
5.9	Referencias	203
6.	Estimación de inversiones para diferentes escalas de producción.....	205
6.1	Introducción	206
6.2	Evaluación económica para diferentes escalas de producción	206
6.3	Curvas de costos de inversión	210
6.4	Modelo matemático.....	213
6.5	Resultados	218
6.6	Conclusiones	223
6.7	Referencias	224
7.	Consideraciones y conclusiones generales	225
7.1	Introducción	226
7.2	Conclusiones generales	226
7.3	Trabajos publicados.....	232
7.4	Trabajos futuros	234
8.	Anexo.....	235

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2-1: Producción mundial de etanol 1975-2010.	39
Figura 2-2: Componentes estructurales del grano de maíz ^[11]	41
Figura 2-3: Producción de maíz en las diferentes provincias para el período 2002-2012.	43
Figura 2-4: Rendimiento del maíz en las diferentes provincias para el período 2002-2012.....	44
Figura 2-5: Exportación y Consumo de maíz en Argentina ^[14]	44
Figura 2-6: Distribución de la exportación de maíz en Argentina ^[14]	45
Figura 2-7: Usos del maíz en el 2011 ^[14]	46
Figura 2-8: Proceso convencional de molienda seca ^[17]	47
Figura 2-9: Integración de ciclo combinado con gas natural (Tecnología T2).....	50
Figura 2-10: Integración de lecho fluidizado con rastrojo de maíz (Tecnología T3).....	51
Figura 2-11: Sistema ferroviario de Argentina ^[29]	53
Figura 2-12: Evolución del precio de bioetanol y naftas en el mercado interno (2008-2011)..	55
Figura 2-13: Simulación de los costos de inversión referidos a la producción de etanol para plantas entre 5 y 100 millones de litros.	56
Figura 3-1: Procedimiento detallado para el método Eco-indicator 99 ^[2]	74
Figura 3-2: Relaciones entre los parámetros del Inventario de Ciclo de Vida (LCI) – izquierda - , indicador punto intermedio – medio- y indicador punto final – derecha – en ReCiPe 2008 ^[3]	76
Figura 3-3: Límites del sistema de estudio.....	82
Figura 3-4: Matriz energética para la generación eléctrica en Argentina en el 2011 ^[68]	87
Figura 3-5: Caracterización según el método Eco-indicator 99. Subsistema agrícola S1 (columnas a la izquierda) , subsistema refinería S2 (columnas centrales) y sistema global (columnas a la derecha).....	88
Figura 3-6: Caracterización según el método ReCiPe. Subsistema agrícola S1 (columnas a la izquierda) , subsistema refinería S2 (columnas centrales) y sistema global (columnas a la derecha).	90
Figura 3-7: Evaluación de daño de S1, S2 y el sistema global según Eco-indicator 99 (izquierda) y ReCiPe (derecha).....	93

Figura 3-8: Normalización de S1 (eje izquierdo) y S2 (eje derecho) según Eco-indicator 99 (izquierda) y ReCiPe (derecha).....	94
Figura 3-9: Normalización del sistema global según Eco-indicator 99 y ReCiPe.....	95
Figura 3-10: Comparación del cultivo de maíz en función de siembra, rendimiento de grano y densidad de semilla.	104
Figura 3-11: Comparación del cultivo de maíz en función de fertilizantes y pesticidas aplicados.	105
Figura 3-12: Comparación del cultivo de maíz según los procesos más relevantes como resultado del estudio.	106
Figura 3-13: Comparación de la producción de etanol en función de los procesos más relevantes como resultado del estudio.	107
Figura 3-14: Comparación entre el ciclo de vida del bioetanol y el ciclo de vida de la nafta.	110
Figura 3-15: Comparación de la caracterización de la operación con distintas mezclas nafta/etanol.	113
Figura 4-1: Distribución de los cultivos principales en la provincia de Santa Fe – Soja y Trigo (eje principal) y Maiz y Sorgo (Eje secundario).	128
Figura 4-2: Límites del sistema de las tres tecnologías. Las líneas continuas son comunes a las tres tecnologías, las líneas en tramos y en rojo corresponden a la tecnología T3 solamente, la combinación de punto y línea corresponde a la tecnología T1 y T2 y la combinación de líneas en rojo (electricidad producida) corresponde a T2 y T3.....	130
Figura 4-3: Comparación de la caracterización de los subsistemas S2 de las tres tecnologías estudiadas T1, T2 y T3 según el nivel punto intermedio del método ReCiPe.	135
Figura 4-4: Comparación de la caracterización de los sistemas globales SG de las tres tecnologías estudiadas T1, T2 y T3 según el nivel punto intermedio del método ReCiPe.	136
Figura 4-5: Comparación de la normalización de los sistemas globales SG de las tres tecnologías estudiadas T1, T2 y T3 según el nivel punto intermedio del método ReCiPe.	139
Figura 4-6: Comparación de la normalización de los sistemas globales SG de las tres tecnologías estudiadas T1, T2 y T3 según el nivel punto final del método ReCiPe.....	140
Figura 4-7: 7A Triángulo de ponderación entre las tecnologías T2 y T3 - 7B Triángulo de ponderación entre las tecnologías T2 y T1.	141
Figura 4-8: Comparación de las caracterizaciones del ciclo de vida del bioetanol y el ciclo de vida de la nafta según ReCiPe.	145

Figura 4-9: Comparación de la caracterización de las operaciones para mezclas nafta/etanol E85 y E95 y las tecnologías T1, T2 y T3 según ReCiPe.....	146
Figura 5-1: Estructura de la producción y distribución del etanol.....	152
Figura 5-2: Alternativas para la maximización del Valor Actual Neto. Las plantas remarcadas en negro son instaladas en el periodo 2 y las restantes en el periodo 1.....	173
Figura 5-3: Normalización global del método ReCiPe para el sistema de estudio optimizado en función de la maximización del VAN.....	174
Figura 5-4: Satisfacción de la demanda correspondiente a la maximización del VAN.	182
Figura 5-5: Configuración correspondiente a la minimización del ITL.....	183
Figura 5-6: Distribución de los costos operativos de producción (POC), los costos de inversión (FDC), costos de insumos (Cins) y costos operativos de transporte (TOC) para las dos soluciones extremas.....	183
Figura 5-7: Configuración correspondiente a la maximización del VAN	184
Figura 5-8: Contribución de los diferentes módulos en la Ecotoxicidad de la tierra (Eco-T) para las dos soluciones extremas.	185
Figura 5-9: Contribución de los diferentes módulos en el Uso de suelo agrícola (Uso-SA) para las dos soluciones extremas.	185
Figura 5-10: Contribución de los diferentes módulos en la Toxicidad Humana (Tox-H) para las dos soluciones extremas.....	186
Figura 5-11: Contribución de los diferentes módulos en el cambio climático (CC) para las dos soluciones extremas.....	186
Figura 5-12: Contribución de los diferentes módulos en el impacto total "local" (ITL) para las dos soluciones extremas.....	187
Figura 5-13: Puntos de Pareto de las soluciones ITL vs VAN y los correspondientes valores de Eco-T.....	188
Figura 5-14: Puntos de Pareto de las soluciones Eco-T vs VAN y los correspondientes valores de Uso-SA y CC.....	189
Figura 5-15: Puntos de Pareto de las soluciones Eco-T vs VAN y los correspondientes valores de Tox-H.....	190
Figura 5-16: Puntos de Pareto de las soluciones VAN vs $VAN_{E_{total}}$	192
Figura 5-17: Relación del Valor Actual Neto Ambiental total con la suma del VAN y $VAN_{E_{total}}$ y el Impacto total local (ITL).....	192
Figura 6-1: Diagrama de flujo del módulo de Molienda.....	207

Figura 6-2: Diagrama de flujo del módulo de Fermentación.....	208
Figura 6-3: Diagrama de flujo del módulo de Destilación.....	209
Figura 6-4: Diagrama de flujo del módulo de Tratamiento.....	210
Figura 6-5: Costos de inversión del módulo de Molienda.....	211
Figura 6-6: Costos de inversión del módulo de Fermentación.....	212
Figura 6-7: Costos de inversión del módulo de Destilación.....	212
Figura 6-8: Costos de inversión del módulo de Tratamiento.....	213
Figura 6-9: Valor Actual Neto vs. Capacidad de producción.....	218
Figura 6-10: Capital de inversión vs. Capacidad de producción.....	219
Figura 6-11: Distribución de costos operativos de producción (POC), costos de inversión (FCI), costos de insumos (Cins) y costos operativos de transporte (TOC)	220
Figura 6-12: Valores de las categorías de impacto más relevantes según el método ReCiPe.	221
Figura 6-13: Valor Actual Neto vs. Capacidad de producción con precios diferenciados para pequeñas y medianas empresas.	222
Figura 6-14: Valores de las categorías de impacto más relevantes según el método ReCiPe.	222
Figura 6-15: Capital de inversión vs. Capacidad de producción con precios diferenciados para pequeñas y medianas empresas.	223

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1-1: Algunas metodologías de evaluación de impacto y sus principales características	13
Tabla 1-2: Integración de ACV y técnicas de optimización reportadas en bibliografía	22
Tabla 2-1: Consumo de naftas y producción de etanol en Argentina.....	40
Tabla 2-2: Plantas en funcionamiento y proyectos aprobados para la producción de etanol en el año 2013.	40
Tabla 2-3: Propiedades de los granos de maíz ^[12]	42
Tabla 2-4: Oferta y demanda mundial (U.S Department of Agriculture) ^[13]	42
Tabla 2-5: Composición de nutrientes de burlanda (base en materia seca) ^[22]	48
Tabla 2-6: Distribución modal de la matriz de cargas en territorios extensos ^[27]	52
Tabla 2-7: Evolución de las cargas transportadas por las distintas líneas férreas argentinas (1994-2011) ^[27]	54
Tabla 2-8: Costos de inversión para plantas entre 5 y 100 millones de litros de etanol. (Tecnologías T1,T2 y T3).	56
Tabla 2-9: Costos operativos unitarios de producción de etanol (US\$/ton) para una planta de molienda seca, costos operativos unitarios de almacenamiento (US\$/ton) y costos unitarios de insumos.....	57
Tabla 2-10: Costos de transporte para camiones y ferrocarril.....	58
Tabla 2-11: Factores energéticos para los procesos y productos involucrados.	59
Tabla 2-12: Requerimientos energéticos para la producción de maíz en Santa Fe.....	60
Tabla 2-13: Parámetros energéticos de las distintas tecnologías.	60
Tabla 2-14: Requerimientos energéticos para la producción de etanol en Argentina para las tres tecnologías estudiadas.	62
Tabla 3-1: Conexiones entre las categorías de punto intermedio y punto final ^[3]	77
Tabla 3-2: Contenido de N o P según el fertilizante utilizado.....	84
Tabla 3-3: Factores de emisión para emisiones al aire y agua en función de los fertilizantes aplicados.	85
Tabla 3-4: Análisis de inventario S1.	85

Tabla 3-5: Análisis de inventario S2.	87
Tabla 3-6: Comparación entre perspectivas según Eco-indicator 99 y ReCiPe para S1.	99
Tabla 3-7: Comparación entre perspectivas según Eco-indicator 99 y ReCiPe para S2.	101
Tabla 3-8: Comparación entre perspectivas según Eco-indicator 99 y ReCiPe para el sistema global.	103
Tabla 3-9: Inventario para la producción de nafta según la base de datos de Ecoinvent ^[71]	108
Tabla 3-10: Propiedades de las naftas argentinas.	111
Tabla 3-11: Comparación de los gases de efecto invernadero para las diferentes mezclas nafta/etanol.	111
Tabla 3-12: Inventario para la operación de las distintas mezclas nafta/etanol (E0-E95)	112
Tabla 4-1: Análisis de inventario para los dos subsistemas agrícolas (S1a y S1b).	131
Tabla 4-2: Nutrientes contenidos en el rastrojo de maíz.	132
Tabla 4-3: Análisis de inventario de los subsistemas refinería (T1), (T2) y (T3)	133
Tabla 4-4: Caracterización de las tres tecnologías T1, T2 y T3 según el nivel punto intermedio del método ReCiPe.	137
Tabla 4-5: Comparación de caracterización de escenarios en base al escenario de referencia E0 según ReCiPe nivel punto intermedio.	143
Tabla 5-1: Caracterización para el sistema agrícola (ton maíz).	155
Tabla 5-2: Caracterización para la refinería (ton etanol).	156
Tabla 5-3: Caracterización para la operación (tkm) y establecimiento del transporte (unidad).	157
Tabla 5-4: Distancias entre provincias.	162
Tabla 5-5: Parámetros relacionados con los medios de transporte.	164
Tabla 5-6: Coeficientes tecnológicos del maíz, rastrojo, burlanda, electricidad (consumida y producida) y gas correspondientes a la producción de 1 kg de etanol.	169
Tabla 5-7: Capacidad de producción de maíz de cada provincia – Año 2011/2012.	170
Tabla 5-8: Demanda de etanol, burlanda y electricidad correspondiente al período 1 para cada provincia.	170
Tabla 5-9: Factores de normalización mundiales según ReCiPe y locales según el caso de estudio.	175

Tabla 5-10: Variaciones entre las alternativas de Maximización del VAN.	178
Tabla 5-11: Comparación entre las minimizaciones de las categorías de impacto escogidas y el impacto ambiental total “local” y la maximización del valor actual neto – Funciones objetivo – FCI – Tkm –PTST –PM -Tecnologías – Transporte.	179
Tabla 5-12: Comparación entre las minimizaciones de las categorías de impacto escogidas y el impacto ambiental total “local” y la maximización del valor actual neto – Planificación de producción y almacenamiento.	180
Tabla 5-13: Valor actual neto ambiental, impactos correspondientes a la maximización del valor actual neto y coeficientes de importancia económica para cada categoría de impacto b.	191
Tabla 5-14: Análisis de sensibilidad de parámetros del modelo matemático para maximizar el VAN.	195
Tabla 5-15: Modificaciones en forma conjunta de los costos operativos de transporte.	197
Tabla 5-16: Comparación entre distintos escenarios para maximización del VAN y minimización del ITL.	200
Tabla 6-1: Demandas de etanol y burlanda en el primer período para cada región.	214
Tabla 6-2: Capacidad de producción de maíz correspondiente a cada región – Año 2011/2012.	214
Tabla 6-3: Distancias entre regiones.	214
Tabla 6-4: Coeficientes de inversión según los intervalos correspondientes a los cambios de escala para cada módulo.	216
Tabla 6-5: Intervalos correspondientes a los cambios de escala para cada módulo: Molienda, Fermentación, Destilación y Tratamiento.	217
Tabla 6-6: Factores de caracterización de maíz (Fcm) para las diferentes regiones.	217



1. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA Y TÉCNICAS DE OPTIMIZACIÓN

1.1 INTRODUCCIÓN

El desarrollo tecnológico provoca transformaciones en el ambiente de diferentes formas. Las actividades industriales pueden no tener efectos inmediatos, poseer un alcance global y/o presentar efectos acumulativos y sinérgicos en el espacio y tiempo. En las últimas tres décadas, las industrias han sido presionadas por distintos grupos demandando prácticas más amigables con el ambiente, como minimización de residuos, emisiones cero y responsabilidad empresarial^[1]. En la actualidad, el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta de gestión aceptada para la cuantificación sistemática, multidisciplinaria e integral de las cargas ambientales e impactos potenciales a lo largo de todo el ciclo de vida del producto, proceso o actividad. Si bien ésta herramienta fue utilizada por algunos sectores industriales en los últimos 30 años, sólo a partir de los años '90, cuando el ACV cobró relevancia para la toma de decisiones en los ámbitos público y privado, se desarrolló como metodología. Algunos ejemplos en esta dirección son la incorporación de ACV dentro de la norma ISO 14000 - Gestión de Sistemas Ambientales-^[2], EU Eco-gestión y auditorías^[3] y EC Directorio en Contaminación Integral, Prevención y Control^{[4][5]}.

Sin embargo, la metodología ACV contiene una componente subjetiva en varios aspectos, en cuanto a límites del sistema, definición de alcances y objetivos y estimaciones debido a falta de datos^{[6][7]}. El ACV es ampliamente utilizado como herramienta para la toma de decisiones en procesos de selección, diseño y optimización con el fin de identificar tecnologías limpias^[8]. Por otro lado, los métodos de optimización y simulación son herramientas valiosas muy aplicadas en ingeniería y diseño de procesos productivos desde hace varias décadas ^{[9][10]}. La incorporación de los criterios ambientales en los problemas de optimización, además de los aspectos económicos y técnicos, resulta en una poderosa herramienta computarizada para la toma de decisiones. En este contexto, la integración de técnicas de optimización matemática con la metodología ACV para lograr procesos, productos o actividades sustentables “desde la cuna a la tumba”, con la menor subjetividad posible, es un desafío ambicioso. El objetivo de este capítulo es presentar el estado del arte de las técnicas y herramientas de optimización de procesos así como la metodología ACV y la integración entre ambos a través de casos de estudio. Para ello, se basó en una búsqueda exhaustiva y sistemática en las principales bases de datos científicas a través de palabras claves sensibles a los tópicos a estudiar para cada criterio considerado. La búsqueda se focalizó en aplicaciones y experiencias relacionadas al campo de la ingeniería química y de procesos. El propósito fue obtener una colección de trabajos pioneros para analizar la tendencia de la integración entre las estrategias de

optimización y la metodología ACV. Las características recopiladas respecto a la modelación y optimización fueron: (a) el tipo de modelo resultante, es decir, lineal o no lineal con variables de decisión mixtas o enteras, (b) la naturaleza del problema de optimización resultante, problemas de optimización de un sólo o multi-objetivo, (c) los métodos de solución y/o las estrategias utilizadas (puntos de Pareto, procedimientos de solución basados en enfoques de optimización global o local, técnicas de optimización matemática, enfoques basados en redes neuronales, métodos de algoritmos genéticos) y (d) la naturaleza de los escenarios considerados (análisis de un único periodo o multi-periodos). Las características revisadas respecto a la metodología ACV consistieron en: (a) la profundidad de las categorías en el modelado del impacto (puntos intermedios o finales) en la etapa de caracterización, (b) bases de ponderación en la etapa de evaluación (monetización, distancia al objetivo y paneles), (c) límites del sistema considerado ("de la cuna a la tumba", "de la cuna a la puerta", cadenas de suministro, sólo la etapa de producción entre otros). Se realizó la revisión, selección e inclusión de los trabajos referentes analizando su calidad y el grado de información que posee cada uno en orden de definir las tendencias generales.

1.2 TÉCNICAS DE OPTIMIZACIÓN MATEMÁTICA DISPONIBLE PARA PROCESOS DE SÍNTESIS Y DISEÑO

Tradicionalmente, la optimización en la ingeniería química y de procesos se ha focalizado en funciones objetivo de maximización/minimización económica. Grossman y col.^[11] presentaron una revisión de los mayores avances en las técnicas de programación matemática y estrategias para modelado y problemas de síntesis y diseño formulados de la siguiente manera:

$$\begin{aligned}
 \min Z &= f(x, y) \\
 \text{s.t. } h_i(x, y) &= 0 \quad i = 1, \dots, m \\
 g_i(x, y) &\leq 0 \quad i = 1, \dots, l \\
 x &\in X, y \in \{0, 1\}
 \end{aligned}$$

Ecuación 1-1

donde $f(x, y)$ es la función objetivo a optimizar (por ej. costo); $h_i(x, y) = 0$ son las ecuaciones que describen la performance del sistema, balances de energía y masa y ecuaciones de diseño, entre otros. $g_i(x, y) \leq 0$ son las inecuaciones que definen las especificaciones o restricciones para lograr soluciones factibles, como disponibilidad de materiales, requerimientos de energía y capacidades. Un programa mixto entero (MIP) corresponde a mixto entero lineal (MILP) o mixto entero no lineal (MINLP) dependiendo de si las

funciones son lineales o no. Las variables “x” son continuas y generalmente corresponden a variables de estado o diseño (flujos de materia y energía, presiones, composiciones, tamaños de unidades de proceso, entre otras) mientras que “y” son variables discretas generalmente restringidas a 0 y 1 para definir la selección de ítems o acciones (materiales alternativos o rutas de procedimiento en el sistema). En el caso de que no existan variables 0-1 el problema se reduce a un programa lineal (LP) o no lineal (NLP) dependiendo si las funciones son lineales o no.

La programación generalizada disyuntiva (GDP)^[12] corresponde a una formulación alternativa y un procedimiento de solución para problemas con variables discretas/continuas. La idea básica en éstos modelos es el uso de variables “boolean” y continuas y la formulación del problema de maximización/minimización con una función objetivo sujeta a tres tipos de restricciones: (a) inecuaciones globales independientes a decisiones discretas, (b) disyunciones como restricciones condicionales que involucran al operador OR y (c) restricciones puramente lógicas que envuelven solamente las variables “boolean”. A continuación, se presenta un problema de optimización GDP:

$$\begin{aligned}
 \min Z &= \sum_{k \in K} c_k + f(x) \\
 \text{s.t. } &g_i(x) \leq 0 \quad i = 1, \dots, l \\
 &\forall_{j \in I_k} \begin{bmatrix} y_{jk} \\ h_{jk}(x) = 0 \\ c_k = \gamma_{jk} \end{bmatrix} \quad k \in K \\
 &\Omega(y) = \text{True} \\
 &x \in X, y_{jk} \in \{ \text{True}, \text{False} \}
 \end{aligned}
 \tag{Ecuación 1-2}$$

De esta forma, además del término f(x) para variables continuas, la función objetivo incluye las cargas c_k que dependen de las opciones discretas. Las inecuaciones g_i(x) ≤ 0 son independientes a las condiciones discretas mientras que h_{jk}(x) = 0 son ecuaciones condicionales que deben satisfacerse cuando la correspondiente variable boolean y_{jk} es verdadera para el término jth de la disyunción kth. El conjunto I_k representa el número de opciones para cada disyunción definida en el conjunto K mientras que la carga fijada c_k es asignada al valor γ_{jk} por la misma variable. Finalmente, las restricciones Ω(y) incluyen las proposiciones lógicas en términos de variables “boolean”. El problema GDP puede ser reformulado como un problema de programación mixto-entero usando la transformación de la cáscara convexa ^[13] o con restricciones “Big M” para las disyunciones. Las proposiciones lógicas son reformuladas como inecuaciones lineales ^{[12][14]}. Las técnicas GDP reducen los esfuerzos combinatorios al reducir el número de

ecuaciones. Grossman y col.^[11] describen métodos para resolver este tipo de problemas en ambos casos, lineales y no lineales.

Como las soluciones óptimas de problemas basados en funciones objetivo económicas generalmente se encuentran en conflicto con las soluciones para funciones objetivos ambientales, se propone la optimización multi-objetivo para resolver éstas relaciones. En general, un problema de optimización multi-objetivo (MO) puede formularse de la siguiente forma ^[15]:

$$\begin{aligned}
 & \min f(x, y) = [f_1, f_2, \dots, f_p] \\
 \text{s.t. } & h_i(x, y) = 0 \quad i = 1, \dots, m \\
 & g_i(x, y) \leq 0 \quad i = 1, \dots, l \\
 & x \in X \subseteq \mathbb{R}^n \\
 & y \in \{0, 1\}
 \end{aligned}
 \tag{Ecuación 1-3}$$

donde las restricciones son análogas a las descritas en la Ecuación 1-1. En este caso, el sistema es optimizado simultáneamente en un número p de funciones objetivo f_1, f_2, \dots, f_p para localizar la frontera no inferior o de Pareto. Los puntos alineados en la curva de Pareto son las soluciones óptimas de Pareto y representan los puntos donde ningún objetivo logra mejorar sin perjudicar el valor de otro. Un método para resolver los problemas de optimización MO es el denominado método de las ϵ -restricciones (*ϵ -constraints method*), el cual se basa en la optimización de una función objetivo mientras las demás se consideran como restricciones limitadas por un rango permitido ϵ_i ^{[1][15]-[17]}:

$$\begin{aligned}
 & \min \{f_k(x, y)\} \\
 \text{s.t. } & f_i(x) \leq \epsilon_i \quad i = 1, \dots, n; i \neq k \\
 & h_i(x, y) = 0 \quad i = 1, \dots, m \\
 & g_i(x, y) \leq 0 \quad i = 1, \dots, l \\
 & x \in X \subseteq \mathbb{R}^n \\
 & y \in \{0, 1\}
 \end{aligned}
 \tag{Ecuación 1-4}$$

El problema es resuelto repetidamente para distintos valores de ϵ_i hasta generar el set de Pareto completo.

Mussati^[18] y Mussati y col.^{[19][20]} propusieron un enfoque alternativo para síntesis y diseños óptimos de doble propósito en sistemas de desalinización. Los autores determinaron relaciones útiles entre soluciones termodinámicas y económicas. En resumen, aplicaron las condiciones de dualidad y de Karush-Kuhn-Tucker (KKT) a un problema termodinámico (maximización de la eficiencia del sistema) y a un problema económico (minimización del costo total) denominados por los autores como “costos

termodinámicos” ya que relacionan las variables del proceso principal con sus costos correspondientes. De hecho, para el sistema analizado, estos costos termodinámicos determinaron los rangos de valores óptimos para las variables del proceso (límites inferior y superior) los cuales fueron utilizados para inicializar el problema de optimización económico. Luego, de manera análoga, es posible formular funciones objetivos para los problemas de optimización considerando índices ambientales (en vez de procesos de eficiencia) y luego obtener “costos ambientales”. La información resultante puede ser útil no sólo para obtener buenos valores y límites iniciales sino también para comparar el desempeño ambiental entre procesos, productos y actividades alternativas.

Todas las formulaciones matemáticas mencionadas son determinísticas. Sin embargo, algunos valores de los parámetros del sistema pueden poseer incertidumbre. Han sido desarrollados diferentes métodos de programación inexactos para resolver problemas de planeamiento con incertidumbre, los cuales generalmente se basan en programación matemática de intervalo (IMP), programación matemática difusa (FMP) y programación matemática estocástica (SMP)^[21]. En términos computacionales, las técnicas de programación lineal difusa (FLP) son alternativas eficientes para la programación estocástica^{[22]-[24]}. Zimmermann^[25] desarrolló una formulación simétrica FLP (SFLP) donde las restricciones son flexibles debido al concepto de grado de factibilidad. En el modelo SFLP las funciones objetivo múltiples pueden ser tratadas como restricciones difusas, reduciendo el problema de optimización a la maximización del grado de factibilidad de todas las restricciones difusas de manera simultánea.

La metodología SFLP puede ser generalizada para problemas de optimización con varios objetivos, donde las funciones objetivo son modeladas como conjuntos difusos y las restricciones definidas se adicionan a la formulación ^{[26][27]}.

Otra alternativa para resolver problemas de optimización es el enfoque basado en redes neuronales artificiales (ANNs) las cuales imitan al cerebro humano para aprender las relaciones entre las entradas seguras y las salidas de la experiencia. Particularmente, las redes neuronales del tipo de propagación hacia atrás (BP) poseen una entrada, una salida e interacciones entre ambas capas. Cada neurona de una capa es conectada a otras neuronas en el procedimiento de capas, luego se realizan repetidamente pasos de propagación hacia atrás y hacia adelante hasta lograr el aprendizaje requerido. Para cada par de entrada-salida (i,y) el algoritmo de propagación hacia atrás primero calcula la salida "y" por propagación de la respuesta "i" desde la capa de entrada a la capa de salida. Luego, la salida de la red es comparada con el vector objetivo y comienza la propagación hacia atrás desde la capa de salida hasta la capa de entrada para actualizar los pesos de la conexión. El procedimiento de entrenamiento finaliza cuando la salida de la red es lo suficientemente cercana a la salida deseada.

Los algoritmos genéticos (GA) buscan las soluciones óptimas utilizando los principios de la evolución biológica incluyendo la selección natural y la supervivencia del más fuerte. Los GA pueden ser adoptados para seleccionar las variables de entrada en las redes neuronales BP, afectando fuertemente a la variable de salida, pudiendo simplificar la estructura de la red BP y con ello reducir el tiempo de aprendizaje. Los dígitos binarios son asignados como parámetros a optimizar. La secuencia binaria crea el cromosoma y el algoritmo intenta encontrar la mejor combinación 0-1 de la secuencia. Las funciones de penalidad cambian drásticamente el valor de la función objetivo si los parámetros escapan del rango seleccionado. Con la combinación de las redes neuronales BP y los GA, el modelo de optimización multi-objetivo puede ser elaborado considerando los siguientes pasos: (1) captura de los datos de muestra, (2) aplicar GA para seleccionar y simplificar la variable de entrada del modelo, (3) construir el modelo de la red para pronosticar los diferentes objetivos, entrenando la red BP y asegurando que cumpla la aptitud pronosticada y (4) optimización y análisis de cada objetivo [28][29].

1.3 ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV)

El Análisis de Ciclo de Vida cuantifica y evalúa el desempeño ambiental de un producto o proceso "de la cuna a la tumba", es decir, considerando el ciclo de vida total del producto: extracción y procesamiento de mano de obra, producción, transporte y distribución, uso, re-uso, mantenimiento, reciclado y disposición final^[30]. El mismo puede utilizarse no sólo para guiar a los tomadores de decisiones en la elección entre productos y procesos alternativos, sino que también provee las bases para evaluar las mejoras potenciales en el desempeño ambiental del sistema productivo^[17].

Respecto al esquema de ACV, en 1990, la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC) inició sus actividades para realizar una definición del mismo y desarrollar una metodología general para la aplicación de los estudios de ACV ^[31]. Seguidamente, la Organización Internacional de Estandarización (ISO) comenzó un trabajo similar desarrollando principios y pautas para la metodología ACV ^[32]. Si bien SETAC e ISO trabajaron de forma independiente, se originó un consenso general en el esquema de la metodología, difiriendo sólo en detalles ^[1].

El esquema metodológico definido por ambos organismos comprende cuatro fases principales: (1) Definición de objetivos y alcances, (2) Análisis de inventario, (3) Evaluación de Impacto y (4) Evaluación de mejora (según SETAC) o Interpretación (según ISO). En la primera fase, los límites del sistema se expanden para incorporar actividades aguas arriba y aguas abajo del producto principal en sí mismo^[15]. La unidad funcional también se define en esta fase, la cual permite analizar y comparar bienes y servicios alternativos, siendo, la mayoría de las veces, no una cantidad material^[33]. En la

práctica, la unidad funcional es una cantidad equivalente a la función de proceso, producto o actividad, cuya definición debe considerar el contexto del mercado del producto teniendo en cuenta opciones tecnológicas que permitan desarrollar una función de producto igual o similar^[34].

El análisis de inventario incluye la colección de datos y el cálculo de procedimientos para cuantificar las entradas y salidas relevantes del sistema de producto^{[7][30]}. En esta fase se realizan los balances de materia y energía con el objeto de cuantificar todos los materiales, residuos y emisiones causados por la unidad funcional del producto estudiado^{[1][31][35]}. La mayoría de los procesos industriales y agrícolas tienen productos secundarios y/o co-productos (sistemas multifuncionales). En estos casos, se puede realizar una distribución de las cargas ambientales entre los productos. Según los estándares internacionales de ACV^[36], la asignación entre productos debe ser eliminada realizando sub divisiones del sistema, excepto para casos donde existen relaciones de causa debido a bases económicas o por propiedades físicas de los co-productos. La asignación de los co-productos puede ser mediante bases económicas, energéticas, másicas o por contenido de carbono. Una opción para evitar la asignación cuando es posible es la expansión de los límites del sistema para incluir funciones adicionales relativas a los co-productos. La implementación de este enfoque requiere una alta precisión y puede estar sujeta a un alto grado de incertidumbre y/o inexactitud ya que los resultados dependen fuertemente de los sustitutos elegidos y del sistema de referencia. Además, la estimación del impacto de los sustitutos puede también tener problemas de asignación^[37].

Debido a que la documentación de datos es crucial, existen base de datos estándar públicas, tales como SPINE, de Suiza, desarrollada por el Centro de Evaluación de Impactos de Sistemas de Materiales y Productos CPM^[38] y ECOINVENT perteneciente al Centro Suizo de Inventarios de Ciclos de Vida^[39]. Estas bases de datos están incluidas en varios softwares de ACV en orden de incrementar la aceptación y la compatibilidad en el formato de los datos. Este formato consiste en una larga lista de campos de datos que abastecen información sobre geografía válida, períodos de tiempo, y descripción de tecnología, entre otros^[33].

La evaluación de impacto agrupa las entradas y salidas cuantificadas en el análisis de inventario para cuantificar sus impactos ambientales potenciales mediante tres clases de indicadores: (a) indicadores de primera generación, los cuales valorizan los datos de inventario con mediciones basadas en políticas o propiedades intrínsecas, es decir, en términos de "políticas de riesgo equivalentes"^[40]; (b) aproximaciones marginales que proveen estimaciones de cargas marginales (pequeños cambios) de riesgos existentes e impactos potenciales que pueden atribuirse a cambios o suministro de diferentes bienes

y servicios [31]; y (c) aproximaciones promedio que estiman el rendimiento de la contribución del producto en el riesgo total e impacto potencial[31].

Se encuentran disponibles diferentes métodos de evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV), y varios de ellos son implementados en softwares de ACV[41]. La mayoría de los métodos están basados en categorías de impacto y factores de caracterización que incluyen los siguientes pasos: clasificación, caracterización, normalización y valoración [30][42][43]. En el primer paso las cargas ambientales contabilizadas previamente en el análisis de inventario son agrupadas en un conjunto limitado de categorías de impacto reconocidas según el conocimiento científico disponible del proceso. La selección de las categorías de impacto apropiadas depende del objetivo del estudio y su número se limita por razones de practicidad. En la metodología ISO las categorías de impacto se agrupan en tres áreas de protección: salud humana, recursos naturales y ambiente natural, mientras que en la metodología SETAC se adiciona un área: ambiente antropológico[31].

Pennington y sus col.[40] enumeraron los métodos disponibles para las categorías de impacto más comunes en ACVs. La contribución relativa de cada sustancia a una categoría de impacto determinada es evaluada en el paso de caracterización[17]. La caracterización se obtiene de la suma de los productos entre la cantidad de cada sustancia y su factor de caracterización. Los factores de caracterización, son específicos de cada sustancia y representan cuantitativamente los impactos potenciales por unidad de sustancia emitida para obtener la contribución potencial de cada sustancia en cada categoría de impacto[42]. Los factores pueden ser genéricos (Ecuación 1-5) o no-genéricos (Ecuación 1-6). Los primeros corresponden a salidas típicas de modelos de caracterización y se encuentran disponibles en la literatura en forma de bases de datos:

$$S_j = \sum_i Q_{j,i} m_i \quad \text{Ecuación 1-5}$$

$$Q_{i,u,t} = \sum_T \frac{\text{Efecto}(i,l,t)}{\text{Emision}(i,u)} = \sum_T \left(\frac{\text{Causa}(i,l,t)}{\text{Emision}(i,u)} \right) \cdot \left(\frac{\text{Exposicion}(i,l,t)}{\text{Causa}(i,l,t)} \right) \cdot \left(\frac{\text{Efecto}(i,l,t)}{\text{Exposicion}(i,l,t)} \right)$$

Ecuación 1-6

El subíndice i denota la sustancia, u corresponde a la ubicación de la emisión, l es la ubicación relacionada a la exposición del receptor y t es el período de tiempo para el cual se tiene en cuenta la contribución potencial del impacto [40].

Otro tema clave en el paso de caracterización es la profundidad de modelado del impacto, es decir, la extensión del mecanismo ambiental modelado (cadenas causa-efecto)[44]-[47].

Existen dos profundidades de modelado del impacto: punto intermedio y punto final. La primera une las cadenas de causa-efecto de la categoría de impacto, previo a los

puntos finales, y los factores de caracterización o indicadores reflejan la importancia relativa de las emisiones o extracciones. Algunos ejemplos de factores de caracterización de puntos intermedios son el potencial de reducción de la capa de ozono, potencial de calentamiento global y potencial de creación de ozono fotoquímico (smog). Por otro lado, algunas metodologías adoptan factores de caracterización en el punto final de la cadena causa-efecto para todas las categorías de impacto, es decir, directo al efecto social, como incidencia de enfermedad. Por ej. impactos en la salud humana en términos de Años de Vida de Incapacidad Modificados (DALY) debido a la carcinogénesis, cambio climático, reducción de la capa de ozono, creación de ozono fotoquímico; o impactos en términos de cambios en la biodiversidad.^[48]

La normalización es el procedimiento necesario para priorizar categorías de impacto o áreas de protección y comparar productos alternativos^[40]. Además, este paso identifica las categorías de impacto que no poseen contribución significativa en el problema ambiental total, reduciendo el número de categorías necesarias a evaluar. Esto se realiza dividiendo el indicador de cada categoría de impacto por un valor "normal", obteniendo resultados en unidades comunes^[7]. La forma más común para determinar el valor "normal" es estimar los indicadores de categoría de impacto en una escala temporal y espacial para definir claramente el sistema (por ej. una región o sector económico) y así considerar bases per cápita^[40].

En la Valoración, el paso final de los métodos de EICV, los impactos pueden agruparse en una función de impacto ambiental única colocando pesos a los impactos según su importancia relativa ^[43]. Las expresiones resultantes son en general relaciones lineales:

$$IT = \sum V_k N_k \quad \text{or} \quad IT = \sum V_k S_k \quad \text{Ecuación 1-7}$$

donde IT es el indicador de impacto ambiental total, V_k es el factor de ponderación para la categoría de impacto k , N es el indicador normalizado y S es el indicador por categoría obtenido en el paso de caracterización^[40]. Diferentes autores^{[6][7]} concuerdan en que la valoración es un elemento controversial en el ACV debido a que el usuario puede manipular el análisis escogiendo la forma de conseguir el resultado deseado. Sin embargo, todos los métodos de valoración incluyen aspectos científicos, no sólo relacionados con las ciencias naturales, sino también con ciencias sociales, de comportamiento y económicas^[40]. Si bien ISO no recomienda la aplicación de la Valoración en análisis públicos, muchas veces se torna necesaria para ganar facilidad en el manejo de la información^{[6][7][31]}.

Los métodos de valoración pueden dividirse en tres grandes grupos: (a) Monetización, que incluye todos los métodos que poseen unidades monetarias en los factores de

ponderación. Se consideran los diferentes tipos de costos (costos presentes, disposición para pagar y costos de extracción futuros) y todos los daños son expresados en la misma unidad monetaria; (b) Panel, incluye un grupo de métodos donde la importancia relativa de los daños, las categorías de impacto o las intervenciones se consideran según un grupo de expertos a través de encuestas; (c) Distancia al objetivo, donde los pesos derivan del objetivo de cada categoría de impacto^{[7][45]}.

La Tabla 1-1 incluye algunas metodologías de evaluación de impacto reportadas en la bibliografía y sus principales características. Específicamente, los métodos de EICV listados son: CML 92 y 01, desarrollados por el Instituto de Ciencias Ambientales de la Universidad de Leiden^[49]; Eco-indicator 95 y 99 de Pre-Consultants^[50]; Environmental Design of Industrial Products (EDIP) 97^[51] y EDIP 03^[52] de la UMIP danesa; ReCiPe desarrollado por Pre-Consultants, Universidad de Leiden, Universidad de Radboud Nijmegen y el Instituto Nacional de Salud Pública y Ambiente^[53]; Impact assessment of Chemical Toxics (IMPACT2002+) propuesto por el Instituto Suizo Federal de Tecnología^[54]; el método del Panel Internacional de Cambio Climático (IPCC)^[55]; Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts (TRACI) desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental (EPA)^[56]; Agrupación de Volúmenes Críticos e Interpretación basada en Polígonos, desarrollado por la Universidad de Piraeus^[6]; Custos Ambientais Associados á Geração Elétrica: Hidrelétricas x Termelétricas á Gás Natural del Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-graduação e pesquisa e engenharia (COPPE/UFRJ)^[57]; Environmental Priority Strategies in product design (EPS 2000) propuesto por el Centro para Evaluación Ambiental de Sistemas de Productos y Materiales, Universidad de Tecnología de Charmers^[58]; Externalidades da Geração hidrelétrica y termelétrica^[59]; External cost of Energy (ExternE Project) desarrollado por la Comisión Europea^[60]; LCA-net scheme de la Universidad de Mie^[61] y el Waste Reduction Algorithm (WAR), algoritmo del Laboratorio Nacional de Investigación de Manejo del Riesgo^[62].

La fase final de la metodología LCA, denominada Interpretación o Evaluación de Mejoras según la metodología ISO o SETAC respectivamente, tiene como objetivo identificar las oportunidades para mejorar el desempeño ambiental del sistema. La metodología ISO contempla además en esta fase la identificación de las etapas del proceso con mayor contribución al impacto del sistema, análisis de sensibilidad y recomendaciones finales^{[1][63]}.

1.4 HERRAMIENTAS COMPUTACIONALES Y SOFTWARES

Existen diferentes herramientas computacionales relacionadas a la metodología ACV. Algunos ejemplos son: SimaPro (PRé Consultants); Umberto (IFU Hamburg and IFEU Heidelberg); TEAM (Ecobalance); GaBi (Department of Life Cycle Engineering of the

Chair of Building Physics at the University of Stuttgart and PE International GmbH); POLCAGE (De La Salle University, Philippines, and University of Portsmouth, UK) y GEMIS (Öko-Institut). Estos paquetes de software están basados en las normas ISO 14040 y, a excepción de POLCAGE y GEMIS, están basados en base de datos generales. Además, la base de datos ECOINVENT (Swiss Center for Life Cycle Inventories) se encuentra integrada en estos softwares permitiendo acceder a una gran variedad de unidades de procesos así como a otros inventarios logrando incorporar múltiples áreas industriales.

El software SimaPro^[7] es probablemente el software de ACV más utilizado en la actualidad, en el cual se han basado numerosas publicaciones^{[15][64]-[77]}. SimaPro incluye varios métodos de evaluación de impacto como Eco-indicator 99, EDIP 97 y 03, EPS 2000, entre otros. Este software permite analizar los distintos pasos de los métodos y etapas del ciclo de vida identificando cada contribución en el impacto total. Además SimaPro puede integrarse con el software TCace (Evaluación del Costo Total) desarrollado por Sylvatica y el Centro de Tecnologías de Reducción de Residuos (CWRT) del Instituto Americano de Ingeniería Química (AIChE) el cual provee todos los costos potenciales de un producto o proceso mediante la integración de análisis de ciclo de vida y escenarios basados en análisis de riesgo (www.pre.nl/simapro, 2011).

El software Umberto (www.umberto.de/en, 2011) es utilizado para calcular, modelar y visualizar flujos de energía y materia del sistema. Provee un módulo de librería que contiene datos genéricos de procesos para analizar distintos escenarios e identificar los procesos de producción más sensibles ecológicamente. Los resultados pueden evaluarse utilizando indicadores de desempeño ambiental y económico teniendo en cuenta costos intensivos de producción para optimizar los procesos y mejorar su competitividad.

The Tools for Environmental Analysis and Management (TEAM) software permite aplicar métodos de evaluación de impacto en forma similar al SimaPro. En relación al ciclo de vida de los costos, utiliza POEMS (Product Oriented Environmental Management Systems) para la comparación de distintos escenarios de gestión de residuos y sus correspondientes costos (www.ecobilan.com, 2011).

Tabla 1-1: Algunas metodologías de evaluación de impacto y sus principales características

Método EICV	Origen	Base del Indicador (profundidad de modelado del impacto)		Normalización	Bases de Ponderación		
		Punto Intermedio	Punto final		Monetización	Distancia al objetivo	Panel
CML 92 y 01	Países Bajos	X		X	-	-	-
CVAPBI ¹	Grecia	X		X		X	
CAAGE ²	Brasil		X	-	X		
Eco-indicator 95,99	Países Bajos		X	X			X
EDIP 97,03	Dinamarca	X		X		X	
EPS 2000	Suecia		X	X	X		
EGHT ³	Brasil		X	-	X		
ExternE Project	Europa		X	-	X		
IMPACT 2002+ ⁴	Suiza	X	X	X	-	-	-
IPCC	Europa	X		-	-	-	-
ReCiPe	Países Bajos	X	X	X	X		X
LCA-net scheme	Japón	X		X		X	
TRACI	EEUU	X		-	-	-	-
WAR algorithm ⁵	EEUU	X		X	-	-	-

¹ Critical Volume Aggregation and Polygon-Based Interpretation

² Custos Ambientais Associados á Geração Elétrica: Hidrelétricas x Termelétricas á Gás Natural

³ Externalidades na Geração Hidrelétrica e Termelétrica

⁴ Implementa una combinación de los niveles punto intermedio y punto final como base del indicador. Para la ponderación, los autores sugieren factores iguales a 1, excepto para casos donde exista disponibilidad de pesos sociales

⁵ los autores sugieren factores de ponderación iguales a 1

El software GaBi (www.gabi-software.com, 2011) provee soluciones para la evaluación de costos con criterios técnicos, ambientales y sociales así como la optimización de procesos. En sus bases de datos están disponibles más de 100 procesos agrícolas.

El ACV posibilístico utilizando el software GREET (Greenhouse Gases, Regulated Emissions and Energy use in Transportation) y el método EDIP^[78] se focaliza en ciclos de vida de combustibles alternativos y transporte de energía. Emplea un procedimiento Multiple-Attribute Decision-Making (MADM) utilizando un criterio de evaluación múltiple con un enfoque probabilístico basado en la difusividad para la incertidumbre de los datos. El modelo GREET fue desarrollado por el Laboratorio Nacional de Argonne y es utilizado como inventario en el sub-modelo POLCAGE. El mismo se encuentra codificado en Microsoft Excel y Visual Basic, con una estructura modular que permite al usuario crear nuevos sistemas de combustible o modificar los existentes. La propagación de la incertidumbre posibilística (PUP) se logra con el módulo de Visual Basic, el cual realiza cálculos iterativos a través de hojas de cálculo y subsecuentes almacenamientos con mecanismos basados en aritmética difusa.

The Global Emission Model for Integrated Systems database (GEMIS (www.oeko.de/service/gemis/en, 2011) es un modelo computarizado de análisis de ciclo de vida, base de datos ACV y análisis de costo de emisión para sistemas de transporte, energía y materiales. Los datos ambientales incluyen emisiones al aire, gases de efecto invernadero (GEI), efluentes líquidos, residuos sólidos y uso del suelo. Los datos de costo consideran inversión, costos fijos anuales y variables, así como los factores de externalidad para GEI y otras emisiones al aire.

Además, existen modelos multimedia de exposición y destino para calcular factores de caracterización no genéricos como Uniform System for the Evaluation of Substances - USES^{-[79]}, USEtox^[80] y CalTOX^[81].

Se han utilizado diferentes paquetes comerciales de software específicos en las metodologías ACV aplicadas en las publicaciones consultadas. Además, en algunos estudios de ACV se han utilizado simuladores de procesos químicos como CHEMCAD II and III^[82], Aspen^[83], the Transient Energy System Simulation Tool (TRNSYS) de la Universidad de Wisconsin, Madison, así como modelos generadores de equilibrio parcial, MARKET ALlocation energy-systems computer model (MARKAL)^[84] y The Integrated MARKET - EFOM - System - TIMES^[85]. TIMES es una versión evolucionada de MARKAL con nuevas funciones y flexibilidades construida con las mejores características de MARKAL y the Energy Flow Optimization Model (EFOM). MARKET y TIMES son modelos de programación lineal con estructura multi-período y sus códigos de fuente están escritos en General Algebraic Modeling System (GAMS)^[86]. Este software procesa los conjuntos de archivos de datos y genera una matriz cuyos coeficientes comprenden los modelos de equilibrio económico específicos del sistema de energía como un problema de programación

matemática para luego optimizar los resultados. También se utilizaron softwares con propósitos generales de optimización como Xpress-MP^[87], para problemas LP y MILP, Microsoft Excel Solver, para problemas LP y NLP, y GAMS y LINGO (LINDO Systems) que permiten resolver desde problemas LP hasta MINLP.

1.5 APLICACIONES DE LA METODOLOGÍA ACV

Las áreas de aplicación de ACV son numerosas. El tipo de aplicación influye en las fases de la metodología ACV utilizadas y en las elecciones para incorporar los distintos componentes^[30]. La mayor distinción corresponde a aplicaciones en el sector público o privado. En el primero los estudios de ACV son utilizados como soporte en el desarrollo y regulación de la legislación ambiental, desarrollo de criterios para tasas y estándares ambientales, programas de eco-laboratorio, o para proveer información al consumidor. En los estudios públicos deben estar claramente presentados las suposiciones realizadas, los métodos y datos utilizados y las preferencias si las hubiera, para que sean lo más reproducibles posibles. En el sector privado, las empresas pueden utilizar los resultados de ACV como soporte de desarrollos de productos o marketing para mejorar la credibilidad de la política ambiental de la compañía, o para guiar a los proveedores a actuar de una forma sustentable con el ambiente^[43].

En resumen, la metodología ACV puede ser aplicada para ^[1]:

- Planeamiento estratégico o desarrollo estratégico ambiental en la elección de Best Practicable Environmental Option BPEO (U.K. Environment Agency), por ej. comparación de los impactos ambientales de diferentes productos con igual función o de formas alternativas para elaborar un mismo producto.
- Comparación de escenarios culturales, económicos y regionales para un dado producto, actividad o proceso.
- Identificación de las oportunidades de mejora ambiental, también identificadas como "puntos calientes", es decir, puntos críticos del ciclo de vida en el impacto ambiental total.
- Optimización, diseño e innovación de productos y procesos.
- Creación de un esquema para auditorías ambientales, es decir, como herramienta para gestión de sistemas y reportes ambientales, como por ejemplo la certificación ISO 14001.

En la literatura se han descrito numerosas aplicaciones de ACV. Kadam (2002)^[88] utilizó la metodología ACV para cuantificar y comparar dos escenarios para el uso del exceso de bagazo (co-producto) en la producción de la caña de azúcar. Una opción consistía en quemar el bagazo y utilizar nafta extra, mientras que la otra correspondía a producir etanol y utilizarlo como un combustible E10 (10% de etanol y 90% de nafta). La unidad

funcional considerada fue 1 ton seca de bagazo, se seleccionaron algunas categorías de impacto de los métodos IPCC y CML y se utilizó el software TEAM 3.0. Lunghi y col.^[71] se basó en el ACV para demostrar que una planta de potencia de celdas de combustible de carbonato líquido (MCFC) alimentada por LFG (gas generado en la digestión de residuos en un relleno sanitario) lograba mayores beneficios ambientales que una MCFC alimenta por reformado de vapor. Los autores utilizaron el software SimaPro, adoptaron el método Eco-indicator 99 y consideraron 1kWhe como unidad funcional. Chambouleyron y col.^[65] utilizaron el software SimaPro para identificar las oportunidades de mejora ambiental para producir tres diferentes tipos de escritorios basándose en el método EDIP 99 y asumiendo un escritorio como unidad funcional. Weisser^[89] analizó las emisiones de GEI (sólo una categoría de impacto) de las cadenas de generación de electricidad a lo largo de su ciclo de vida con el método IPCC basándose en estudios de ACV, publicados entre los años 2000 y 2006, correspondientes a tecnologías fósiles, nuclear y renovables. Los parámetros claves fueron el método de evaluación, la eficiencia de conversión, las prácticas de la preparación del combustible y de transporte, la elección de combustible y tecnología, la mezcla de combustible asumida para los requerimientos de electricidad en la producción del equipamiento y construcción de la infraestructura y los límites del sistema, teniendo en cuenta las mejoras posibles a ocurrir en el futuro.

Finalmente, Varun y col.^[90] presentaron una revisión de ACVs para comparar emisiones de CO₂ en el ciclo de vida de la generación de electricidad mediante diferentes fuentes renovables de energía: eólica, solar fotovoltaica, solar térmica, biomasa, e hidroeléctrica, así como también fuentes convencionales como carbón, gas, petróleo y nuclear.

1.6 INTEGRACIÓN DE ACV Y TÉCNICAS DE OPTIMIZACIÓN

En esta sección se describen distintas aplicaciones de integración de ACV con técnicas de optimización. Tradicionalmente, los sistemas de optimización aplicados en procesos químicos y de ingeniería se han focalizado en maximizar objetivos económicos. Algunos trabajos preliminares incluyen enfoques de minimización de residuos, desde utilizar el concepto reducción de gastos como herramienta para obtener un óptimo costo en una Red de Intercambio de Masa con mínimos residuos^[91], mínimo derroche de agua en plantas de proceso^[92] y costos de tratamiento de residuos^[93] hasta el concepto de contaminación evitable cero^[94]. Si bien con estos enfoques se obtienen mejoras ambientales y económicas debido a la minimización de residuos y de los costos de tratamiento, poseen la desventaja de concentrarse en las emisiones de la planta solamente sin considerar el resto de las etapas del ciclo de vida^[1]. Trabajos más

recientes incorporaron el ACV en procesos de diseño y optimización estableciendo una unión entre los impactos ambientales, la operación y la economía del proceso^{[15][26][29][95]-[97]}. En general, el enfoque para la incorporación de ACV en los esquemas de los sistemas de optimización comprende tres pasos principales: (i) Realizar el ACV discutido en la sección 3, (ii) Formular y resolver el problema de optimización multi-objetivo en el contexto de ACV como fue planteado en la sección 2 y (3) Seleccionar la mejor relación de compromiso^[1].

A continuación, se describen los principales enfoques para la simulación y optimización de los procesos químicos y tecnológicos considerando ACV.

Hilaly y Sikdar^[98] junto a Cabezas y col.^[62] presentaron dos trabajos preliminares basados en la minimización de residuos. El primer trabajo consideró la producción de detergente como caso de estudio mientras que Cabezas y col. analizaron dos casos de estudio: la producción de metil etil cetona a partir de butil alcohol secundario y la producción de amoníaco a partir de gas de síntesis. El objetivo consistió en la minimización del impacto ambiental total del proceso principal evaluando y comparando flujos de procesos o configuraciones. Para ello, los autores utilizaron una única función de impacto ambiental, el "índice de contaminación", calculada por el algoritmo de reducción de residuos (WAR), basada en una ecuación genérica correspondiente al balance de contaminación del flujo del proceso. Cabezas y col.^[62] presentaron la generalización del algoritmo WAR considerando nueve categorías de impacto basadas en Heijungs y col.^[99], sub divididas en cuatro efectos potenciales físicos ambientales (acidificación, gases de efecto invernadero, agotamiento de la capa de ozono y formación de oxidantes fotoquímicos); tres efectos en la toxicidad humana (aire, agua y suelo) y dos efectos en la ecotoxicidad (acuática y terrestre). Respecto de los factores de ponderación, si bien los autores sugieren inicialmente fijar todos los factores en uno, los usuarios pueden cambiar individualmente cada uno de 0 a 10 dependiendo de las necesidades y políticas locales. Los simuladores de procesos comerciales CHEMCAD II y III fueron utilizados respectivamente para realizar todos los balances de masa y energía en ambos trabajos.

Azapagic and Clift ^{[17][100]} propusieron un problema de optimización MO en el contexto de la metodología ACV. Específicamente formularon un problema LP para la producción de distintos productos de boro a partir de dos minerales metalíferos. En ambos trabajos, todas las actividades, desde la extracción de materia prima hasta la producción de los productos de boro y materiales utilizados, fueron incluidas en el sistema, no considerando el uso ni la disposición de los productos (alcance "de la cuna a la puerta"). La función objetivo ambiental se basó en siete categorías de impacto ^[99]: agotamiento de recursos y de la capa de ozono, potencial de calentamiento global

(PCG), acidificación, eutrofización, potencial de creación de oxidantes fotoquímicos (smog fotoquímico), y toxicidad humana. En este caso, a diferencia de Cabezas y col.^[62], los autores no optimizaron una única función de impacto ambiental. Antes de la optimización MO, optimizaron cada categoría de impacto como un problema de optimización de un sólo objetivo mediante el software LP Xpress-MP. En algunos casos particulares la optimización de uno o algunos objetivos críticos llevó aparejada la optimización de otros objetivos asociados. Azapagic y Clift^[100] concluyeron que la minimización del potencial de calentamiento global (PCG) también minimiza la acidificación, eutrofización y toxicidad humana, mientras que la minimización del potencial de creación de oxidantes fotoquímicos (POF) resulta en la optimización del valor de la disminución de la capa de ozono (DO). En orden de incluir los costos operativos y la producción total, se optimizó el sistema considerando sólo tres objetivos: PCG, costos, y producción, al igual que en Azapagic y Clift^[17]. Se resolvió el problema MO mediante el método de las ϵ -restricciones para generar el rango de soluciones como una superficie de Pareto en tres dimensiones. Luego, los autores optimizaron simultáneamente el sistema sumando el objetivo OD y generando una superficie de Pareto de cuatro dimensiones.

Tan^[27] aplicó la programación lineal simétrica difusa para resolver un problema MO-MILP teniendo en cuenta la evaluación del ciclo del combustible, es decir, el análisis de ciclo de vida del transportador de energía usado para la propulsión del vehículo, considerando una mezcla de combustibles como caso de estudio. Fueron consideradas como funciones objetivo ambientales seis categorías de impacto: lluvia ácida, smog, calentamiento global, eutrofización, toxicidad y disminución de recursos. Para resolver los múltiples objetivos ambientales se utilizaron el software POLCAGE y Microsoft Excell. Primero se asignaron factores de ponderación iguales a 1 para dar igual importancia a los diferentes objetivos ambientales, y luego se ajustaron los mismos para considerar una relevancia relativa. Los autores compararon éste enfoque con el método de las ϵ -restricciones descrito en Azapagic y Clift ^[17]. El enfoque SFLP brinda una solución única que abarca un compromiso entre los múltiples objetivos conflictivos.

Eliceche y col.^[101] formularon un problema MINLP en el contexto de la metodología ACV considerando como caso de estudio una planta de utilidad para producción de etileno ambientalmente sustentable. Los límites de la planta fueron extendidos para incluir los impactos ambientales relevantes correspondientes a la electricidad importada generada en plantas termoeléctricas, hidroeléctricas y nucleares. La función objetivo utilizada fue el "índice de contaminación" propuesto por Cabezas y col.^[62] utilizando factores de ponderación iguales a 1. Fueron consideradas siete categorías de impacto ambiental (potencial de calentamiento global, acidificación, disminución de la capa de

ozono, toxicidad humana en aire y agua, ecotoxicidad y eutrofización)^[99]. Sin embargo, los autores observaron que sólo la evaluación del calentamiento global y la acidificación eran suficientes para estimar el impacto ambiental total en las plantas de utilidad ya que representan el 99.68% del mismo. El problema MINLP resultante fue implementado en GAMS, los sub-problemas NLP y MILP fueron resueltos con CONOPT^[102] y OSL^[103] respectivamente. El modelo MINLP consistió en 24 variables binarias y 10500 ecuaciones aproximadamente y la solución fue encontrada en cuatro grandes iteraciones.

Guillén Gosálbez y col.^[15] aplicaron la metodología MO basada en la formulación de un problema MINLP para la hidrodealquilación de tolueno enfocado solamente en la disminución del impacto ambiental en la etapa de producción. El costo de operación del ciclo de vida correspondió a la función objetivo económica, mientras el índice resultante de la valoración del método Eco-indicator 99 consistió en la función objetivo ambiental. Éste método de evaluación de impacto incluye once categorías de impacto: (i) Efectos carcinogénicos en humanos, efectos respiratorios en humanos debido a (ii) sustancias orgánicas e (iii) inorgánicas, efectos en la salud humana debido al (iv) cambio climático, (v) radiaciones ionizantes y (vi) disminución de la capa de ozono; efectos en la calidad del ecosistema causados por (vii) emisiones tóxicas, (viii) efectos combinados de acidificación y eutrofización y (ix) ocupación y cambio en el uso del suelo; efectos en los recursos debido a (x) extracción de minerales y (xi) extracción de combustibles fósiles. Se integró el software de ACV SimaPro para la aplicación del método. Cada problema de optimización con un sólo objetivo fue implementado en GAMS y resuelto mediante DICOPT^[104], los sub-problemas NLP fueron resueltos con CONOPT mientras los problemas máster MILP se resolvieron con CPLEX^[105]. Primero el problema fue resuelto minimizando los costos sin considerar las cuestiones ambientales. Luego, el valor del Eco-indicator 99 fue reducido imponiendo restricciones al valor épsilon del método de las ϵ -restricciones. El problema resultante MO MINLP consistió en 724 restricciones, 710 variables continuas y 13 variables binarias. Los autores concluyeron que el bajo tiempo de CPU requerido para generar cada solución (aproximadamente 1-10 s en un procesador Pentium III 1.4 GHz) no justificó técnicas específicas de muestreo para reducir el número de problemas de un sólo objetivo requeridos en la generación de los puntos de Pareto.

Pietrapertosa y col.^[106] presentaron un modelo LP multi-período para diferentes ciclos de combustibles en la generación de potencia: fósiles, nuclear y renovable. Se consideraron todos los flujos de materia y energía desde la extracción hasta el uso final de la demanda y gestión de residuos (es decir un alcance "desde la cuna a la tumba") en un horizonte de tiempo de 27 años dividido en 9 periodos de igual longitud. Un

modelo lineal de equilibrio parcial generado por MARKAL fue formulado para representar las relaciones entre los componentes del sistema y los límites a lo largo del horizonte de tiempo estipulado. Las entradas principales para MARKAL fueron la demanda de servicios de energía junto a la disponibilidad de recursos y las restricciones ambientales mientras que el costo total del sistema fue la función objetivo a minimizar. Se definieron tres escenarios para examinar y comparar los efectos de la configuración de los sistemas de energía, costos de las restricciones a los impactos ambientales, y eco-tasas de los principales contaminantes:

1. Escenario de Referencia: describe la contribución de las fuentes de energía renovable (fotovoltaica, eólica, biomasa, mini-hidroeléctrica). Modela la evaluación del sistema de energía de referencia sin las restricciones ambientales generando una línea de base para el análisis de escenarios.

2. Escenario de impacto: incluye el software GEMIS como herramienta de modelado para evaluar los efectos de las restricciones ambientales a través del ACV en tres categorías de impacto: acidificación, calentamiento global y smog y la combinación de las mismas con una única función de impacto ambiental. Éste análisis incluye los típicos contaminantes primarios (NO_x, CO, CO₂, SO₂, TSP) y utiliza el método IPCC.

3. Escenario de Eco-tasas: los costos de daño de los contaminantes (valores ExternE) son insertados a través de una función de daño que representa los costos de las externalidades ambientales estimados por unidad de contaminante emitido utilizando el método ExternE project. En este escenario se presentaron casos para 6 tasas, cinco para cada contaminante del aire y una para la suma de los mismos, para evaluar su influencia en la configuración del sistema y analizar sus sinergias.

Respecto de los costos de las externalidades, fueron considerados dos tipos de evaluación: ex post, en el que el daño ambiental es computarizado sin la devolución del proceso de optimización y ex ante, en donde la internalización de los costos externos se realiza introduciendo las eco-tasas para considerar estos costos en la optimización del costo del sistema de energía. En el primero, los costos externos totales son sumados a la función de costo sin afectar a la determinación de la solución óptima, estimando en términos monetarios los impactos ambientales de las emisiones atmosféricas en diferentes escenarios hipotéticos. En cambio, en la evaluación ex ante, la introducción de las tasas ambientales enfatiza el rol del daño ambiental en la definición del precio de los recursos y en la comparación de tecnologías en términos de los efectos directos e indirectos.

Zhou y col.^[29] formularon un problema MO LP aplicando redes neuronales BP y AG en la selección de materiales adecuados para contenedores de bebidas sustentables considerando el alcance “de la cuna a la tumba”. Los materiales considerados fueron:

aluminio, HDPE, PVC, polipropileno, vaso de vidrio, acero y zinc. Se formularon tres funciones objetivo a minimizar: (i) el peso del contenedor, (ii) costo del ciclo de vida y (iii) contaminación ambiental evaluada con el método Eco-indicator 99 a través del software SimaPro.

Las principales características de la bibliografía consultada, como los límites del sistema, los objetivos a optimizar, los métodos de evaluación de impacto utilizados, la naturaleza de los problemas de optimización resueltos y las herramientas computacionales utilizadas, son enumeradas y comparadas en la Tabla 1-2.

1.7 CONCLUSIONES

El ACV es una herramienta de gestión ambiental aceptada para comparar bienes y servicios (productos) así como para la selección de procesos, diseño y optimización en orden de identificar oportunidades para reducir los impactos asociados a residuos, emisiones y consumo de recursos. Por otro lado, las técnicas y estrategias de optimización son herramientas valiosas en las áreas científicas y de la ingeniería. Es notoria una tendencia hacia el desarrollo de esquemas teóricos generales de ACV incluyendo enfoques de optimización.

Éste capítulo intenta proveer un listado de métodos, alcances, aplicaciones, paquetes de software específicos y conocimientos generales respecto a experiencias y progresos en la aplicación de la metodología ACV acoplada a esquemas de optimización.

En la actualidad, la mayoría de los métodos ACV han sido desarrollados en pocos países o territorios (principalmente en Europa Occidental y EEUU), en los cuales empresas, organizaciones y centros de investigación se asocian para desarrollar grandes bases de datos específicas y herramientas de software basadas en consideraciones locales/regionales y/o estándares. Sin embargo, la mayoría de los datos pueden no ser confiables al utilizarse en diferentes escenarios económicos/regionales/ambientales para los que fueron estimados, influenciando fuertemente en los resultados del ACV.

En relación a los límites del sistema puede concluirse que el concepto “de la cuna a la puerta” es el más utilizado en la práctica, en vez del teórico “de la cuna a la tumba”.

Normalmente, la relación entre los datos de inventario y los indicadores de las categorías de impacto es expresada en forma lineal mediante los factores de caracterización. De esta forma, se desprecian los efectos sinérgicos de los contaminantes, lo cual puede provocar una subestimación del impacto ambiental.

Tabla 1-2: Integración de ACV y técnicas de optimización reportadas en bibliografía

Referencia	Límites del sistema	Objetivos	Método	Formulación matemática	Herramientas computacionales
Azapagic and Clift ^{[17][100]}	"de la cuna a la puerta"	(i) Min. impactos amb. (ii) Min. costo de operación del CV ⁶ (iii) Máx. producción anual	Heijungs y otros ^[99]	MO LP Pareto Método ϵ -restricciones	X-press MP
Hugo and Pistikopoulos ^[107]	Etapa de producción (cadena de suministro)	(i) Max. NPV de inversión	Eco-indicator 99	MO MILP multi-periodo	No aplica
Tan ^[78]	"de la cuna a la tumba"	(ii) Min. impactos amb. Min: (i) lluvia ácida, (ii) smog, (iii) calentamiento global, (iv) eutrofización, (v) toxicidad, (vi) disminución de recursos	EDIP	Optimización paramétrica MO LP SFLP	MS Excel Solver POLCAGE
Eliceche y colab. ^[101]	"de la cuna a la puerta"	(i) Min. impacto amb. total	Heijungs y otros ^[99] algoritmo WAR	MINLP	CONOPT y OSL GAMS
Guillén Gosálbez y colab. ^[15]	Etapa de producción	Min: (i) costos operativos del CV (ii) impactos amb.	Eco-indicator 99	MO MINLP/Pareto Método ϵ -restricciones	SimaPro/GAMS DICOPT, CONOPT y CPLEX
Vince y colab. ^[108]	"de la cuna a la tumba" (Plantas de desalinización RO)	(i) Max. cociente de recuperación total Min: (ii) consumo de electricidad (iii) costos operativos y de inversión	IMPACT 2002+	MO MINLP	
Pietrapertosa y colab. ^[106]	"de la cuna a la tumba"	(i) Min. costo total del sistema	ExternE project IPCC	Multi-periodo LP	GEMIS MARKAL

⁶ Ciclo de vida

Grossmann and Guillén Gosálbez ^[109]	Etapa de producción (Síntesis de procesos y gestión de cadena de suministro)	Min: (i) costo total (ii) impactos amb.	Eco-indicator 99	MO MILP y MINLP Pareto Método ϵ -restricciones	SimaPro GAMS
Zhou y colab. ^[29]	"de la cuna a la tumba"	Min: (i) peso del contenedor (ii) costos (iii) contaminación amb.	Eco-indicator 99	MO LP	SimaPro
Bojarsky y colab. ^[95]	Etapa de producción (cadena de suministro)	Min: (i) categorías de daño normalizadas (ii) impacto amb. total (iii) Max. NPV	IMPACT 2002+	MO MILP/Pareto Método de la suma ponderada	CPLEX/GAMS SimaPro
Luz Santos y Legey ^[110]	"de la cuna a la puerta" (constr. y operac. de plantas hidro/termales)	Min. de costos: (i) de inversión (ii) operación (iii) amb.	ExternE project CAAGE EGHT	Multi-periodo MILP	X-press MP
Pinto-Varela y colab. ^[26]	Etapa de producción (cons. de electricidad y diesel en la cadena de suministro)	(i) Máx. beneficio (ii) Min. impactos amb.	Eco-indicator 99 (sólo daño a la salud humana)	MO MILP SFLP	No aplica
Carvalho y colab. ^[111]	"de la cuna a la puerta" (suministro de energía)	Min: (i) emisiones de CO2 anuales (ii) impactos amb. (iii) costo anual total	Eco-indicator 99	MILP	SimaPro LINGO
Gebreslassie y colab. ^[96]	"de la cuna a la puerta" (sist. de refrigeración de absor. asistido solar)	Min: (i) costo total (ii) impactos amb.	Eco-indicator 99	MO MINLP/Pareto Método ϵ -restricciones	TRNSYS DICOPT SNOPT CPLEX GAMS
Liu y colab. ^[97]	"de la cuna a la puerta" (sistema de energía)	Min: (i) costos de operación y mantenimiento (ii) emisiones de GEI	Emisión de GEI en el CV	Pareto Método ϵ -restricciones	CPLEX GAMS

En los métodos de EICV descritos no se ha observado una profundidad del modelado de impacto, punto final o intermedio, predominante. No obstante, el método Eco-indicator 99, el cual es basado en modelado de impacto punto final, es el más utilizado en los trabajos analizados.

En la mayoría de los casos analizados, se formuló como función objetivo ambiental una única función de impacto, resultante de la agrupación de impactos ambientales. Sin embargo, la metodología ISO no recomienda su uso en ACV para el sector público debido a su subjetividad. En relación a los paquetes de software de ACV, SimaPro resultó ser el más utilizado en los trabajos analizados.

En cuanto a los aspectos de optimización, la optimización multi-objetivo fue el enfoque predominante para resolver este tipo de problemas, siendo el método de las ϵ -restricciones la técnica más aplicada para generar los puntos de Pareto. Sin embargo, con el desarrollo de softwares para costos de ciclo de vida acoplados a softwares de ACV y el progreso en la evaluación de costos de las externalidades ambientales, se observa un renovado interés en la formulación de una única función objetivo económica.

Finalmente, existe una tendencia a integrar escenarios multi-períodos en los esquemas ACV - optimización, lo que posibilita resultados más precisos dependiendo de la disponibilidad de los datos a lo largo del horizonte de tiempo considerado.

1.8 REFERENCIAS

- [1] A. Azapagic, «Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimisation», *Chem. Eng. J.*, vol. 73, pp. 1-21, mar. 1999.
- [2] ISO 14001, «Environmental Management Systems – Specification with Guidance for Use», HMSO, London, 1996.
- [3] Council Regulation (EEC) No. 1836, «Allowing voluntary participation by companies in the industrial sector in a Community Eco-Management and Audit Scheme 1993. Official Journal of the European Communities, No. L 168», London, 1993, pp. 1-18.
- [4] Council Directive 91/61/EC, «Concerning Integrated Pollution Prevention and Control, Official Journal of the European Communities, No. L 257», London, 1996.

- [5] Department of the Environment, Transport and the Regions, U.K., «Implementation of EC Directive 96/61 on Integrated Pollution Prevention and Control, Second Consultation Paper», London, 1998.
- [6] D. Georgakellos, «Evaluation of life cycle inventory results using critical volume aggregation and polygon – based interpretation», *J. Clean. Prod.*, vol. 13, pp. 567 – 582, 2005.
- [7] M. Goedkoop y M. Oele, «Introduction to LCA with SimaPro 7», *Amersfoort Pre Consult.*, 2008.
- [8] A. Del Borghi, L. Binaghi, M. Del Borghi, y M. Gallo, «The application of the environmental product declaration to waste disposal in a sanitary landfill - Four case studies, LCA cases studies», *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 12, n.º 1, pp. 40 – 49, 2007.
- [9] J. Francesconi, M. Mussati, y P. Aguirre, «Analysis of design variables for water-gas-shift reactors by model-based optimization», *Journal of Power Sources*, vol. 173, pp. 467-477, 2007.
- [10] D. Oliva, J. Francesconi, M. Mussati, y P. Aguirre, «CO-PrOx reactor design by model-based optimization», *Journal of Power Sources*, vol. 182, pp. 307-316, 2008.
- [11] I. Grossmann, J. Caballero, y H. Yeomans, «Advances in mathematical programming for the synthesis of process systems», *Latin American Applied Research*, vol. 30, pp. 263-284, 2000.
- [12] R. Raman y I. E. Grossmann, «Modelling and computational techniques for logic based integer programming», *Comput. Chem. Eng.*, vol. 18, pp. 563-578, 1994.
- [13] M. Turkay y I. E. Grossmann, «Disjunctive optimization techniques for the optimization of process systems with discontinuous investment costs. Multiple Size Regions», *Ind. Eng. Chem. Res.*, vol. 35, pp. 2611-2623, 1996.
- [14] R. Raman y I. E. Grossmann, «Relation between MILP modelling and logical inference for chemical process synthesis», *Comput. Chem. Eng.*, vol. 15, n.º 2, pp. 73-84, 1991.
- [15] G. Guillén-Gosálbez, J. Caballero, y L. Jiménez, «Application of Life Cycle Assessment to the Structural Optimization of Process Flowsheets», *Ind. Eng. Chem. Res.*, vol. 47, pp. 777-789, 2008.

- [16] P. Ngatchou, A. Zarei, y M. A. El-Sharkawi, «Pareto Multi Objective Optimization», presentado en The 13th Intelligent Systems Applications to Power Systems (ISAP), Washington DC, USA, 2005.
- [17] A. Azapagic y R. Clift, «Life cycle assessment and multiobjective optimisation», *J. Clean. Prod.*, vol. 7, pp. 135-143, 1999.
- [18] S. Mussati, «Síntesis y Diseño de Sistemas de Desalinización de Agua de Mar por Sistema Doble Propósito Incluyendo Turbinas de Gas», Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Litoral, 2003.
- [19] S. Mussati, P. Aguirre, y N. J. Scenna, «Synthesis and Optimization of Dual Purpose Thermal Desalination Plants», EOLSS Publisher Co Ltd, Oxford-United Kingdom, 2003.
- [20] S. Mussati, P. Aguirre, y N. J. Scenna, «A Hybrid Methodology for Optimization of Multi Stage Flash-Mixer Desalination Systems», *Lat. Am. Appl. Res.*, vol. 33, n.º 2, pp. 141-147, 2003.
- [21] Y. Cai, G. Huang, Tan, Q., y Yang, Z., «Planning of community-scale renewable energy management systems in a mixed stochastic and fuzzy environment», *Renew. Energy*, vol. 34, pp. 1833-1847, 2009.
- [22] Y. J. Lai y C. L. Hwang, *Fuzzy mathematical programming: methods and applications*. Heidelberg: Springer-Verlag, 1992.
- [23] H. Rommelfanger, «Fuzzy linear programming and applications», *Eur. J. Oper. Res.*, vol. 92, pp. 512-517, 1996.
- [24] R. Sadiq y T. Husain, «A fuzzy-based methodology for an aggregate environmental risk assessment: a case study of drilling waste», *Environ. Model. Softw.*, vol. 20, pp. 33-46, 2005.
- [25] H. J. Zimmermann, «Methods and applications of fuzzy mathematical programming», en *An Introduction to Fuzzy Logic Applications in Intelligent Systems*, Kluwer, Boston: Yager, R.R., Zadeh, L.A., 1992.
- [26] T. Pinto-Varela, Barbosa-Póvoa, A. P., y Novais, A., «Supply Chain Network Optimization with environmental impacts», presentado en 2nd International Conference on Engineering Optimization, Portugal, 2010.

- [27] R. Tan, «Short Communication-Application of symmetric fuzzy linear programming in life cycle assessment», *Environ. Model. Softw.*, vol. 20, pp. 1343-1346, 2005.
- [28] S. Y. Yang, V. Girivasan, N. R. Singh, I. N. Tansel, y C. V. Kropas-Hughes, «Selection of optimal material and operating conditions in composite manufacturing. Part II: complexity, representation of characteristics and decision making», *Int. J. Mach. Tools Manuf.*, vol. 43, n.º 2, pp. 175-184, ene. 2003.
- [29] C.-C. Zhou, G.-F. Yin, y X.-B. Hu, «Multi-objective optimization of material selection for sustainable products: Artificial neural networks and genetic algorithm approach», *Mater. Des.*, vol. 30, n.º 4, pp. 1209-1215, abr. 2009.
- [30] J. B. Guinée, R. Heijungs, H. A. Udo de Haes, y G. Huppes, «Quantitative life cycle assessment of products: 2. Classification, valuation and improvement analysis», *J. Clean. Prod.*, vol. 1, n.º 2, pp. 81-91, 1993.
- [31] H. A. Udo de Haes, O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hauschild, W. Krewitt, y R. Müller-Wenk, «SETAC – Europe: Second Working Group on LCIA (WIA-2), Best available practice regarding impact categories and category indicators in Life Cycle Impact Assessment, Background Documents for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC – Europe (WIA-2)», *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 4, n.º 2, pp. 66-74, 1999.
- [32] ISO 14040, «Environmental Management – Life Cycle Assessment – Part 1: Principles and Framework», International Standard Organization, Basel, Switzerland, ISO/FDIS/TC207SC514040/1997(E)., 1997.
- [33] G. Rebitzer, Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.P., Suh, S., Weidema, B.P., y D. W. Pennington, «Review-Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications», *Environ. Int.*, vol. 30, pp. 701-720, 2004.
- [34] J. Krozer y J. C. Vis, «How to get LCA in the right direction?», *J. Clean. Prod.*, vol. 6, pp. 53-61, 1991.
- [35] J. Guinée y R. Heijungs, «A proposal for the classification of toxic substances within the framework of life cycle assessment of products», *Chemosphere*, vol. 26, n.º 10, pp. 1925-1944, may 1993.

- [36] ISO 14040, «Environmental Management – Life Cycle Assessment – principles and framework», International Standard Organization, Basel, Switzerland, ISO/FDIS/TC207SC514040/1997(E), 2006.
- [37] E. Gnansounou, A. Dauriat, J. Villegas, y L. Panichelli, «Life cycle assessment of biofuels: Energy and greenhouse gas balances», *Bioresour. Technol.*, vol. 100, n.º 21, pp. 4919-4930, nov. 2009.
- [38] R. Carlson, Löfgren G., y Steen B., «SPINE, a relational database structure for life cycle assessment», Göteborg, IVL-Report, 1995.
- [39] R. Frischknecht, «Life cycle inventory modelling in the Swiss national database ecoinvent 2000. Sustainability in the Information Society (Proceedings)», presentado en 15th International Symposium Informatics for Environmental Protection, Zürich: ETH, 2001, pp. 699 – 708.
- [40] D. W. Pennington, J. Potting, G. Finnveden, E. Lindeijer, O. Jolliet, T. Rydberg, y G. Rebitzer, «Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice», *Environ. Int.*, vol. 30, n.º 5, pp. 721-739, 2004.
- [41] L. C. Dreyer, Niemann, A.L., y Hauschild, M.Z., «Comparison of three different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99 Does it matter which one you choose?», *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 8, n.º 4, pp. 191-200, 2003.
- [42] M. A. J. Huijbregts, (primero) Thissen U., Guinée J.B., Jager T., Kalf D., van de Meent D., Ragas A.M.J., Wegener Sleeswijk A., y Reijnders L., «Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA», *Chemosphere*, vol. 41, pp. 541-573, 2000.
- [43] P. Miettinen y R. Hämmäläinen, «How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA)», *European Journal of Operational Research*, vol. 102, pp. 279-294, 1997.
- [44] J. C. Bare, H. A. Udo de Haes, y D. W. Pennington, «An international workshop on life-cycle impact assessment sophistication. (EPA/600/R-00/023)», USA: Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 2002.

- [45] G. Finnveden, Andersson-Sköld Y., Samuelsson M.O., Zetterberg L., y Lindfors L.G., «Classification (impact analysis) in connection with life-cycle assessment: a preliminary study. Product life-cycle assessment: principles and methodology», Denmark: Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 1992.
- [46] J. Potting y M. Hauschild, «Predicted environmental impact and expected occurrence of actual impact: Part 2. Spatial differentiation in life cycle assessment via the site-dependent characterisation of environmental impact from emissions.», *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 2, pp. 209-216, 1997.
- [47] H. A. Udo de Haes, O. Jolliet, Finnveden G., Goedkoop,M., Hauschild M., Hertwich E., y et.al., «Life-cycle impact assessment: striving towards best practice.», USA: SETAC Press, Pensacola, FL, 2002.
- [48] J. C. Bare, P. Hofstetter, D. W. Pennington, y Udo de Haes, H. A., «Life Cycle Impact Assessment Workshop Summary Midpoints versus Endpoints: The sacrifices and benefits», *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 5, n.º 6, pp. 319-326, 2000.
- [49] J. B. Guinée, *Life Cycle Assessment: An operational guide to the ISO Standards; LCA in Perspective; Guide; Operational Annex to Guide*. The Netherlands: Centre for Environmental Science, Leiden University, 2001.
- [50] M. Goedkoop, S. Effting, y M. Collignon, «The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment Manual for Designers», PRÉ Consultants B.V., Amersfoort, 2000.
- [51] H. Wenzel, M. Hauschild, y L. Alting, *Environmental Assessment of Products. Vol. 1 - Methodology, tools and case studies in product development*, First edition. Hingham, MA. USA: Chapman & Hall, United Kingdom, Kluwer Academic Publishers, 1997.
- [52] M. Hauschild y J. Potting, «Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment -The EDIP 2003 Methodology», Institute for Product Development, Technical University of Denmark, 2003.
- [53] M. Goedkoop, R. Heijungs, M. Huijbregts, A. De Schryver, J. Struijs, y R. Van Zelm, «ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level», 2012.

- [54] S. Humbert, M. Margni, y O. Jolliet, «IMPACT 2002+: User Guide», Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL), Lausanne, Switzerland, 2005.
- [55] S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, y H. L. Miller, *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*, IPCC Fourth Assessment Report (AR4). Cambridge, United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press, 2007.
- [56] J. C. Bare, G. A. Norris, D. W. Pennington, y T. McKane, «TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts», *J. Ind. Ecol.*, vol. 6, n.º 3-4, pp. 49-78, 2002.
- [57] M. M. Reis, «Custos Ambientais Associados à Geração Elétrica: Hidrelétricas x Termelétricas à Gás Natural», COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 2001.
- [58] B. Steen, «General System Characteristics and Models and Data of the Default Methods», en *A Systematic Approach to Environmental Strategies in Product Development (EPS). Version 2000*. Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems., Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning., 1999.
- [59] ELETROBRÁS- Centrais Elétricas S.A., «Metodologia de valoração das externalidades ambientais da geração hidrelétrica e termelétrica com vistas à sua incorporação no planejamento de longo prazo do setor elétrico», ELETROBRÁS- Centrais Elétricas S.A., Rio de Janeiro, Brasil, 2000.
- [60] EC-European Commission, «External Costs: Research results on socio-environmental damages due to electricity and transport», EC-European Commission, Luxemburgo, 2003.
- [61] S. Kato y A. Widiyanto, «Environmental impact consolidated evaluation of energy systems by an LCA-NETS sheme», *Energy*, vol. 30, pp. 2057-2072, 2005.
- [62] H. Cabezas, Bare J., y Mallick S., «Pollution prevention with chemical process simulators: the generalized waste reduction (WAR) algorithm – full version», *Comput. Chem. Eng.*, vol. 23, pp. 623-634, 1999.
- [63] K. Saur, «Life cycle interpretation – A brand new perspective?», *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 2, n.º 1, pp. 8-10, 1997.

- [64] L. A. Calderón, L. Iglesias, A. Laca, M. Herrero, y M. Díaz, «The utility of Life Cycle Assessment in the ready meal food industry», *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 54, n.º 12, pp. 1196-1207, oct. 2010.
- [65] M. Chambouleyron, Marengo M., y Pattini A., «Análisis de desempeño ambiental de muebles de oficina. Detección de puntos críticos para la elaboración de indicadores ambientales.», *Av. En Energ. Renov. Medio Ambiente*, vol. 11, n.º 7, pp. 71-77, 2007.
- [66] C. Chen, G. Habert, Y. Bouzidi, A. Jullien, y A. Ventura, «LCA allocation procedure used as an initiative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete», *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 54, n.º 12, pp. 1231-1240, oct. 2010.
- [67] F. Fantozzi y C. Buratti, «Life cycle assessment of biomass chains: Wood pellet from short rotation coppice using data measured on a real plant», *Biomass Bioenergy*, vol. 34, n.º 12, pp. 1796-1804, 2010.
- [68] R. Gamberini, E. Gebennini, R. Manzini, y A. Ziveri, «On the integration of planning and environmental impact assessment for a WEEE transportation network--A case study», *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 54, n.º 11, pp. 937-951, 2010.
- [69] D. Iribarren, I. Vázquez-Rowe, M. T. Moreira, y G. Feijoo, «Further potentials in the joint implementation of life cycle assessment and data envelopment analysis», *Sci. Total Environ.*, vol. 408, n.º 22, pp. 5265-5272, oct. 2010.
- [70] M. D. K. Lobendahn Wood, F. Mathieux, D. Brissaud, y D. Evrard, «Results of the first adapted design for sustainability project in a south pacific small island developing state: Fiji», *J. Clean. Prod.*, vol. 18, n.º 18, pp. 1775-1786, 2010.
- [71] P. Lunghi, Bove R., y Desideri U., «Life-cycle-assessment of fuel-cells-based landfill-gas energy conversion technologies», *J. Power Sources*, vol. 131, pp. 120-126, 2004.
- [72] M. Pizzol, P. Christensen, J. Schmidt, y M. Thomsen, «Impacts of "metals" on human health: a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA)», *J. Clean. Prod.*, vol. 19, n.º 6-7, pp. 646-656, 2011.
- [73] V. Prudêncio da Silva, H. M. G. van der Werf, A. Spies, y S. R. Soares, «Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios», *J. Environ. Manage.*, vol. 91, n.º 9, pp. 1831-1839, 2010.

- [74] D. Saner, R. Juraske, M. Kübert, P. Blum, S. Hellweg, y P. Bayer, «Is it only CO₂ that matters? A life cycle perspective on shallow geothermal systems», *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 14, n.º 7, pp. 1798-1813, 2010.
- [75] C. C. O. Scacchi, S. González-García, S. Caserini, y L. Rigamonti, «Greenhouse gases emissions and energy use of wheat grain-based bioethanol fuel blends», *Sci. Total Environ.*, vol. 408, n.º 21, pp. 5010-5018, 2010.
- [76] E. E. Silva Lora, J. C. Escobar Palacio, M. H. Rocha, M. L. Grillo Renó, O. J. Venturini, y O. Almazán del Olmo, «Issues to consider, existing tools and constraints in biofuels sustainability assessments», *Energy*, vol. 36, n.º 4, pp. 2097-2110, 2011.
- [77] F. Sebastián, J. Royo, y M. Gómez, «Cofiring versus biomass-fired power plants: GHG (Greenhouse Gases) emissions savings comparison by means of LCA (Life Cycle Assessment) methodology», *Energy*, vol. 36, n.º 4, pp. 2029-2037, 2011.
- [78] R. R. Tan, A. B. Culaba, y M. R. I. Purvis, «POLCAGE 1.0--a possibilistic life-cycle assessment model for evaluating alternative transportation fuels», *Environ. Model. Softw.*, vol. 19, n.º 10, pp. 907-918, oct. 2004.
- [79] RIVM, VROM, y WVC, «Uniform System for the Evaluation of Substances (USES), version 1.0. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM), Ministry of Welfare, Health and Cultural Affairs (WVC)», The Hague, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Distribution No. 11144/150, 1994.
- [80] R. K. Rosenbaum, T. M. Bachmann, L. S. Gold, M. A. J. Huijbregts, O. Jolliet, R. Juraske, A. Koehler, H. F. Larsen, M. MacLeod, M. Margni, T. E. McKone, J. Payet, M. Schuhmacher, D. van de Meent, y M. Z. Hauschild, «USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment», *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 13, pp. 532-546, 2008.
- [81] T. E. McKone, «CalTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites», Livermore, CA: Lawrence Livermore National Laboratory, Report No. UCRL-CR-111456Ptl-IV, 1993.
- [82] Chemstations, «Chemcad III, Ver. 3.2.», Chemstations, Houston, Texas, 1997.
- [83] Aspen Technology, «Aspen Plus», Aspen Technology, Cambridge, Massachusetts, 1997.

- [84] L. G. Fishbone y H. Abilock, «MARKAL a linear-programming model for energy systems analysis: technical description of the BNL version», *Int. J. Energy Res.*, vol. 5, pp. 353-375, 1981.
- [85] E. Van der Voort, Donni E., Thonet C., Bois D'Enghien E., Dechamps C., y Guilmot J.F., «Energy Supply Modelling Package, EFOM-12C Mark I», Louvain-La-Neuve, Mathematical Description, 1984.
- [86] A. Brooke, Kendrick D., Meeraus A., Raman R., y Rosenthal R., «GAMS A User's Guide», GAMS Development Corporation, Washington, DC, 1998.
- [87] Dash Associates, «XPRESS-MP, User Guide», Dash Associates Blisworth, UK.
- [88] Kadam K.L, «Environmental benefits on a life cycle basis of using bagasse-derived ethanol as a gasoline oxygenate in India», *Energy Policy*, vol. 30, pp. 371-384, 2002.
- [89] Weisser D., «A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies», *Energy*, vol. 32, pp. 1543-1559, 2007.
- [90] Varun, Bhat I.K., y Prakash R., «LCA of renewable energy for electricity generation systems—A review», *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 13, pp. 1067-1073, 2009.
- [91] M. El-Halwagi y V. Manousiouthakis, «Automatic synthesis of mass-exchange networks with single component targets», *Chem. Eng. Sci.*, vol. 45, n.º 9, p. 2813, 1990.
- [92] Y. P. Wang y R. Smith, «Waste water minimisation», *Chem. Eng. Sci.*, vol. 49, n.º 7, p. 98, 1994.
- [93] A. R. Ciric y S. G. Huchette, «Multiobjective optimization approach to sensitivity analysis: waste treatment costs in discrete process synthesis and optimization problems», *Ind. Eng. Chem. Res.*, vol. 32, pp. 2636-2646, 1993.
- [94] A. A. Linninger, C. Han, S. A. Ali, E. Stephanopoulos, y Stephanopoulos, «Concept of ZAP (zero avoidable pollution) in the synthesis and evaluation of batch pharmaceutical processes», presentado en Annual AIChE Meeting, San Francisco, CA, 1994.
- [95] A. D. Bojarski, J. M. Lainez, A. Espuña, y L. Puigjaner, «Incorporating environmental impacts and regulations in a holistic supply chains modeling: An LCA approach», *Comput. Chem. Eng.*, vol. 33, n.º 10, pp. 1747-1759, oct. 2009.

- [96] B. H. Gebreslassie, G. Guillén-Gosálbez, L. Jiménez, y D. Boera, «A systematic tool for the minimization of the life cycle impact of solar assisted absorption cooling systems», *Energy*, vol. 10.1016/j.energy.2010.05.039, 2010.
- [97] P. Liu, E. N. Pistikopoulos, y Z. Li, «An energy systems engineering approach to the optimal design of energy systems in commercial buildings», *Energy Policy*, vol. 10.1016/j.enpol.2010.03.051, 2010.
- [98] Hilaly A.K. y Sikdar S.K., «Pollution balance method and the demonstration of its application to minimising waste in a biochemical process», *Ind. Eng. Chem. Res.*, vol. 34, n.º 6, pp. 2051-2059, 1994.
- [99] R. Heijungs, Guinee, J. B., Huppes, G., Lankreijer, R. M., Udo de Haes, H. A., Wegener Sleeswijk, A., Ansems, A. M. M., Eggels, A. M. M., Van Duin, R., y Goede, H. P., *Environmental Life Cycle Assessment of products: background and guide*. Leiden.: Multi-Copy, 1992.
- [100] A. Azapagic y R. Clift, «The application of life cycle assessment to process optimisation», *Comput. Chem. Eng.*, vol. 23, pp. 1509-1526, 1999.
- [101] Eliceche A., Corvalán S., y Martínez P., «Environmental life cycle impact as a tool for process optimization of a utility plant», *Comput. Chem. Eng.*, vol. 31, pp. 648-656, 2007.
- [102] A. Drud, «CONOPT - A Large Scale GRG Code, ORSA», *J. Comput.*, vol. 6, pp. 207-216, 1994.
- [103] IBM Corp., *Optimization Subroutine Library. In: Guide and Reference. Release 2. U.S.A.*, 1992.
- [104] J. Viswanathan y I. E. Grossmann, «A combined Penalty Function and Outer Approximation Method for MINLP Optimization», *Comput. Chem. Eng.*, vol. 14, pp. 769-782, 1990.
- [105] ILOG Inc., «CPLEX 9.1 User's Manual», USA, 2005.
- [106] F. Pietrapertosa, C. Cosmi, M. Macchiato, M. Salvia, y V. Cuomo, «Life Cycle Assessment, ExternE and Comprehensive Analysis for an integrated evaluation of the environmental impact of anthropogenic activities», *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 13, pp. 1039-1048, 2009.

- [107] A. Hugo y E. N. Pistikopoulos, «Environmentally conscious long-range planning and design of supply chain networks», *J. Clean. Prod.*, vol. 13, n.º 15, pp. 1471-1491, dic. 2005.
- [108] F. Vince, F. Marechal, E. Aoustin, y P. Bréant, «Multi-objective optimization of RO desalination plants», *Desalination*, vol. 222, n.º 1-3, pp. 96-118, mar. 2008.
- [109] I. E. Grossmann y G. Guillén-Gosálbez, «Scope for the application of mathematical programming techniques in the synthesis and planning of sustainable processes», *Comput. Chem. Eng.*, vol. doi:10.1016/j.compchemeng.2009.11.012, 2009.
- [110] H. Luz Santos y L. F. L. Legey, «Environmental Costs on a Long-term Expansion Model of Hydrothermal Generation Systems», presentado en 2nd International Conference on Engineering Optimization, Lisbon, Portugal, 2010.
- [111] M. Carvalho, L. M. Serra, y M. A. Lozano, «Optimal synthesis of trigeneration systems subject to environmental constraints», *Energy*, vol. 10.1016/j.energy.2010.09.023, 2010.

2. BIOCOMBUSTIBLES: CONTEXTO NACIONAL E INTERNACIONAL- ANÁLISIS ENERGÉTICO

2.1 INTRODUCCIÓN

El uso de combustibles fósiles, fundamentalmente el petróleo y sus derivados, fue el principal sustento energético en el siglo XX hasta la actualidad. Sin embargo, las perspectivas de agotamiento de las reservas a mediano plazo y el crecimiento permanente y sostenido de la demanda han impulsado, desde hace varias décadas, la investigación sobre fuentes de energía renovables. El problema de la seguridad energética y la necesidad de diversificar geográfica y sectorialmente las fuentes de energía se ha tornado crucial en el debate mundial. El crecimiento de economías emergentes como China, India y Brasil hizo imprescindible incrementar de forma rápida la oferta energética global^[1]. El crecimiento de los precios de petróleo afecta a todas las economías del mundo, exigiendo reducir la dependencia de los hidrocarburos. Desde el punto de vista de los balances energéticos, el mundo utiliza cada vez más energía para la extracción de combustibles fósiles, debido a la exploración más remota y a los rendimientos de los pozos existentes^[2]. Conjuntamente, en la actualidad existen importantes decisiones políticas en relación a la mitigación del cambio climático, es decir, a la acumulación potencial en la atmósfera de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). El transporte contribuye con una gran parte de estos gases y el uso de biocombustibles es una de las estrategias propuestas para reducir los GEI en este sector.

En este marco surge el aprovechamiento integral de la biomasa con fines energéticos, el cual se encuentra rodeado de dilemas éticos y ambientales debido a que se ejerce una fuerte y creciente presión sobre el recurso suelo.

En Argentina, se ha profundizado la dependencia de los hidrocarburos (el 90% de la energía requerida se produce a partir de ellos), sin asegurar la reposición suficiente de reservas, ni la realización de las obras necesarias para garantizar la sustentabilidad del sistema energético. Los límites en las capacidades de transporte y refinación y un fuerte aumento en la demanda de energía obligan a importar cada vez más combustibles líquidos. En consecuencia, la producción y el uso de biocombustibles contribuirían a afrontar el déficit energético mediante producción nacional^[1].

Los biocombustibles se encuentran incluidos dentro de las energías renovables y corresponden al producto de la transformación de la biomasa en sustitutos de combustibles fósiles, como el gasoil y la nafta^[3].

Argentina posee un alto potencial para posicionarse como productor mundial de biocombustibles al ser gran productor de cereales y oleaginosas, con una vasta superficie cultivable y disponiendo del mayor complejo aceitero mundial. Por otro lado, los déficits en

materia de infraestructura para energía y transporte le restan competitividad, no sólo en el exterior sino también en los territorios distantes del litoral, para los cuales los biocombustibles podrían ser una alternativa de desarrollo. En este contexto, el Estado nacional, con el objeto de favorecer el desarrollo del sector, promulga la Ley N° 26.093, la cual establece la incorporación de un mínimo del 5% de bioetanol y biodiesel en todo combustible líquido comercializado dentro del territorio nacional a partir del año 2010, otorgando importantes beneficios impositivos para los productores de biocombustibles pretendiendo favorecer las economías regionales^[4].

A comienzos del 2011, la empresa ALCONOA producía 13.000.000 L de etanol por mes a partir de caña de azúcar, lo que alcanzaba solamente para producir una mezcla con nafta al 2% de alcohol ^[5]. Según Carrizo ^[1], la falta de circulación de biocombustibles en el mercado nacional se debe, en gran medida, a que, sin subsidios, no pueden competir con los precios internos bajos de los combustibles fósiles. En cuanto a los consumidores, sin grandes prioridades ambientales ni incentivos económicos, no existe una demanda interna. Como consecuencia, crece el mercado externo promovido por grandes productores del sector agroindustrial en lugar de los pequeños productores. No obstante, han surgido proyectos de magnitudes diversas como una posible oportunidad para valorizar producciones agrícolas y favorecer cierta independencia energética local. Respecto al rol de los biocombustibles en el modelo energético argentino, se distinguen tres aspectos importantes. En primer lugar, participan en la diversificación de la matriz energética. Para el caso del biodiesel, siendo Argentina el primer exportador de aceite de soja, este biocombustible podría, no sólo agregar valor a la producción local y facilitar un posicionamiento distinto de Argentina en el escenario comercial mundial, sino también reducir costos de producción y procurar independencia energética, en forma directa para los productores agrícolas e indirectamente para el conjunto de la sociedad. Por último, la realidad es que no existiría considerable mercado interno sin imposición legislativa, no sólo por competitividad de precios, sino también porque no es de interés de los productores agro-industriales, los cuales prefieren el mercado externo, ni de las petroleras, cuyo negocio mayor son los combustibles fósiles. Además, al estar su acondicionamiento y distribución a cargo de las petroleras, los productores agro-industriales se encuentran controlados por éstas para alcanzar el mercado local, lo que no ocurre en el caso de la exportación^[1].

2.2 PRODUCCIÓN DE BIOETANOL

El etanol puede producirse a partir de distintas materias primas. A nivel mundial, el 61% del total producido se obtiene de caña de azúcar mientras que el 39% restante se produce a partir de diferentes cereales como sorgo o maíz^[6]. Brasil fue el país precursor, constituyéndose en el único productor de etanol importante hasta 1985, año en que la producción de Estados Unidos comenzó a ser significativa hasta superar en el 2005 la producción del país latino. En el 2001 se produjo una aceleración del crecimiento de la producción, desde 5000 millones de galones hasta superar los 20000 millones de galones en el 2010. La Unión Europea y China comenzaron sus producciones 20 y 30 años después de Brasil, respectivamente, y aún resultan irrelevantes en comparación a la de ese país y Estados Unidos, como puede observarse en la Figura 2-1^[7].

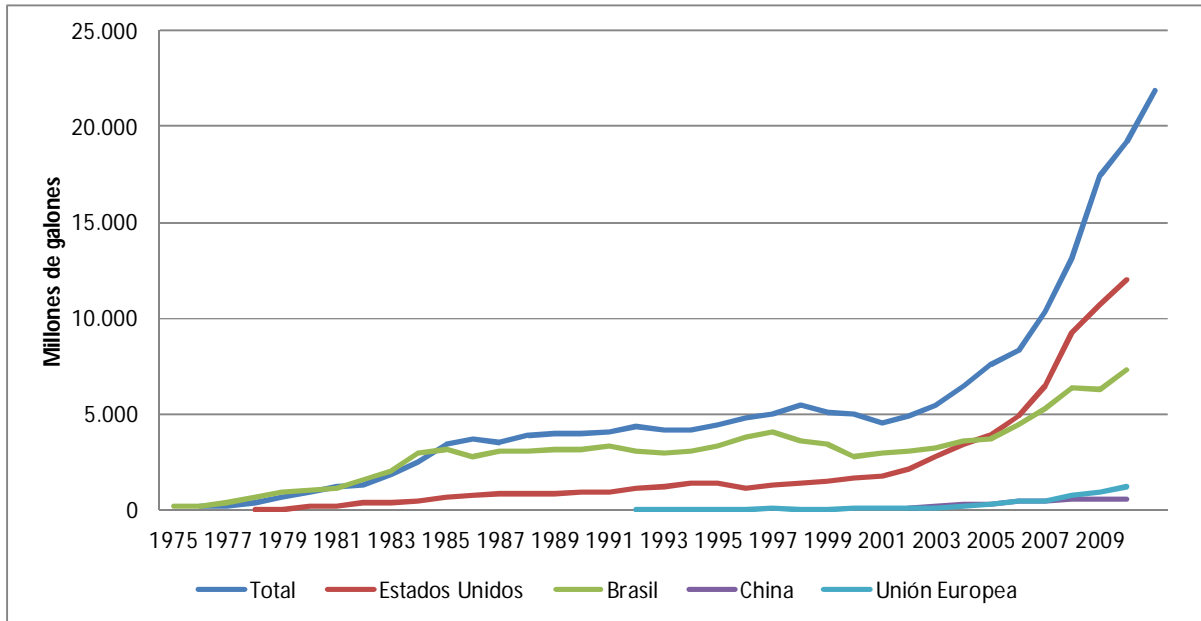


Figura 2-1: Producción mundial de etanol 1975-2010.

En el caso de Argentina, si bien el auge de la producción de biocombustibles en los últimos años comenzó con el biodiesel, bajo su condición de primer exportador de aceite de soja, en 1979 el bioetanol a partir de caña de azúcar fue el protagonista debido al Programa Alconafta. Este programa comenzó en Tucumán, donde en 1981 se estableció el consumo obligatorio de alconafta común, y en 1983 de alconafta super (alcanzando el 12% de mezcla con nafta). Paulatinamente, se incorporaron al programa las provincias de Salta, Jujuy, Catamarca, La Rioja y Santiago del Estero hasta alcanzar un total de 12 provincias y un consumo de aproximadamente 250 millones de litros de bioetanol por año con una

Tabla 2-1: Consumo de naftas y producción de etanol en Argentina.

Año	Bioetanol (m ³)	Nafta (m ³)	Relación
2010	40600	6150230	0.660%
2011	50116	6853643	0.731%
2012	77613	7302136	1.063%

Tabla 2-2: Plantas en funcionamiento y proyectos aprobados para la producción de etanol en el año 2013 .

EMPRESA	CAPACIDAD (M ³)	UBICACIÓN
Caña de azúcar		
COMPAÑÍA BIOENERGÍA SANTA ROSA	10.000	TUCUMÁN
BIOENERGÍA LA CORONA	10.000	TUCUMÁN
ALCONOA	36.000	SALTA
BIOTRINIDAD	17.000	TUCUMÁN
COMPAÑÍA BIOENERGÉTICA LA FLORIDA	25.000	TUCUMÁN
RIO GRANDE ENERGÍA	8.200	JUJUY
BIOLEDESMA	49.000	JUJUY
BIO SAN ISIDRO	6.000	SALTA
ENERGÍAS ECOLOGICAS DEL TUCUMÁN	19.200	TUCUMÁN
TOTAL	180.400	
Maíz		
VICENTIN	48.000	CÓRDOBA
BIOETANOL RIO CUARTO	50.000	CÓRDOBA
PROMAÍZ	135.000	CÓRDOBA
DIASER	82.500	SAN LUIS
BAHIA ENERGÍAS RENOVABLES	100.000	BS AS
BIOSANFE	100.000	SANTA FE
ACA COOP LTDA	125.000	CÓRDOBA
BIOTERAI	121.000	CHACO
BALBA BIO ENERGÍAS	105.000	BS AS
TOTAL	866.500	

capacidad de producción de hasta 450 millones de litros. De esta manera, se enfrentaron los desfavorables precios internacionales del azúcar de ese momento. No obstante, en los años siguientes las zafas tuvieron un bajo rendimiento y el precio internacional del azúcar recuperó su rentabilidad, por lo que no se logró cubrir la demanda de alcohol. Esta situación, junto con las presiones de las empresas petroleras sobre el Estado, dieron como resultado el abandono del Programa Alconafta^[8]. A pesar del intento fallido de este programa, la producción de bioetanol se ha duplicado en los últimos tres años, debido principalmente a las estrategias políticas mencionadas en la sección anterior. En relación a las naftas, el consumo de bioetanol creció desde un 0,6 % en el 2010 a un 1% en el 2012

(Tabla 2-1)^[9]. No obstante, puede observarse que aún no se ha alcanzado el objetivo correspondiente a un corte del 5% estipulado para el 2010 según la ley N° 26.093.

En la Tabla 2-2 se presentan las plantas en funcionamiento y proyectos aprobados para la producción de etanol en el año 2013. Si bien los primeros proyectos de bioetanol fueron a partir de caña de azúcar, en el 2013 el volumen de etanol producido a partir de maíz superó al de la caña de azúcar en casi 5 veces^[9].

2.3 PRODUCCIÓN DE MAÍZ

El maíz es una materia prima relevante en el mundo actual por ser el sustento de la producción animal y un insumo clave para la industria de alimentos. Los componentes estructurales del grano de maíz consisten en el endospermo, germen y pericarpio (Figura 2-2). El primero, es el tejido que rodea el embrión y proporciona alimento para el crecimiento de la semilla^[10]. El germen es el embrión del maíz, se encuentra en la parte inferior media del grano y contiene gran cantidad de aceites. Por último, el pericarpio recubre el grano y se caracteriza por estar compuesto principalmente de otros polisacáridos, diferentes al almidón. Las propiedades de los granos de maíz se describen en la Tabla 2-3. El almidón, el cual es el componente requerido para la producción de etanol, se encuentra principalmente en el endospermo, junto con el gluten.

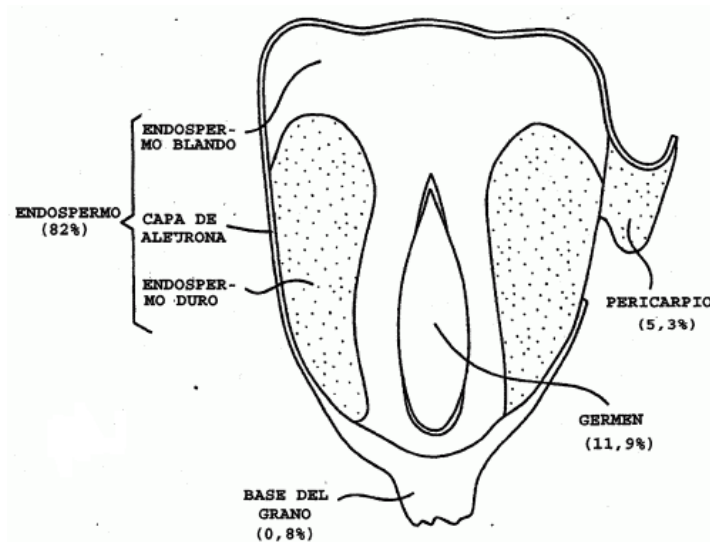


Figura 2-2: Componentes estructurales del grano de maíz^[11].

La oferta y demanda mundial así como el *inventario* de maíz de los últimos siete años se presentan en la Tabla 2-4. Estados Unidos, China, la Unión Europea y Brasil representan el 36,

22, 7 y 8%, respectivamente, en el 2011, superando el 70%. Argentina y México se disputan el quinto y sexto puesto con una producción que representa el 2% de la producción mundial.

Tabla 2-3: Propiedades de los granos de maíz ^[12]

Componente	% masa
Agua	15,0
Almidón	59,5
Polisacáridos diferentes al almidón ¹	7,0
Otros sólidos ²	6,7
Proteína insoluble	6,0
Proteína soluble	2,4
Aceite	3,4

¹ fibras de maíz y otros componentes potencialmente fermentables.

² químicos de limpieza, minerales y otros materiales residuales.

Tabla 2-4: Oferta y demanda mundial (U.S Department of Agriculture) ^[13]

Millones de toneladas	2005/06	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10	2010/11	2011/12
<i>Inventario inicial</i>	131,67	124,702	110,25	131,703	148,22	145,78	127,58
Producción	696,18	712,23	791,6	801,16	821,06	830,76	876,67
EE.UU.	282,31	267,6	331,18	307,14	332,54	316,16	313,918
Argentina	15,8	22,5	22,02	15,5	25	25,2	21
UE-27	60,66	53,82	47,56	62,32	56,94	55,93	65,4
China	139,36	151,6	152,3	165,9	163	177,24	192,78
México	19,5	22,35	23,6	24,26	20,37	21,05	18,1
Brasil	41,7	51	58,6	51	56,1	57,4	72,73
Sudáfrica	6,93	7,3	13,16	12,56	13,42	10,92	11,5
Oferta total	827,85	836,932	901,85	932,863	969,28	976,54	1004,25
Demanda	704,02	728,38	823,51	848,96	864,65		
<i>Inventario final</i>	122,91	109,37	131,32	147,6	145,8	127,6	139,6
<i>Inventario/consumo</i>	17,46%	15,02%	17,06%	18,81%	17,70%	15,03%	16,15%

Según el Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC), el territorio argentino tiene una extensión de 2.780.200 km² (sin considerar el sector correspondiente a la Antártida e Islas Malvinas). Es un país caracterizado por un amplio desarrollo de la actividad agrícola, donde los principales cultivos son soja, maíz y trigo.

En el año 2011, la superficie sembrada alcanzó 35.704.149 ha, de las que el 80% aproximadamente correspondió a soja, maíz y trigo (52, 14 y 13% respectivamente)^[14]. La ampliación de la frontera agrícola es favorecida por la introducción de distintas variedades de semillas, adopción de técnicas de manejo adaptadas a las diferentes eco-regiones y un cambio en las condiciones climáticas (ingreso a una fase húmeda sobre la franja semiárida argentina)^[3].

En Argentina, el maíz es un cultivo apto en 15 de 23 provincias. En la Figura 2-3 y Figura 2-4 se presentan, respectivamente, la producción y los rendimientos de cada provincia en los últimos 10 años^[14].

Las cuatro provincias con mayores rendimientos son: Buenos Aires, Santa Fe, Córdoba y Entre Ríos (promedios entre 6,2 y 7,6 ton/ha), seguidas de Catamarca, Santiago del Estero, San Luis y La Pampa (promedios entre 4,2 y 4,8 ton/ha). En el 2011, las provincias mencionadas alcanzaron el 95% de la producción promedio del país. Si bien Tucumán, Salta y Jujuy tienen buenos rendimientos (4,3 a 5,2 ton/ha), son las tres provincias con mejores características para la caña de azúcar. Las provincias de Chaco, Corrientes, Formosa y Misiones tienen rendimientos menores a 3,3 ton/ha.

En cuanto al mercado del maíz, Argentina es el segundo exportador mundial^[15] resaltando su importancia económica. En la Figura 2-5 puede observarse el consumo y exportación de maíz en la última década. En todos los años, las cantidades exportadas son superiores al 60% de las producidas.

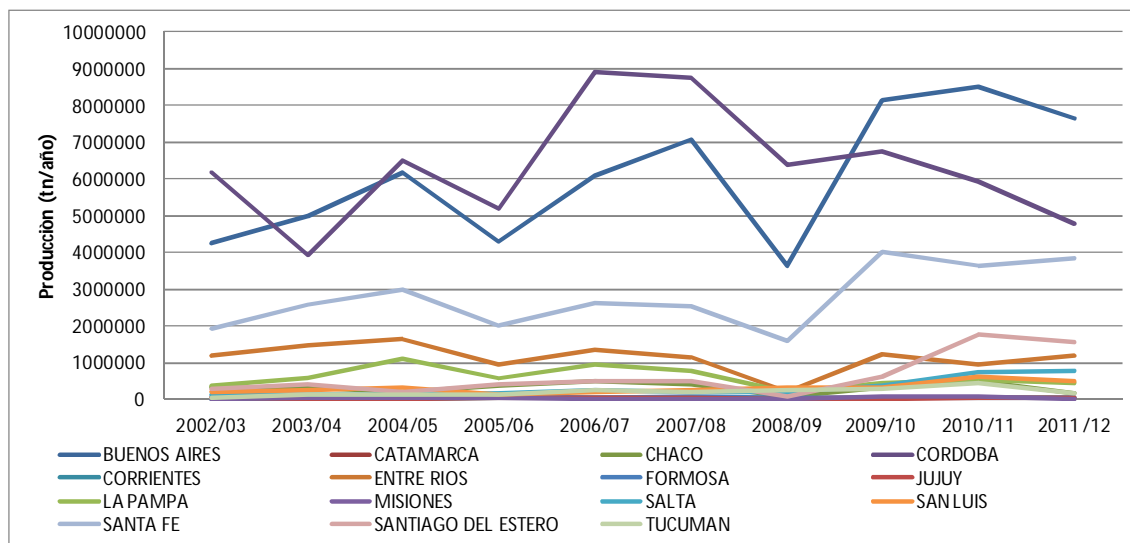


Figura 2-3: Producción de maíz en las diferentes provincias para el período 2002-2012.

En la actualidad, el maíz está sujeto a retenciones y cupos de exportación fijados por el gobierno nacional. En el año 2011, el 72% de la comercialización externa se distribuyó en 7 grandes compañías (Figura 2-6).

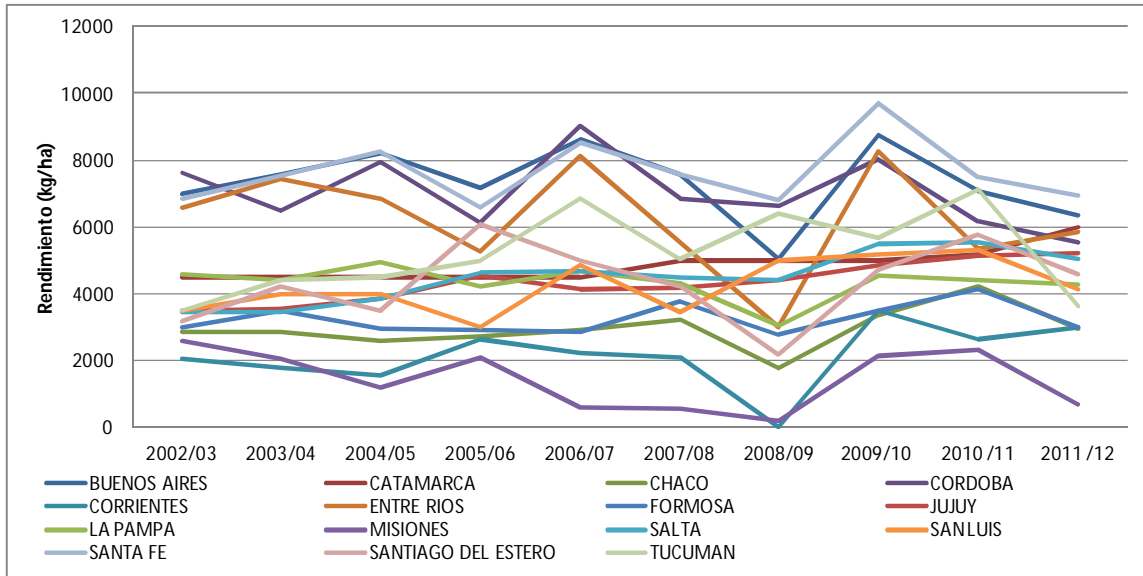


Figura 2-4: Rendimiento del maíz en las diferentes provincias para el periodo 2002-2012.

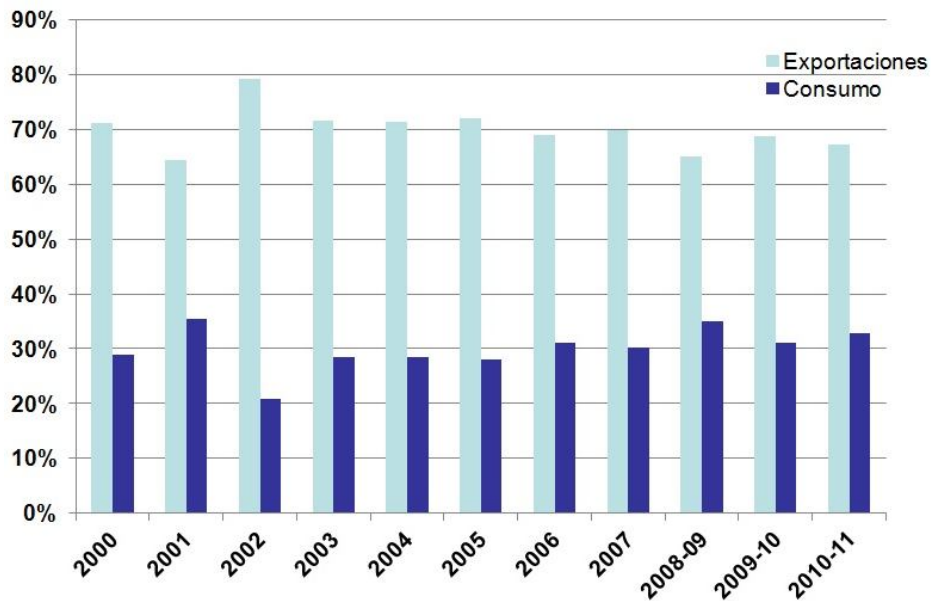


Figura 2-5: Exportación y Consumo de maíz en Argentina [14].

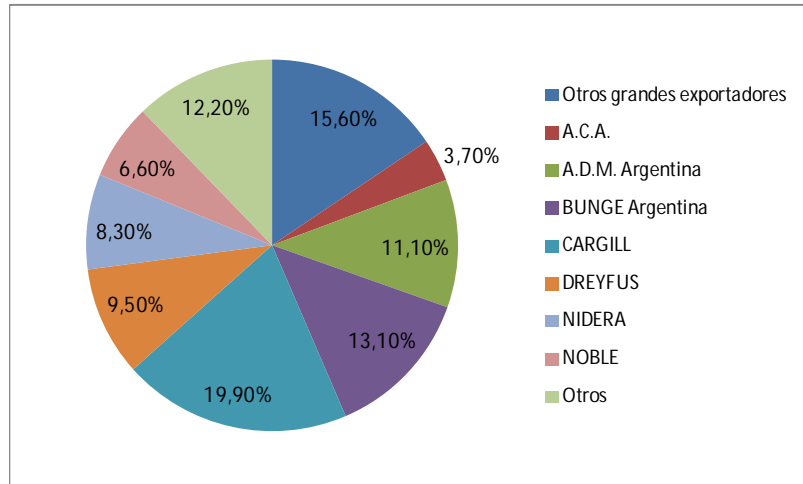


Figura 2-6: Distribución de la exportación de maíz en Argentina^[14].

Con el interés por los biocombustibles, surgió una nueva oportunidad de valor agregado para este cultivo y una nueva opción para el mercado interno. En la actualidad, la cantidad de maíz utilizada para la producción de etanol no es significativa. En la Figura 2-7 se observan los distintos usos de la producción de maíz en Argentina en el año 2011. La exportación (62,2%) y forrajes (26,6%) alcanzan aproximadamente el 90% de la producción. En el año 2011 el consumo de naftas alcanzó 6.879.827 m³; por lo tanto, para lograr el corte del 5% establecido por ley se necesitan 343.911 m³ de bioetanol^[9]. Por cada litro de etanol son necesarios 2,5 kg de maíz ^{[16][17]}; la cantidad de maíz para obtener tal volumen requerido de etanol representa aproximadamente el 4 % de la producción anual. Para el corte de 10% de etanol, que es la máxima cantidad posible en los motores nafteros estándares, el volumen de etanol corresponde a 687.983 m³ (aproximadamente el 8% de la producción de maíz en el año 2011). No obstante, debido al auge del biocombustible, pueden surgir nuevos mercados, como exportación de etanol o uso de motores “flex-fuel” que soportan mayor proporción de etanol en las naftas, demandando mayor cantidad del cultivo.

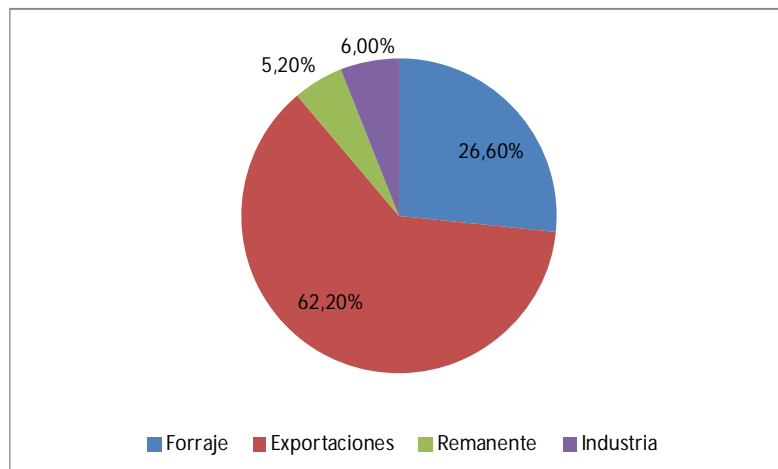


Figura 2-7: Usos del maíz en el 2011 ^[14].

2.4 PROCESO DE PRODUCCIÓN DE ETANOL A PARTIR DE MAÍZ MEDIANTE MOLIENDA SECA

La tecnología predominante en los proyectos mencionados para producir etanol a partir de maíz es la molienda seca (Figura 2-8). Primero, el grano se lava y se muele hasta alcanzar un polvo fino. Luego, se dirige a la unidad de licuefacción combinado con el llamado "fondaje" (corriente reciclada de la fracción líquida del destilado separada mediante centrifugación). El "fondaje" provee de nutrientes críticos a la levadura en la etapa de fermentación. La corriente combinada se transfiere a la unidad de sacarificación donde el puré de maíz se convierte en azúcares fermentables mediante hidrólisis enzimática, que rompe los enlaces glucosídicos de las macromoléculas de almidón contenido en el maíz. En la unidad de fermentación, se convierte la glucosa en etanol y dióxido de carbono utilizando levadura, generando una cerveza con un contenido de 9% (vol.) de etanol. En la unidad de destilación, se separa el etanol producido durante la fermentación obteniéndose un etanol hidratado (95% base húmeda). La salida de la parte inferior de la columna de destilación contiene una considerable cantidad de agua y material no fermentable como proteína, aceite y fibras, compuestos químicos producidos durante la fermentación, o por reacciones químicas. La deshidratación a etanol anhidro (99,8% base húmeda) se realiza a través de filtros moleculares con regeneración por diferencia de presión. El etanol hidratado se sobrecalienta antes de la deshidratación para evitar condensación en los adsorbedores. Las moléculas de agua son atrapadas y adsorbidas dentro de los micro-poros separándose de las moléculas mayores de etanol ^{[12][17]}.

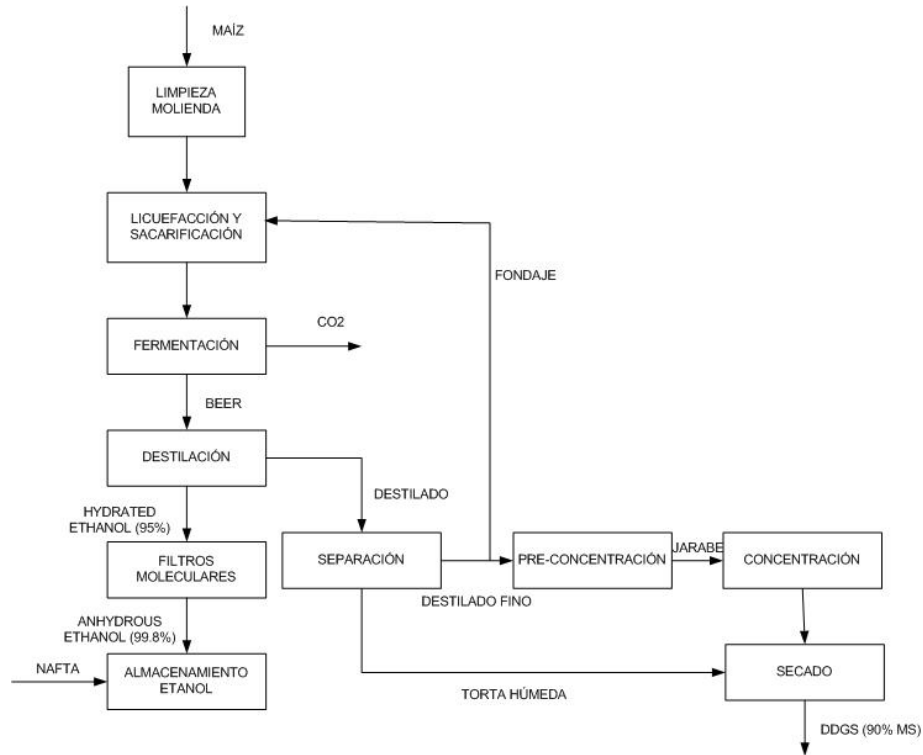


Figura 2-8: Proceso convencional de molienda seca [17].

Finalmente, el etanol anhidro se desnaturaliza con 1,5% de nafta^[18] para evitar su uso como alimento o bebida alcohólica y sus impuestos correspondientes.

En la unidad de separación se divide la materia insoluble (torta húmeda) de la soluble proveniente del destilado con el objetivo de incrementar las cantidades de residuo reciclado en la etapa de fermentación, reduciendo al mismo tiempo la cantidad de destilado fino. Además se reduce el consumo de energía, y con ello los costos de operación de la unidad de secado. La separación se realiza mediante tanques de decantación (clarificadores) acoplados a centrifugadoras produciendo dos salidas: la torta húmeda (DDG) que contiene 40% de sólidos del destilado remanente (con una concentración aproximadamente de 30% MS), y el destilado fino (con una concentración de materia seca menor al 10%). La torta húmeda (DDG), que contiene fundamentalmente residuos no fermentados de los granos originales, se envía a la unidad de secado. El destilado fino (DDS), que contiene levaduras, nutrientes solubles y las partículas de granos más finas, se envía a una unidad de pre-concentración. El jarabe obtenido en la etapa de concentración es enviado también a la unidad de secado, que consiste en un calentamiento directo mediante un tambor secador alimentado con gas natural. El producto de salida del secador, denominado burlanda seca, tiene una concentración de 90% MS y se evacúa por transporte neumático a través de ciclones.

2.5 USO DE BURLANDA COMO ALIMENTO PARA GANADO

En algunos casos los subproductos del destilado se suministran húmedos, y por separado, a cebaderos de terneros localizados cerca de las plantas: los DDG mezclados con el pienso y los DDS como sustitutivos del agua. En la mayoría de los casos ambos productos se comercializan secos en forma conjunta (75% DDG y 25% DDS, aproximadamente)^[19]. En Argentina, las plantas en funcionamiento comercializan los productos en forma conjunta pero húmedos (burlanda húmeda)^{[9][20]}. Las características del producto final dependen de la calidad del producto inicial y de las condiciones del proceso (temperaturas y tiempo de cocción, destilación, deshidratación y granulado). En general, concentran entre 2,2 y 3 veces el contenido en fibra, proteína, extracto etéreo y cenizas, en relación al producto original. El contenido proteico es alto (27 al 30%) superando en 1,8 veces el contenido de la harina de soja^[21]. El contenido energético es mayor que el de maíz pero es pobre en lisina, lo que conlleva a adicionar suplementos de la misma. El calor requerido por los procesos de fermentación, destilación y secado reduce la solubilidad de la proteína y disminuye su degradabilidad, lo que determina que el valor proteico de los productos húmedos sea superior al de los secos. El contenido graso de los residuos de destilería es alto (entre 5 y 10%) y de naturaleza insaturada (56% de ácido linoleico). El proceso de hidrólisis y secado posterior al que se somete el producto original aumenta la concentración de ácidos grasos libres. Por ello, la acidez oleica es alta pero no indicativa de deterioro o enranciamiento^[19]. La burlanda es muy sabrosa, especialmente el producto fresco, con altos contenidos en levaduras, minerales y vitaminas del grupo B y es muy utilizada para alimentación de rumiantes. Es una fuente de fibra altamente digestible. No obstante, su inclusión en niveles elevados puede alterar la fermentación ruminal de la fibra por su alto contenido en grasa insaturada. La adición de sales cálcicas, sódicas o ácido fosfórico para ajustar el pH, a fin de favorecer el rendimiento del proceso, modifica el nivel de estos minerales en el producto final. En la Tabla 2-5 se observa la composición de la burlanda seca^[22].

Tabla 2-5: Composición de nutrientes de burlanda (base en materia seca)^[22]

Nutriente	Promedio (CV,%)	Rango
Materia seca	89,3	87,3-92,4
Proteína cruda	30,9 (4,7)	28,7-32,9
Grasa cruda	10,7 (16,4)	8,8-12,4
Fibra cruda	7,2 (18,0)	5,4-10,4
Cenizas	6,0 (26,6)	3,0-9,8
Lisina	0,9(11,4)	0,61-1,06
Fósforo	0,75 (19,4)	0,42-0,99

La burlanda se suministra generalmente como concentrado. Los concentrados son todos los alimentos incluidos en la ración como suplemento a pasto, heno o ensilaje. La proporción de forraje y concentrado requerida en la dieta depende de varios factores como la calidad de forrajes y las necesidades energéticas de las vacas. Schingoethe et al. (2009)^[23] recopiló diferentes estudios que involucran el valor de alimentación de la burlanda para vacas lecheras. El rendimiento de la lactancia es generalmente similar cuando las vacas son alimentadas con burlanda seca o húmeda; sin embargo, algunos resultados de la investigación muestran una leve ventaja en alimentar con burlanda húmeda^[22]. La dieta de las vacas lecheras puede contener burlanda hasta 30% en base seca de la ración. En Argentina se utilizan concentrados para vacas lecheras y para carne, alcanzando entre el 25 y 40% de la materia seca, respectivamente ^{[22][24][25]}. Para el caso de la burlanda húmeda, la ración se incrementa en forma proporcional al contenido de humedad.

2.6 ALTERNATIVAS DEL PROCESO: COGENERACIÓN CON GAS NATURAL Y RASTROJO

Las plantas de molienda seca para producción de etanol utilizan tradicionalmente gas natural como combustible. El gas natural se utiliza para generar el vapor requerido principalmente en las etapas de fermentación, destilación y evaporación. Además, se utiliza en forma directa en los secadores de burlanda y en la oxidación térmica para la destrucción de los compuestos orgánicos volátiles (VOCs). De esta manera, la economía del etanol está condicionada a las fluctuaciones del precio del gas natural y electricidad. Alternativamente, la biomasa (como el rastrojo) puede satisfacer, al menos parcialmente, los requerimientos de calor y potencia de la planta debido a su eficiencia térmica relativamente alta.

Los sistemas de cogeneración de calor y potencia (CHP), al generar la electricidad en el lugar donde se la utiliza, evitan pérdidas en su transmisión, incrementan la seguridad, y aprovechan energía en forma de calor (que normalmente no se utiliza en la generación desacoplada de potencia) para abastecer necesidades térmicas locales. En esta sección se describen dos alternativas a la planta convencional (en adelante referida como tecnología T1): planta acoplada a un ciclo combinado con gas natural (tecnología T2) y planta acoplada a un ciclo combinado basado en lecho fluidizado con rastrojo de maíz (tecnología T3).

Tecnología T1

La tecnología T1 corresponde a una planta de molienda seca convencional, donde se utiliza gas natural como combustible para los procesos de producción y se compra electricidad a la red pública. Además, el gas natural se utiliza directamente en la unidad de secado de DDGS y en la oxidación térmica para destruir los compuestos orgánicos volátiles (VOCs) presentes en la salida del secador.

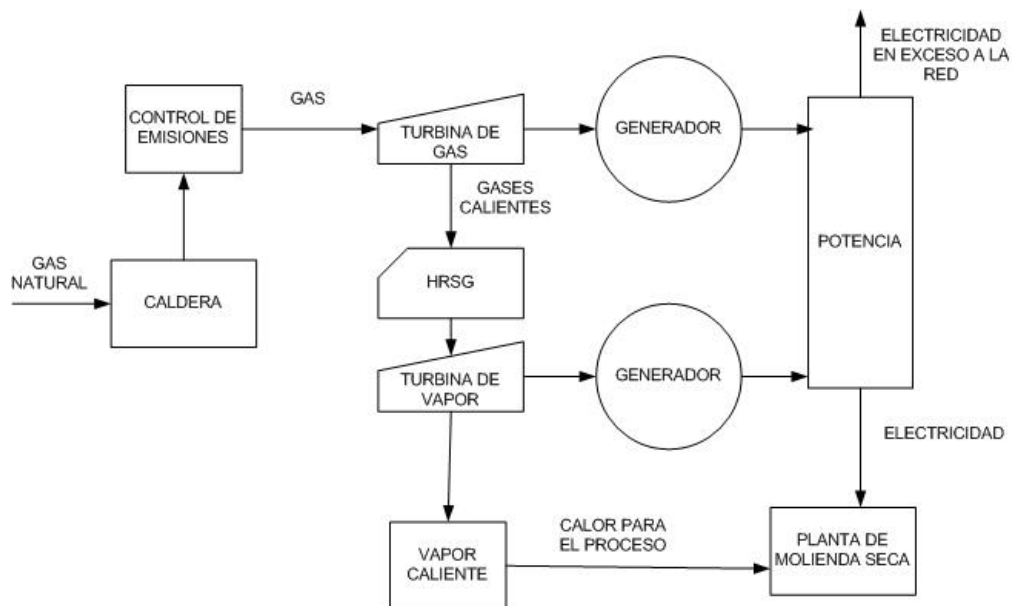


Figura 2-9: Integración de ciclo combinado con gas natural (Tecnología T2)

Tecnología T2

En la tecnología T2 se acopla un sistema de cogeneración de calor y potencia, particularmente, una turbina de gas y de vapor para exportar la electricidad en exceso (configuración de ciclo combinado). El gas natural se quema en la caldera y los gases de combustión se dirigen a una turbina para convertir energía térmica en mecánica, y luego en eléctrica mediante un generador. Los gases calientes se envían a un generador de vapor de calor recuperado (HRSG) y el vapor de alta presión producido a una turbina de vapor para generar potencia adicional. La electricidad producida se utiliza para abastecer los requerimientos de la planta de producción de etanol y el sobrante se vende a la red (Figura 2-9).

Tecnología T3

Esta tecnología también acopla un sistema CHP pero utiliza rastrojo de maíz en vez de gas natural. La biomasa se quema en un lecho fluidizado y el vapor se envía a una turbina de vapor para producir electricidad (mediante un generador) y calor para el proceso. La corriente de gases a la salida de los secadores se integra al lecho como entrada de aire

para la combustión. De esta forma se destruyen los VOCs y no es necesaria la oxidación térmica. La eficiencia del lecho fluidizado es menor que las calderas a gas natural (72 en vez de 80%) debido a una diferencia en tecnología y al contenido de humedad en la biomasa. Además, el consumo de electricidad es un 20% mayor ya que se requiere potencia adicional para el pre procesamiento, manipulación y procesamiento de la materia prima (Figura 2-10).

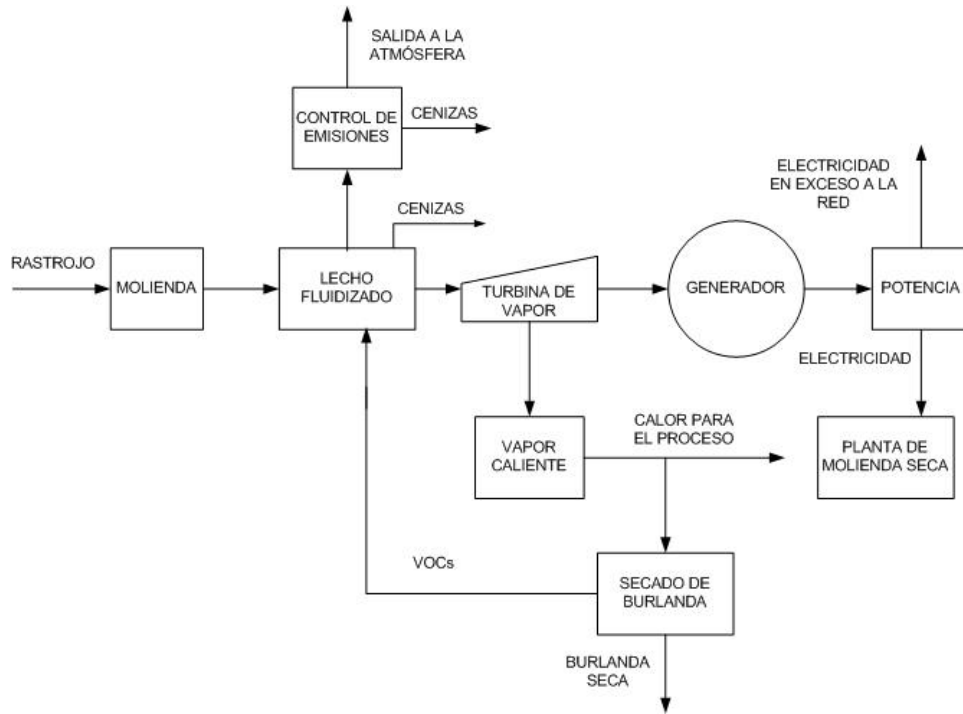


Figura 2-10: Integración de lecho fluidizado con rastrojo de maíz (Tecnología T3).

2.7 TRANSPORTE

La matriz de transporte de cargas en Argentina puede considerarse ineficiente debido a que está fuertemente concentrada en el sistema carretero. En otros países del mundo, sobre todo los que poseen gran extensión territorial, el ferrocarril posee una gran participación, debido a que su uso es más eficiente a mayores distancias. Por ejemplo, en Canadá y Estados Unidos la carga transportada mediante ferrocarril comprende aproximadamente el 50%, mientras que en Brasil representa el 22%. En Argentina, el transporte de cargas mediante ferrocarril alcanza el 5%. En la actualidad, el transporte de granos se distribuye de la siguiente manera: 85% en camiones, 13% mediante ferrocarril y 2% por hidrovía^[26]. Una matriz de transporte dominada por el sistema carretero no sólo resulta más costosa en términos económicos sino que también incrementa los costos sociales

asociados a la congestión de tránsito, a mayor contaminación, a mayor uso del suelo (relación 15:1) y a mayor siniestralidad (relación 10:1). En la Tabla 2-6 puede observarse la distribución modal de la matriz de cargas en territorios extensos.

Tabla 2-6: Distribución modal de la matriz de cargas en territorios extensos ^[27].

País	Superficie (km ²)	Camión (%)	Ferrocarril (%)	Hidrovia (%)
Argentina	2,780,400	95,10	4,40	0,10
Brasil	8,515,876	63,40	21,90	14,50
México	1,959,200	78,80	12,90	8,30
Canadá	9,093,500	32,50	56,30	11,20
Estados Unidos	9,117,230	44,20	43,00	12,80
Australia	7,692,024	37,20	38,50	24,30
Unión Europea	4,324,782	76,40	17,10	6,50

La pequeña participación del ferrocarril en Argentina se debe a que en el año 1958, cuando la red ferroviaria se encontraba en dominio del Estado, surgieron políticas a favor del desarrollo del transporte por carretera para competir con el sistema ferroviario en lugar de complementarlo. Los ferrocarriles se abandonaron en vez de modernizarlos, participando cada vez menos tanto en el transporte de carga como en el de pasajeros. Debido a planes de clausura y levantamiento de vías, en 1990 la extensión de la red ferroviaria incluía 10000 km menos que en 1947. A fines de la década, los ferrocarriles se privatizaron y concesionaron a distintas empresas ^[28].

Hasta comienzos del 2013, las empresas concesionarias eran: Nuevo Central Argentino S.A., América Latina Logística, Ferrosur Roca S.A., Ferroexpreso Pampeano S.A., América Latina Logística Mesopotámica S.A. y Belgrano Cargas S.A. En el transcurso del año 2013, con el objetivo de recuperar la red ferroviaria nacional, se estatizó el ferrocarril Belgrano Cargas, y se rescindió el contrato de concesión con la empresa América Latina Logística (Central y Mesopotámica). En la Figura 2-11 se observa la red ferroviaria completa de Argentina. No obstante, muchos de los ramales se encuentran fuera de servicio o en mal estado. Por ejemplo, la infraestructura del Belgrano Cargas ha sufrido un marcado deterioro durante las últimas dos décadas. Su extensión de 10840 km en 1989 se redujo a sólo 5000 km, de los cuales el 8% se encuentra en buen estado, y mantiene dos trayectos operables: el ramal azucarero: una Salta, Tucumán, Santiago del Estero, Córdoba, sur de Santa Fe y Buenos Aires, y el ramal cerealero: una Salta, Chaco, norte y sur de Santa Fe^[27].

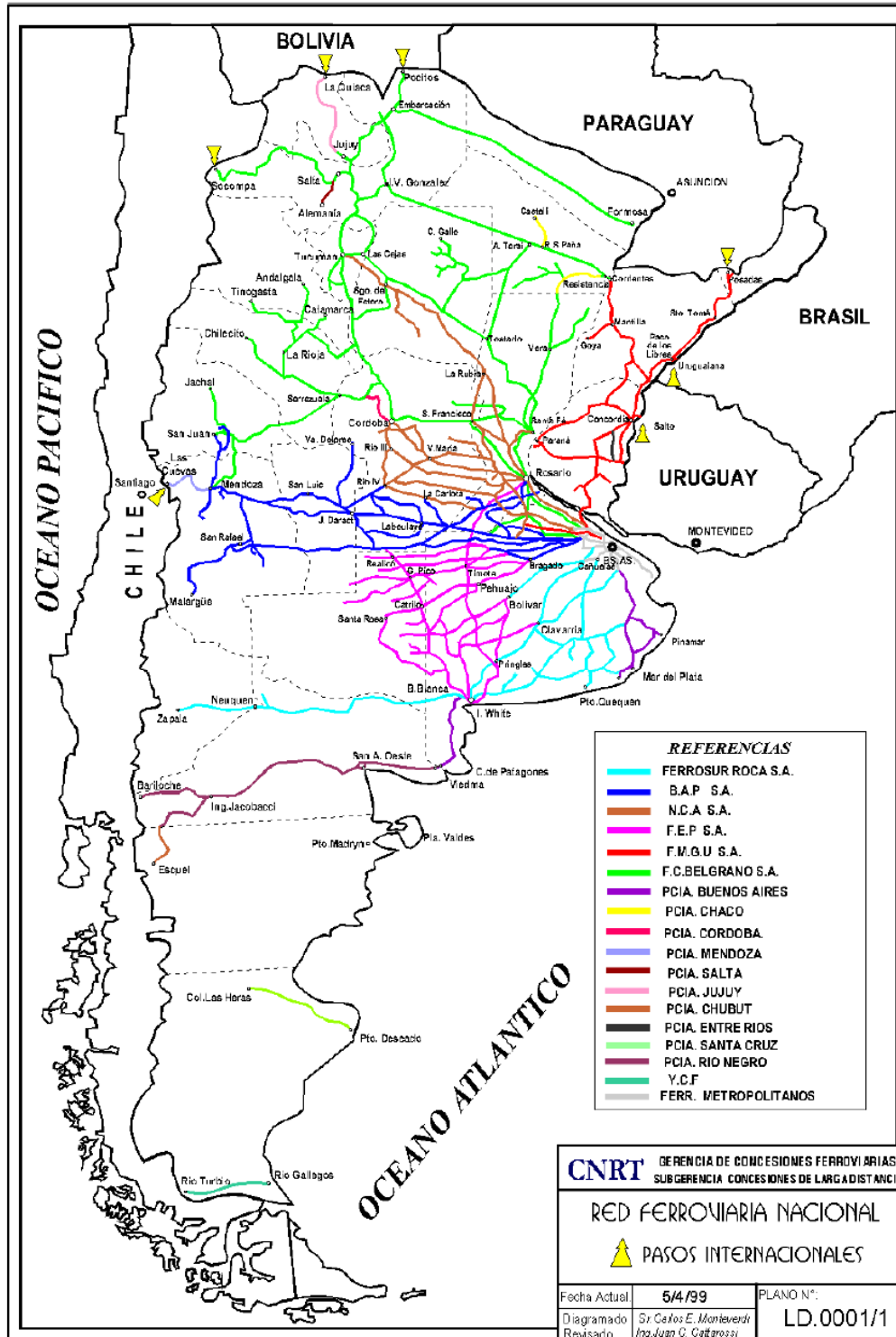


Figura 2-11: Sistema ferroviario de Argentina [29]

En la Tabla 2-7 se presenta la evolución de las cargas transportadas mediante ferrocarril entre 1994 y 2011 (en miles de toneladas) por las empresas mencionadas. Se puede observar un ligero aumento en el total de la carga transportada en los últimos años,

excepto para las líneas Belgrano y América Latina Logística Mesopotámica. Las provincias de Santa Fe, Entre Ríos, Córdoba y La Pampa concentran más del 70% de las vías férreas; en el 2011, el 50% de la capacidad total correspondía al transporte de granos. En relación al transporte carretero, López^[26] estima una cantidad de aproximadamente 48000 unidades destinadas al transporte de granos en el 2011. En el estudio realizado por el autor se estima que el 70% de los camiones en operación son modelos anteriores al 2000, con un promedio de antigüedad de 25 años, mientras que la vida útil de las unidades corresponde a 20 años.

Tabla 2-7: Evolución de las cargas transportadas por las distintas líneas férreas argentinas (1994-2011)^[27]

Año	Miles de ton						TOTAL
	FEPSA	FERROSUR	ALL M	NCA S.A.	ALL C	BELGRANO	
1994	2,479	2,473	1,168	3,476	2,440	1,132	13,168
1998	3,282	4,122	924	5,469	3,288	3,288	20,372
1999	2,486	4,066	953	5,496	3,148	1,339	17,487
2002	2,428	3,251	675	7,277	3,030	808	17,469
2011	3,990	5,580	587	8,616	4,269	1,152	24,194
1994-2011	2.80%	4.90%	-4.00%	5.50%	3.30%	0.10%	3.60%

2.8 PRECIOS Y COSTOS

2.8.1. Precios

Los ingresos de la industria del etanol están determinados por los precios de venta de los productos: etanol, burlanda y electricidad (esta última para las alternativas con cogeneración). La Figura 2-12 presenta la evolución del precio promedio de las naftas y del bioetanol en el mercado interno desde enero del 2008 hasta diciembre del 2011 inclusive^[9]. En el rango de datos analizado, el precio de los combustibles ha fluctuado en igual sentido que la actividad económica. A partir de la crisis del 2009 la cotización de los combustibles aumentó en forma continua. Puede observarse que el precio del bioetanol presenta igual comportamiento que el de la nafta, alcanzando los 800 US\$/m³.

Con respecto a la burlanda, los precios difieren según ésta sea húmeda o seca, siendo aproximadamente el 70 o 110% del precio del maíz, respectivamente^[20]. Según el precio del maíz proporcionado por la Cámara Arbitral de Cereales de Rosario^[30], el precio de venta de la burlanda en el 2011 era 131 US\$/ton (húmeda) y 205.7 US\$/ton (seca). En el mismo año, según el Mercado Eléctrico Mayorista (MEM), el precio de referencia estacional de la energía eléctrica sin subsidios fue de 58 US\$/Mwh^[31]. Se tiene en cuenta este valor ya que, según la disposición conjunta N° 214 y N° 772 de la Subsecretaría de Coordinación y Control

de gestión y la Subsecretaría de Presupuesto, las empresas correspondientes al sector de biocombustibles se encuentran en condiciones de pagar el valor real de la energía^[32].

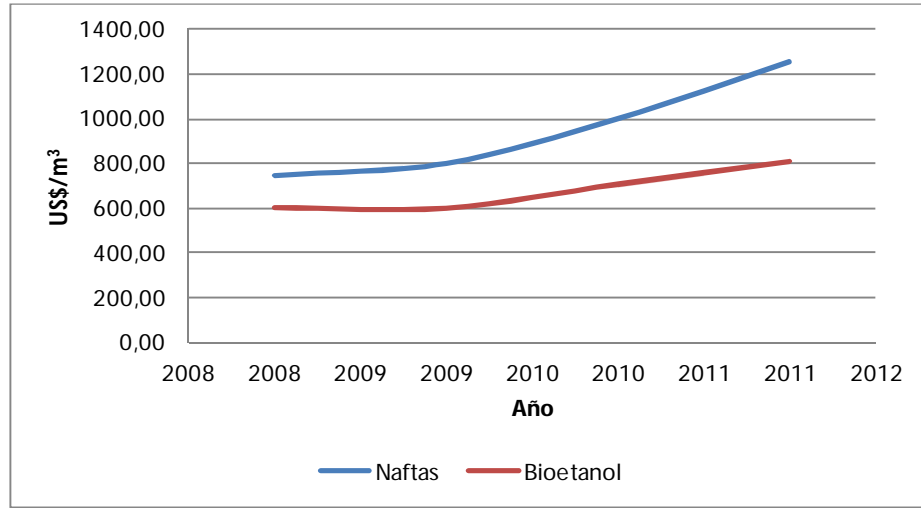


Figura 2-12: Evolución del precio de bioetanol y naftas en el mercado interno (2008-2011).

2.8.2. Costos de inversión y operación

El capital de inversión (FCI) posee una componente fija α , independiente de la capacidad de la planta, y una componente variable β según la producción, cuya expresión está dada por:

$$FCI = \alpha + \beta X \quad \text{Ecuación 2-1}$$

donde X representa la capacidad de la planta en millones de litros. Se escogió un rango de producción para el estudio entre 5 y 100 millones de litros de etanol. Se realizó una simulación del proceso con el software SuperPro^[33] para obtener los costos totales de inversión según la cantidad de litros producidos (Figura 2-13). La ordenada al origen (componente fija) y la pendiente (componente variable) corresponden al costo de inversión de una planta convencional. Sobre esta base se calcularon las tecnologías alternativas. Las diferencias consisten en una turbina de gas adicional para la tecnología T2 y un cambio de tecnología en la tecnología T3 reemplazando la caldera a gas por una caldera de lecho fluidizado^[34]. Las consideraciones utilizadas y los cálculos completos de los costos de inversión se describen en el capítulo 6. Se asume que el maíz se almacena en silos de acero galvanizado y el etanol en tanques de acero al carbono dentro de las instalaciones de la planta, y que la burlanda se retira de la planta diariamente. En la tecnología T3 se considera además el almacenamiento del rastrojo en forma de fardos. Las componentes fijas y variables de los costos de inversión para la producción y el

almacenamiento se presentan en la Tabla 2-8. Los costos de almacenamiento se calcularon por extrapolación lineal de datos de bibliografía y simulaciones en SuperPro^{[35][36]}. Respecto a los costos operativos, se tienen en cuenta los costos de insumos químicos y biológicos (enzimas, levadura, ácido sulfúrico y amoníaco), mano de obra, administrativos y mantenimiento. Para la tecnología T3 se considera además el costo de la preparación del rastrojo como combustible. Los costos de gas natural, electricidad, maíz y rastrojo se contabilizan por separado porque dependen de la tecnología escogida. En la Tabla 2-9 se observan los costos operativos y los costos de los insumos por unidad de energía o masa según corresponda. ^{[12][20][36][30][37]}

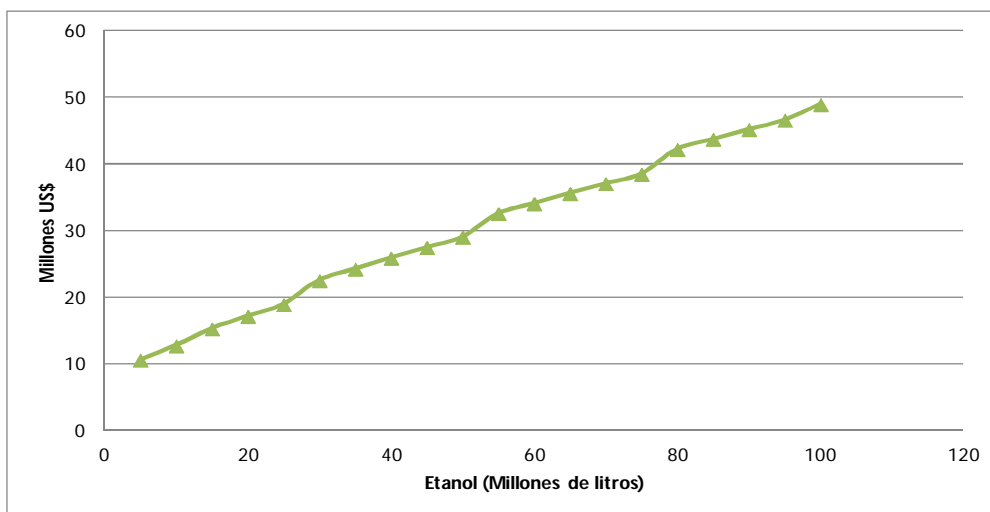


Figura 2-13: Simulación de los costos de inversión referidos a la producción de etanol para plantas entre 5 y 100 millones de litros.

Tabla 2-8: Costos de inversión para plantas entre 5 y 100 millones de litros de etanol. (Tecnologías T1,T2 y T3).

COSTOS DE INVERSIÓN (US\$)		
	Fija (ordenada a)	Variable (pendiente β)
Producción		
Convencional (T1)	9,38E+06	400431
Cogeneración GN (T2)	9,98E+06	400431
Cogeneración Biomasa (T3)	1,06E+07	400431
Almacenamiento		
Silos	5854	175
Fardos	64340	1921
Tanques	210390	6281

Tabla 2-9: Costos operativos unitarios de producción de etanol (US\$/ton) para una planta de molienda seca, costos operativos unitarios de almacenamiento (US\$/ton) y costos unitarios de insumos.

COSTOS OPERATIVOS (US\$/ton etanol)	
Producción	
Levadura	4,63
Ácido sulfúrico	3,56
Amoniaco	1,90
Cal	1,50
Enzimas (Alfa amilasa + Glucoamilasa)	19,58
Mano de obra	24,64
Mantenimiento	14,50
Gastos administrativos + otros gastos	24,82
TOTAL Tecnologías T1 y T2	95,14
Preparación biomasa	0,02
TOTAL Tecnología T3	95,16
Almacenamiento (US\$/ton)	
Maíz	2,22
Rastrojo	6,99
Tanques	2
Insumos (US\$)	
Gas Natural (MJ)	3,13E-03
Electricidad (GWh)	58344
Maíz (ton)	187
Rastrojo (ton)	10

Respecto al transporte en Argentina, el costo operativo del ferrocarril es entre 35 y 50% menor que el del camión, pudiendo reducirse hasta alcanzar el 10% del costo del camión si funcionara de manera eficiente^[38]. En condiciones adecuadas, el ferrocarril consume 4 veces menos combustible que el camión y requiere de una sola carta de transporte para despachar una carga equivalente a 50 camiones. Para el cálculo de los costos de inversión, sólo se tienen en cuenta los costos de las unidades, es decir, camiones (tolva y tanque) y locomotoras diesel con 23 vagones (tolva y tanque) para el transporte de maíz, burlanda, rastrojo y etanol según corresponda. ^{[37][39]-[44]}. No se consideran las inversiones relativas al mantenimiento de las líneas férreas, y estaciones ferroviarias debido a que existe gran incertidumbre en los datos. Además, el gobierno nacional tiene como proyecto estatizar y reactivar el sistema ferroviario en los próximos años independientemente de la producción de etanol^{[45]-[48]}. Los parámetros económicos relativos al transporte se presentan en la Tabla 2-10. Los costos generales corresponden al seguro, licencia y registro del transporte.

Tabla 2-10: Costos de transporte para camiones y ferrocarril.

Transporte	
COSTOS DE INVERSIÓN (US\$/unidad)	
Camión tolva	4,70E+05
Camión tanque	3,25E+05
Locomotora + vagones tolva	2,79E+06
Locomotora + vagones tanque	3,71E+06
COSTOS GENERALES (US\$/d)	
Camión	8,22
Ferrocarril	4,93
COSTOS DE MANTENIMIENTO (US\$/km)	
Camión	0,098
Ferrocarril	0,059
SALARIOS (US\$/h)	
Camión	10,37
Ferrocarril	15,84
COSTO DE COMBUSTIBLE (US\$/km)	
Camión	0,018
Ferrocarril	0,004

2.9 ANÁLISIS ENERGÉTICO

Una importante medida de la sustentabilidad de los biocombustibles es la relación entre la energía contenida en un litro del biocombustible y la energía fósil externa requerida para su producción y distribución, denominada en adelante relación de energía. Si tal relación es mayor a 1 se obtiene un balance de energía positivo, mientras que si es menor a 1 significa que la producción del biocombustible consume más energía que la que produce^[49].

Para el caso específico del etanol, 1 litro posee una energía almacenada de 21.24 MJ/L^[50]. En la siembra, cosecha y secado del maíz se utilizan recursos energéticos como diesel, gas natural, nafta y electricidad. Por su parte, los fertilizantes y pesticidas aplicados para mejorar el crecimiento de la planta también consumen una considerable cantidad de energía para su producción. Los requerimientos energéticos de cada proceso o producto (E) son la cantidad de producto necesaria para una tonelada de maíz multiplicada por el factor energético (FE) correspondiente, el cual representa la energía utilizada por unidad de producto. Por ejemplo, para el caso de las semillas:

$$E_{\text{semillas}} = \text{semillas} \cdot FE \quad \text{Ecuación 2-2}$$

Los factores energéticos de los productos y procesos involucrados corresponden a Shapouri y col., 2010^[50] (Tabla 2-11). En la Tabla 2-12 se detalla la energía requerida para el cultivo de maíz en Argentina, particularmente en la provincia de Santa Fe. El rendimiento de maíz promedio en la provincia es 7,73 ton/ha^[51]. Las cantidades de pesticidas, fertilizantes y semillas se basan en los datos obtenidos del Centro Roundup 17 Ready Plus^[52], DEKALB Maíz^[53] y el Departamento de Agricultura de Argentina^[54]. Se asume que las semillas, los pesticidas y fertilizantes son transportados 300 km en camiones de 25 ton desde el centro de acopio hasta el área de cultivos, y 30 km por tractor-trailer hasta el campo. El maíz es transportado 30 km en tractor hasta el centro de acopio^{[55][14][56][57]}. Las cantidades necesarias de diesel, nafta y electricidad para las operaciones de siembra, cosecha, riego, transporte y secado de maíz fueron obtenidos de la base de datos Ecoinvent^[58]. Los mayores requerimientos energéticos en la producción de maíz corresponden a la energía utilizada en el secado de los granos y las operaciones de siembra y cosecha.

Finalmente, para calcular la energía utilizada en la producción de un litro de etanol, se tiene en cuenta el rendimiento de etanol por kg de maíz^[16] y el contenido de almidón en el grano de maíz, ya que sólo esta fracción (66% del grano) se utiliza para la producción de alcohol. Por lo tanto, 1 litro de etanol requiere 3,52 MJ en la etapa de cultivo de maíz.

Tabla 2-11: Factores energéticos para los procesos y productos involucrados.

Semillas (MJ/ton)	0,917
Fertilizantes (MJ/ton)	
Nitrogenados	56,987
Fosforados	9,304
Pesticidas (MJ/ton)	358,554
Químicos (MJ/kg)	0,359
Diesel (MJ/L)	42,417
Electricidad (MJ/kWh)	9,881
Nafta (MJ/L)	40,145
Gas Natural (MJ/m ³)	0,031

En relación a los requerimientos de energía en la planta de producción de etanol, hay una gran diferencia entre la obtención de burlanda seca y burlanda húmeda, ya que el secado de la burlanda representa el 33% del requerimiento térmico total de una planta convencional (tecnología T1)^[34]. En particular, el consumo de agua, electricidad y gas natural para la tecnología T1 se basa en los proyectos argentinos actuales^{[16][20]}, mientras

Tabla 2-12: Requerimientos energéticos para la producción de maíz en Santa Fe.

	1 ton maíz	MJ/ton maíz
Semillas [kg]	4,937	0,005
Fertilizantes [kg]		
<i>Nitrogenados</i>	21,143	1,205
<i>Fosforados</i>	17,314	0,161
Pesticidas [kg]	0,693	0,249
Diesel (Siembra, cosecha y riego) [kg]	6,047	305,335
Diesel (transporte) [kg]	1,610	81,311
Secado de maíz [MJ]	1250,000	1745,334
TOTAL		2133,599
<i>Etanol/Maíz [L/kg]</i>		0,400
<i>Fracción almidón</i>		0,660
MJ/L etanol		3,520

que para las dos tecnologías alternativas, los datos se obtuvieron de la Agencia de Protección Ambiental de EEUU (EPA)^[30], ya que aún no existen proyectos de este tipo en funcionamiento en el país. Las distancias de transporte consideradas son específicas del contexto argentino. Las materias primas se transportan 150 km en camiones de 25 toneladas mientras que el 80% del maíz se transporta en camiones y el 20% en ferrocarril en un radio de 300 km. El calor requerido para los procesos se suministra por gas natural en una caldera industrial (>100 kW). Los productos químicos utilizados son ácido sulfúrico, cal, enzimas, levadura y amoníaco. En la tecnología T2, el sistema de cogeneración sólo se utiliza para suministrar el calor necesario en las etapas del proceso de producción de etanol, es decir,

Tabla 2-13: Parámetros energéticos de las distintas tecnologías.

	Tecnología T1	Tecnología T2	Tecnología T3
Poder calorífico combustible (MJ/kg)	38,92	38,92	17,90
Calor necesario (MJ/kg etanol)	8,40	8,15	13,60
Electricidad generada (MJ/kg etanol)	0	8,32	2,47
Gas Natural DDGS (MJ/kg etanol)	5,29	5,29	0
Eficiencia %	80,00%	67,19%	76,76%
Combustible necesario (MJ/kg etanol)	15,79	29,80	20,93

sin considerar el calor requerido para el secado de la burlanda, el cual se genera a través de gas natural quemado directamente en la unidad de secado al igual que la tecnología T1. En cambio, en la tecnología T3, el secado de la burlanda se realiza con vapor generado en la cogeneración requiriendo un calor extra. En la Tabla 2-13 se presentan los parámetros

energéticos de las diferentes tecnologías. El poder calorífico del gas natural (15°C y 1 atm) y del rastrojo de maíz se obtienen de bibliografía^{[59][60]}.

El combustible necesario se calcula teniendo en cuenta la energía generada por una dada tecnología (es decir, sólo calor o calor más electricidad) y la eficiencia global del sistema:

$$\text{Combustible}_{\text{necesario}} = \frac{E_{\text{generada}}}{\text{Eficiencia}} \quad \text{Ecuación 2-3}$$

En la estima una relación de 4,4 a 4,56 sin considerar sistemas de cogeneración^[62].

Tabla 2-14 se presentan los requerimientos energéticos totales para la producción de 1 litro de etanol según cada tecnología. Los cálculos se realizan de forma análoga al cultivo del maíz. El diesel requerido en el transporte se obtiene de la base de datos de Ecoinvent^[58] y para el rastrojo se consideran iguales distancias y medios de transporte que el maíz. La energía fósil utilizada en la cosecha y recolección del rastrojo corresponde al modelo GREET (Transportation Fuel-Cycle Model)^[61]. Los cálculos relativos a la producción de los fertilizantes adicionales (nitrogenados y fosforados) necesarios cuando el rastrojo es retirado del suelo se realizaron de igual forma que para el cultivo del maíz. La tecnología T3 requiere 20% más de electricidad para acondicionar el rastrojo. Tanto ésta como la tecnología T2 necesitan electricidad de la red para la puesta en marcha del sistema.

Dado que la burlanda es un co-producto, el calor necesario para su secado puede no considerarse ya que es energía que no se desecha sino que se utiliza, y no corresponde al etanol propiamente dicho. Lo mismo ocurre con la energía utilizada para generar la electricidad sobrante en las tecnologías T2 y T3. Los valores del ítem “Refinería” incluidos en la Tabla 2-14 son la suma de los requerimientos energéticos asociados a la electricidad, productos químicos y energía térmica necesarios para cada tecnología. Los valores correspondientes a la producción de maíz y al transporte de maíz y etanol son iguales para todas las tecnologías. Para el caso de las tecnologías T1 y T2, la mayor contribución corresponde al gas natural, representando el 64 y 81%, respectivamente; mientras que para la tecnología T3, el cultivo del maíz representa el 48%.

Sin considerar la burlanda, la relación de energía correspondiente a la tecnología T1 es ligeramente mayor a 1 y la correspondiente a T2 es menor a 1. En cambio, al tener en cuenta los co-productos, u obteniendo burlanda húmeda (como ocurre en las plantas actuales de Argentina^[20]), tal relación alcanza el valor 1,3 para ambas tecnologías. Al no consumir gas natural en la refinería, la tecnología T3 posee relaciones iguales a 3 y 36 sin y con consideración de los co-productos, respectivamente.

En EEUU, la relación alcanza el valor 1,4 sin tener en cuenta el co-producto para el caso convencional y un máximo igual a 25,73 con cogeneración con rastrojo^[50]. En el primer caso, las diferencias radican principalmente en el gas natural utilizado en la planta (1,4 veces mayor en Argentina). Si bien las distancias recorridas en el transporte, particularmente para maíz, son 3 veces mayores, influyen menos del 1% en la energía total utilizada. En relación a la cogeneración con rastrojo, el análisis realizado no considera ni la electricidad necesaria para la puesta en marcha del sistema y acondicionamiento y transporte del rastrojo, ni la generación de electricidad en exceso. Un estudio realizado en EEUU por el mismo instituto para biodiesel a partir de soja, estima una relación de 4,4 a 4,56 sin considerar sistemas de cogeneración^[62].

Tabla 2-14: Requerimientos energéticos para la producción de etanol en Argentina para las tres tecnologías estudiadas.

	Tecnología T1 [MJ/L etanol]	Tecnología T2 [MJ/L etanol]	Tecnología T3 [MJ/L etanol]
Producción de maíz	3,520	3,520	3,520
Diesel (transporte de maíz)	1,310	1,310	1,310
Diesel (transporte rastrojo)			0,459
Cosecha rastrojo			0,254
Fertilizantes adicionales			0,064
Uso de rastrojo			0,776
Electricidad	2,537	0,279	0,283
Gas Natural	12,469	23,540	
Químicos	0,001	0,001	0,001
Refinería	15,007	23,820	0,284
Diesel (transporte de etanol)	0,413	0,413	0,413
TOTAL	20,251	29,064	6,304
Burlanda (co-producto)	4,115	4,115	4,115
Electricidad (co-producto)		8,922	1,601
Energía utilizada	16,136	16,027	0,588
Energía producida	21,240	21,240	21,240
Cociente de energía sin co-productos	1,049	0,731	3,369
Cociente de energía con co-productos	1,316	1,325	36,108

2.10 CONCLUSIONES

La mitigación del cambio climático y el precio del petróleo son dos temas prioritarios en la agenda internacional. El sector del transporte posee una contribución importante en

ambas temáticas y los biocombustibles son una de las estrategias planteadas para intentar revertir la situación actual.

Argentina, debido a su vasta extensión y diversidad climática, posee un alto potencial para posicionarse como productor mundial de biocombustibles. El Estado nacional, con el objeto de favorecer el desarrollo del sector, promulgó la Ley N° 26.093, la cual establece la incorporación de un mínimo del 5 % de bioetanol y biodiesel en todo combustible líquido comercializado dentro del territorio nacional a partir del año 2010. En cuanto a la producción de etanol, si bien Argentina, al igual que Brasil, se inició con la caña de azúcar como materia prima, en los últimos años el maíz comenzó a ganar protagonismo superando ampliamente los proyectos a base de caña de azúcar. El maíz es un cultivo apto en 15 de las 23 provincias de nuestro país pero su uso para bioetanol aún es despreciable, siendo la exportación el principal destino de la producción.

La tecnología predominante para producción de bioetanol en los proyectos argentinos es la molienda seca con producción de burlanda húmeda como co-producto. La burlanda se utiliza para alimentación de vacas lecheras y terneros, suministrándose generalmente como concentrado en base seca.

Se analizaron tres alternativas para la producción de etanol: tecnología T1, basada en gas natural y energía eléctrica de la red pública; tecnología T2, que acopla sistemas de cogeneración de calor y potencia (CHP) con gas natural y tecnología T3, que acopla sistemas CHP con rastrojo. Las dos últimas se autoabastecen de electricidad con el sistema CHP y exportan el excedente a la red.

A pesar de la gran extensión del territorio argentino, la matriz de transporte de cargas se encuentra fuertemente dominada por el transporte carretero, lo cual resulta ineficiente en lo referente a la distribución del etanol. No obstante, debido a que el Gobierno Nacional tiene como proyecto la estatización y recuperación de la red ferroviaria nacional, el análisis contempla la alternativa del uso del ferrocarril.

En cuanto a la economía de la industria del etanol, el precio del etanol varía junto con el precio del petróleo, creciendo en forma continua a partir del 2009. En cuanto a la burlanda, su precio depende en forma directa del precio del maíz, el cual depende del mercado externo ya que se exporta más del 60% de la producción.

Mediante el software de simulación de procesos SuperPro, se estimaron los costos de inversión de producción en un rango que contempla plantas de pequeña y mediana escala. Se recopiló exhaustivamente datos para los costos operativos y de almacenamiento referidos al contexto local. Se analizó la matriz de transporte del país, sus deficiencias y costos de establecimiento y de operación.

El análisis energético realizado mostró que la producción de etanol a partir de maíz alcanza resultados negativos o positivos dependiendo de la tecnología utilizada y las consideraciones efectuadas. Específicamente, la inclusión en el análisis energético de los co-productos involucrados (por ejemplo, sólo burlanda o burlanda más electricidad) tiene una gran influencia en el resultado final, pudiendo incluso “tornar” un balance negativo en positivo, como en el caso de la tecnología T2. En comparación con la tecnología T1, solo al considerar los co-productos la tecnología T2 alcanza igual relación de energía. En cambio, la tecnología T3 posee una gran ventaja energética sobre las otras dos, considerando o no los co-productos involucrados. En relación a otros biocombustibles, al comparar la tecnología convencional T1 de etanol a partir de maíz con la producción de biodiesel a partir de soja, da un resultado 4 veces más favorable para éste último.

Sin embargo, dado que una de las motivaciones principales de la tesis es el análisis de diferentes aspectos ambientales, además del análisis energético, se analizará en los capítulos posteriores el desempeño ambiental de las tecnologías estudiadas mediante la metodología de análisis de ciclo de vida.

Los parámetros de costo, operativos y de inversión, referidos a la tecnología convencional fueron actualizados y utilizados en el convenio con la Secretaría de Energía de la República Argentina en el 2013.

Los datos recopilados y estimaciones realizadas en relación al contexto nacional, la economía del etanol y los coeficientes tecnológicos constituyen la mayoría de los parámetros requeridos para el modelo matemático presentado en el capítulo 5.

2.11 REFERENCIAS

- [1] S. Carrizo, «Seguridad energética y desarrollo territorial. Los biocombustibles en Argentina, perspectivas y realidades», CEUR, CONICET - OTD, UNNOBA, 2007.
- [2] «Taller: Matriz de oferta y demanda de Bioenergía. Situación actual y desarrollo en Argentina», FAO, Secretaría de Energía, INTA, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimento y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Ciudad autónoma de Buenos Aires, 2008.
- [3] L. Donato, «Residuos y cultivos agrícolas tradicionales para la producción de bioenergía (PNEG 1411)», INTA, Argentina, 2009.
- [4] Ley 26.093, Régimen de regulación y promoción para la producción y uso sustentables de biocombustibles. 2006.
- [5] R. A. Anschau, N. Flores Marco, S. M. Carballo, y J. Hilbert, «Evaluación del potencial de producción de biocombustibles en Argentina, con criterios de sustentabilidad social, ecológica y económica, y gestión ordenada del territorio. El caso de la caña de

- azúcar y el bioetanol», Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), 6-Problemática de los espacios agrarios, 2009.
- [6] J. Copello, «La industria del Etanol», Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires, 2007.
- [7] L. Brown, *World On the Edge: How to Prevent Environmental and Economic Collapse*. New York: W.W. Norton & Company, 2010.
- [8] A. Solari, J. Gosis, y J. Maidana, «Desarrollo de la Bioenergía en Argentina», Observatorio de Políticas Públicas del Cuerpo de Administradores Gubernamentales de la Jefatura de Gabinete de Ministros, CAT. OPP/CAG/2007-16, 2007.
- [9] Secretaria de Energía de la República Argentina, «Secretaria de Energía de la República Argentina», 2012. [En línea]. Disponible en: <http://energia3.mecon.gov.ar>.
- [10] G. Dickerson, «Specialty Corns», College of Agriculture and Home Economics, Las Cruces: New Mexico State University, 2003.
- [11] C. D. Grande Tovar y B. S. Orozco Colonia, «Producción y procesamiento del maíz en Colombia», Guillermo Ockham, vol. 11, n.o 1, pp. 97-110, 2013.
- [12] J. R. Kwiatkowski, A. J. McAloon, F. Taylor, y D. B. Johnston, «Modeling the process and costs of fuel ethanol production by the corn dry-grind process», *Ind. Crops Prod.*, vol. 23, n.o 3, pp. 288-296, may 2006.
- [13] US Department of Agriculture, «Economic Research Service Washington, D. C.», 2012. [En línea]. Disponible en: <http://www.ers.usda.gov/>. [Accedido: 25-sep-2013].
- [14] Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP), «Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP) Presidencia de la Nación», 2012. [En línea]. Disponible en: <http://www.minagri.gob.ar/site/index.php>.
- [15] SAGPyA/IICA, «Perspectivas de los biocombustibles en Argentina y Brasil», p. 152, 2005.
- [16] Agroctanos S.A., «Agroctanos - Bioetanol - Proceso Productivo», 2013. [En línea]. Disponible en: <http://www.agroctanos.com.ar/proceso.html>.
- [17] N. Jungbluth y M. F. Emmenegger, «Life Cycle Inventories of bionergy», Switzerland, Ecoinvent report 17, 2007.
- [18] Instituto Nacional de Vitivinicultura, Resolución C. 10/2012 - Modificase la Resolución No C. 37/09, relacionada con el régimen de Control de Alcoholes, Argentina. 2012.
- [19] C. de Blas, G. G. Mateos, y P. G. Rebollar, «DDGS de maíz (granos de destilería, DDG,y solubles, DDS)», Universidad Politécnica de Madrid, España, 2007.
- [20] M. Ron, «Visita a Planta de Bioetanol Bio4», 2013.
- [21] G. Aines, T. Klopfenstein, y R. Stock, «Distillers Grains», The Agricultural Research Division, University of Nebraska, Lincoln, MP51, 1987.
- [22] J. Shurson, «Valor nutritivo de los DDGs de Maíz de U.S. en Dietas para Ganado y Aves», Department of Animal Science, University of Minessota, 2009.

- [23] D. J. Schingoethe, K. F. Kalscheur, A. R. Hippen, y A. D. Garcia, «Invited review: The use of distillers products in dairy cattle diets», *J. Dairy Sci.*, vol. 92, pp. 5802-5813, 2009.
- [24] F. J. Santini y E. Pavan, «Alimentación a corral Del Silaje al Grano de Maíz», INTA Balcarce, Buenos Aires, 2001.
- [25] N. Di Lorenzo, «Los granos destilados en la alimentación del rodeo lechero», University of Florida IFAS, 2012.
- [26] G. López, «El transporte de granos en Argentina. Principal limitante del crecimiento del sector», Fundación Producir Conservando, 2012.
- [27] S. Massia, «Belgrano Cargas», DOCUMENTO DE POLÍTICAS PÚBLICAS N° 42, 2013.
- [28] A. M. Mignone, «El sistema ferroviario de la República Argentina», *Rev. Geográfica Digit.*, vol. 19, 2013.
- [29] Comisión Nacional de Regulación del Transporte, «Gerencia de Concesiones Ferroviarias - Subgerencia de concesiones de larga distancia», 2013. [En línea]. Disponible en: <http://www2.cnrt.gob.ar/trenes.asp>. [Accedido: 08-ago-2013].
- [30] Bolsa de Comercio de Rosario, «Cámara Arbitral de Cereales de Rosario», Cotizaciones, 2011. [En línea]. Disponible en: <http://www.bcr.com.ar/pages/granos/cotizaciones/default.aspx>.
- [31] Compañía Administradora del Mercado Eléctrico Mayorista -CAMMESA, «Matriz de generación eléctrica», 2011. [En línea]. Disponible en: <http://portalweb.cammesa.com/default.aspx>.
- [32] Subsecretaría de Coordinación y Control de gestión y Subsecretaría de Presupuesto, Disposición conjunta No 214 y No 772. 2011.
- [33] Intelligen, Inc., SuperPro Designer(R). 2013.
- [34] U.S. Environmental Protection Agency y Combined Heat and Power Partnership, «Impact of Combined Heat and Power on Energy Use and Carbon Emissions in the Dry Mill Ethanol Process», 2007.
- [35] MENGO, «Silos MENGO», 2013. .
- [36] S. Sokhansanj, S. Mani, C. Igathinathane, y S. Tagore, «Chapter 13. Heat and Power Production from Stover for Corn Ethanol Plants», en *Plant Biotechnology for Sustainable Production of Energy and Co-products*, vol. 66, Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2010, pp. 345-361.
- [37] AVINA, FARN, CEARE, y ITBA, «Escenarios energéticos Argentina 2011-2030 Metodología para la elaboración y evaluación de escenarios energéticos.», Argentina, 2011.
- [38] T. Serebrisky, J. Barbero, y J. Abad, «Logística en Argentina: Análisis y opciones para resolver sus desafíos estratégicos», Banco Mundial, Argentina, 54342, 2010.
- [39] F. D. Mele, A. M. Kostin, G. Guillén-Gosálbez, y L. Jiménez, «Multiobjective model for more sustainable fuel supply chains. A case study of the sugar cane industry in Argentina», *Ind. Eng. Chem. Res.*, p. A-T, 2011.

- [40] Sindicato de Choferes d Camiones, Convenio colectivo de trabajo 40/89 Planilla No171. 2011.
- [41] Ministerio de Trabajo, Empleo y Seguridad Social y Dirección Nacional de Relaciones del Trabajo, Disposición No 523/2011. 2011.
- [42] Tradefin industrias, «Material ferroviario», 2013. [En línea]. Disponible en: http://www.tradefin.com.ar/?page_id=35.
- [43] «Equipo Volkswagen 17-210 Y Acoplado Montenegro Cerealero», Mercado libre, 2013. [En línea]. Disponible en: http://vehiculo.mercadolibre.com.ar/MLA-476334149-equipo-volkswagen-17-210-y-acoplado-montenegro-cerealero-_JM?redirectedFromParent=MLA469917649.
- [44] «Camion Ford 300 Con Vigia Viesa Titular Al Dia», Mercado libre, 2013. .
- [45] «La presidente anunció reformas en el sistema ferroviario», Portal de Trenes, Argentina, 17-sep-2013.
- [46] «Compran trenes para renovar el Belgrano Sur», Portal de Trenes, Argentina, 25-sep-2013.
- [47] «Nuevos trenes desde China en 2014», Portal de Trenes, Argentina, 23-sep-2013.
- [48] «El Gobierno avanza con la estatización de los trenes», Portal de Trenes, Argentina, 12-sep-2013.
- [49] D. Pimentel, «Ethanol Fuels: Energy Security, Economics, and the Environment», J. Agric. Environ. Ethics, vol. 4, pp. 1-13, 1991.
- [50] H. Shapouri, P. W. Gallagher, W. Nefstead, R. Schwartz, S. Noe, y R. Conway, «2008 Energy Balance for the Corn-Ethanol Industry», United States Department of Agriculture, United States, Agricultural Economic Report 846, 2010.
- [51] Bolsa de Comercio de Santa Fe, «Centro de estudios y servicios», 2011. [En línea]. Disponible en: <http://ces.bcsf.com.ar/sea.php>.
- [52] MONSANTO ARGENTINA SAIC, «Roundup Ready PLUS Sistema de Manejo de Malezas», 2012. [En línea]. Disponible en: <http://www.roundupreadyplus.com.ar/arborecomendacion.aspx>.
- [53] MONSANTO ARGENTINA SAIC, «Sistema de máximo rendimiento DEKALB maíz», 2010.
- [54] J. Frana y J. Ramuno, «Efecto de la densidad sobre el rendimiento de maíz en siembra directa y con riego suplementario», INTA EEA Rafaela, Información Técnica No 229, 1998.
- [55] SAGPyA, «Panorama del uso y consumo de fertilizantes en Argentina», 2006. [En línea]. Disponible en: <http://www.fyo.com/granos/ampliar.asp?IdNoticia=45617&IdAutor=11700&idtipoinformacion=22>.
- [56] F. O. García, «Agricultura Sustentable y Materia Orgánica del Suelo: Siembra Directa, Rotaciones y Fertilidad», presentado en III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia., 2002.

- [57] M. Abraham y J. P. Gramicci, «Riego en Argentina” (2da aproximación) Distribución del área regada a escala provincial y regional», Dirección de Agricultura, Buenos Aires, Argentina, 2007.
- [58] R. Frischknecht, «Life cycle inventory modelling in the Swiss national database ecoinvent 2000. Sustainability in the Information Society (Proceedings)», presentado en 15th International Symposium Informatics for Environmental Protection, Zürich: ETH, 2001, pp. 699 – 708.
- [59] ENARGAS - Ente Nacional Regulador del Gas, Norma NAG - 301 Artefactos para gas, clasificación, gases de uso y de ensayo. 2006.
- [60] F. Cherubini y S. Ulgiati, «Crop residues as raw materials for biorefinery systems – A LCA case study», Appl. Energy, vol. 87, n.o 1, pp. 47-57, ene. 2010.
- [61] M. Wang, «GREET 1.5a—transportation fuel-cycle model», Argonne National Laboratory, Illinois, USA, 2000.
- [62] A. Pradhan, D. S. Shrestha, A. McAloon, W. Yee, M. Haas, J. A. Duffield, y H. Shapouri, «Energy Life-Cycle Assessment of soybean biodiesel», United States Department of Agriculture, United States, Agricultural Economic Report 845, 2009.

3. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA DE BIOETANOL A PARTIR DE MAÍZ

3.1 INTRODUCCIÓN

En general, las plantas de etanol a partir de maíz se clasifican en dos tipos: molienda húmeda y molienda seca. Las plantas de molienda seca se han convertido en el proceso de producción primaria para etanol como combustible. De hecho, todas las plantas de etanol a partir de maíz instaladas en EEUU en los últimos años son plantas de molienda seca, y se estima que esta tendencia continuará dentro de un futuro cercano^[1].

El análisis de ciclo de vida (ACV) requiere de una evaluación específica debido a la importancia significativa de las condiciones locales en la estimación de los impactos ambientales. Argentina posee un territorio extenso con distintas regiones climáticas para la adaptación de diversos cultivos y usos de suelos. Por lo tanto, es necesaria la aplicación de un enfoque basado en datos locales, específicos y detallados para obtener resultados representativos.

Al igual que para el caso del balance de energía en el capítulo anterior, se escogió la provincia de Santa Fe para realizar el ACV del bioetanol a partir de maíz. Se identificaron los procesos más relevantes desde el punto de vista ambiental en la producción de etanol a partir de maíz en base a la metodología ACV. En primer lugar el análisis considera desde la producción de materias primas en el cultivo del maíz hasta el bioetanol a la salida de la refinera, incluyendo la valorización de la burlanda. Luego, se realizó la comparación con la nafta teniendo en cuenta la producción y el uso en un vehículo estándar de distintas mezclas etanol/nafta.

Para el estudio de la producción de etanol, el sistema total se dividió en dos subsistemas, agrícola y refinera, con el fin de evaluar en forma detallada el cultivo de maíz. Se estudiaron dos métodos de evaluación de impacto: Eco-indicator 99^[2] y ReCiPe 2008^[3]. Se compararon los resultados según ambos métodos y según los distintos pasos disponibles en cada uno y se analizó la influencia de las perspectivas aplicadas, jerárquica, igualitaria e individualista, mediante un análisis de sensibilidad. Además, se analizó la influencia en los resultados de cambios en los parámetros o procesos identificados como relevantes a lo largo del capítulo.

3.2 PRODUCCIÓN DE MAÍZ EN LA PROVINCIA DE SANTA FE

Santa fe tiene una superficie de 133.007 km², representando el 3,54% del territorio argentino. Está localizada geográficamente dentro de 28° y 34° 22' lat S y 58° y 62° 52' long O, comprendiendo una región rica en recursos naturales y con una importante infraestructura

productiva^[4]. En el 2011, los cereales y oleaginosas producidos en Santa fe representaban aproximadamente el 15% de la producción del país. Su superficie cosechada representa el 21% de la superficie cosechada de Argentina^[5], donde los cultivos de soja, trigo y maíz representan el 88% del total de la superficie cosechada en la provincia (66%, 15% and 9%, respectivamente). La producción anual promedio del maíz en las campañas agrícolas correspondientes al período 1996-2012 alcanza 2.770.000 toneladas. Fue adoptado éste periodo debido a que comprende años húmedos y secos, la inclusión de nuevas tecnologías y considera la influencia de los mercados internacionales (Montico, 2009).

En la actualidad, la práctica agrícola predominante es la siembra directa, aplicándose en el 2009 más del 75 y 82% de la superficie agrícola del país y de Santa Fe, respectivamente^[6]. Ésta técnica se caracteriza por la deposición uniforme de los residuos de cultivo en la superficie del suelo sin arar, prácticamente sin perturbar el suelo^[7]. Los residuos de cultivo contienen cantidades sustanciales de nutrientes. La siembra directa reduce la aplicación de fertilizantes y el uso de combustible en comparación con la práctica convencional. Además, la retención de los residuos de cultivo en los suelos agrícolas posee numerosos beneficios directos e indirectos con fuertes impactos en la calidad del suelo. Entre los directos, los residuos retenidos en la superficie del suelo moderan los balances de energía y agua, amortiguan las fuerzas erosivas de las gotas de lluvia y el viento, reciclan los nutrientes de las plantas, y sirve como alimento para los organismos del suelo. Entre los indirectos, los residuos afectan los procesos del suelo a través de cambios micro climáticos, la humedad del suelo y los regímenes de temperatura, transporte de agua y solutos y los procesos de erosión^[8].

3.3 MÉTODO DE EVALUACIÓN DE IMPACTO

Como se presentó en el Capítulo 1, en los últimos años, se desarrollaron diferentes metodologías para la evaluación de impacto, y hasta algunos métodos ya se han actualizado y renovado a nuevas versiones (por ejemplo Eco-indicator 99 sustituyó al Eco-indicator 95). No existe un único método aplicable a todas las situaciones y los desarrollos autónomos de EICV y en algunas ocasiones poseen discrepancias entre métodos en las cuales los factores históricos cumplen un rol importante. Un ejemplo es el desarrollo de métodos de punto intermedio y punto final. Si bien la existencia de estos métodos direccionados es legítima, dado que la elección del método está estrechamente vinculada al producto o actividad bajo evaluación, existen algunas diferencias entre los modelos que pueden ser confusas o incluso innecesarias. Por ejemplo, la velocidad y la temperatura del

viento que se asumen en los modelos de dispersión son diferentes. En este contexto, es necesario un consenso para mejorar la consistencia y transparencia de los métodos. En la actualidad, SETAC recomienda el modelo USEtox^[9] para la evaluación de impacto en relación a la toxicidad humana y del ecosistema y probablemente es considerado el enfoque metodológico más apropiado o de referencia. Sin embargo, posee grandes incertidumbres y no está totalmente integrado a un método de EICV completo^[10].

Ambos métodos utilizados, Eco-indicator 99 y ReCiPe, están basados en la metodología ISO. La comparación entre dos o más métodos es útil para observar cómo varían los resultados del ACV según el método elegido. Ambos pertenecen al grupo de los métodos que contemplan mayor cantidad de categorías de impacto. La mayor diferencia entre los métodos es que el Eco-indicator 99 es un método de punto final mientras que ReCiPe alinea dos familias de métodos: CML 2002 (punto intermedio)^[11] y el Eco-indicator 99 (punto final).

El Eco-indicator 99 considera 11 categorías de impacto agrupadas en 3 categorías de punto final (categorías de daño): salud humana, calidad del ecosistema y recursos^[2]. La salud humana puede dañarse reduciendo la duración de la vida con una muerte prematura, o causando reducciones (temporales o permanentes) de funciones corporales (discapacidades). Las fuentes ambientales consideradas para esos daños son infecciones, enfermedades respiratorias o cardiovasculares, desplazamiento forzado debido al cambio climático, cáncer como resultado de radiaciones ionizantes, cáncer y daños en los ojos debido a la disminución de la capa de ozono, enfermedades respiratorias y cáncer causado por químicos tóxicos en el aire, en el agua de beber o comida. Si bien se representan los daños más importantes en la salud humana, los daños debido a emisiones de cadmio, plomo, disruptores endócrinos, reacciones alérgicas, ruido y olores no han sido modelados aún.

La categoría de daño de salud humana incluye 6 categorías de impacto: (i) efectos carcinogénicos en los humanos; efectos respiratorios en humanos causados por (ii) sustancias orgánicas y (iii) sustancias inorgánicas; (iv) daño a la salud humana debido al cambio climático; efectos en la salud humana por causa de (v) radiaciones ionizantes y (vi) disminución de la capa de ozono. La escala DALY (Discapacidad adaptada a años de vida), desarrollada por Murray y Lopez^[12], es la herramienta utilizada para combinar los diferentes tipos de daño en la salud humana. El sistema DALY es una escala de ponderación de discapacidad. La escala ordena diferentes discapacidades en un rango entre 0 y 1 (0 significa salud perfecta y 1 muerte)^[13].

El daño en la calidad del ecosistema puede deberse a (vii) emisiones tóxicas en el ecosistema, (viii) efecto combinado de la acidificación y la eutrofización, y (ix) ocupación y

conversión del suelo. Al contrario de la salud humana, no es un daño individual, sino que está basado en la diversidad de las especies, como el porcentaje de especies amenazadas o desaparecidas en un área dada y en un determinado tiempo. La unidad para el daño de la calidad del ecosistema es la Fracción de Potencial de Desaparición (PDF) por área y año [$m^2 \cdot \text{año}$]. Para los efectos tóxicos en el ecosistema se calcula el porcentaje de plantas y especies expuestas a stress tóxico, mientras que para la acidificación y eutrofización, se modela el porcentaje de plantas en extinción.

Para la mayoría de las sustancias, los daños son calculados en la escala europea, a excepción de los gases de efecto invernadero, gases que afectan la capa de ozono y sustancias radiactivas con tiempo de vida media alto, donde el daño es calculado a nivel mundial ya que las mismas tienen un alcance global.

Las grandes áreas ocupadas por propósitos urbanos y agrícolas, son una razón importante del peligro de extinción de muchas especies. Por lo tanto, se ha desarrollado una escala que expresa la diversidad de las especies por tipo de uso del suelo en base a estudios de observación de campo^[14]. El tamaño y uso del suelo del área local no solo afecta la diversidad de las especies de esa área, sino también de los alrededores (efecto regional). El método Eco-indicator 99 considera ambos efectos, local y regional ^[2].

Finalmente, los daños en los recursos se deben a (x) la extracción de minerales, y (xi) extracción de combustibles fósiles. Los recursos agrícolas y bióticos silviculturales y los recursos de minería, como arena o grava, son considerados en los efectos del uso del suelo. Si bien es de conocimiento público que los minerales y combustibles fósiles se encuentran limitados para el consumo humano, el total de la cantidad de los recursos existentes en partes accesibles de la corteza terrestre es incierto. Por lo tanto, el método no considera la cantidad de los recursos, sino que tiene en cuenta la estructura cualitativa de elección del recurso^[13]. La unidad es "energía extra" en MJ por kg de material extraído y significa el incremento esperado de energía necesaria por kg de material extraído en el futuro^{[15][16]}. En la Figura 3-1 se presenta el procedimiento detallado del método Eco-indicator 99.

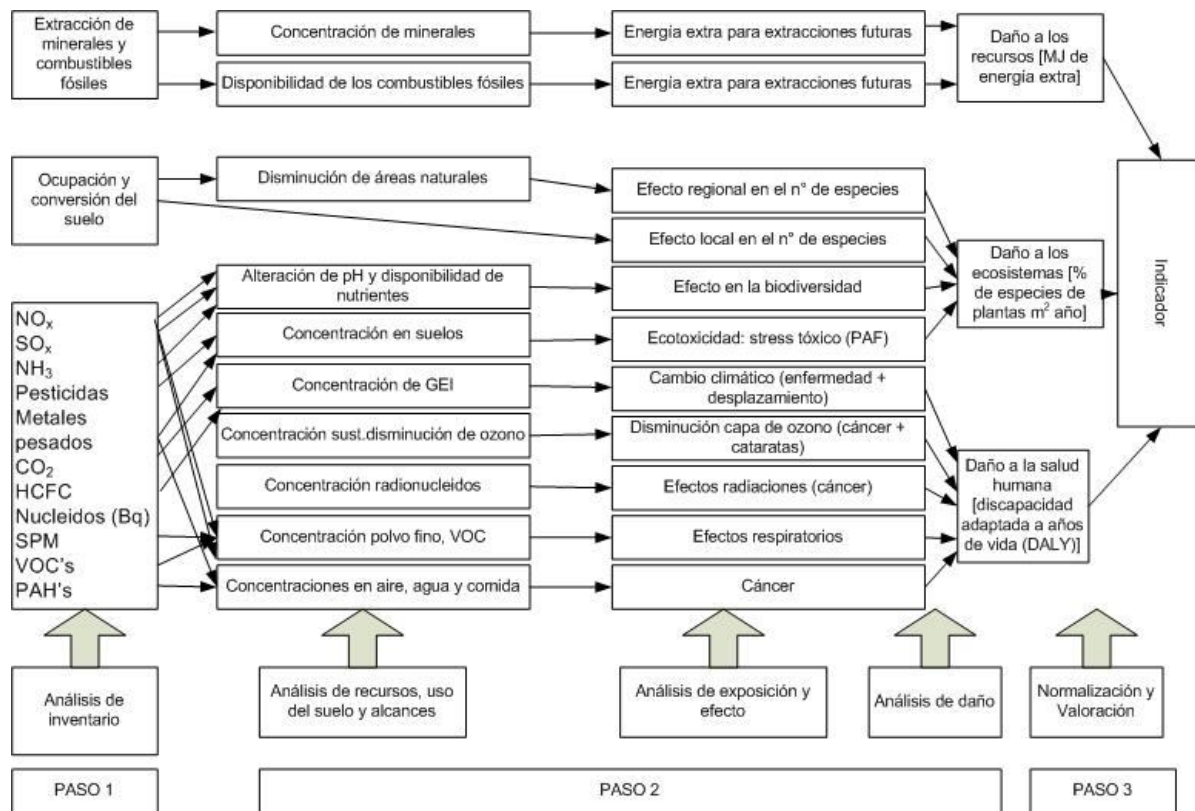


Figura 3-1: Procedimiento detallado para el método Eco-indicador 99 [2].

El método ReCiPe es un método de evaluación de impacto en el cual los principios de modelado y las consideraciones coinciden entre las profundidades de modelado y ofrece los resultados en ambos niveles: punto intermedio y punto final. El nombre ReCiPe representa las iniciales de las instituciones que poseen las principales contribuciones del proyecto y los mayores colaboradores en su diseño: RIVM y la universidad de Randbound, CML y PRé Consultants. El método se divide en dos partes, en la parte 1, se realiza un análisis de las diferencias y similitudes entre los dos enfoques considerados: el método propuesto como base para la caracterización en el Manual de ACV^[11], punto intermedio, y el Eco-indicador 99 ^[13], punto final. Las relaciones entre los parámetros del Inventario de Ciclo de Vida (LCI), indicador punto intermedio, e indicador punto final se observan en la Figura 3-2. En particular, se eligen las categorías de impacto y los indicadores de esas categorías y se seleccionan o desarrollan los modelos de caracterización para convertir los resultados del LCI en resultados de indicadores de categorías. En la parte 1 no se realiza solamente el análisis, sino que se propone una síntesis de los dos enfoques. Debido a la amplia cooperación de RIVM y la Universidad de Nijmegen, se obtuvo el acceso a los datos y modelos de un amplio rango de índices ambientales, desde acidificación hasta cambio

climático. En forma simplificada, con los resultados del LCI mediante la primera parte del mecanismo ambiental, con una incertidumbre relativamente baja, gran aceptación e índices publicados por organizaciones como IPCC, se obtiene la categoría de punto intermedio. Luego, mediante la segunda parte del mecanismo, con una incertidumbre relativamente alta, en base a modelos propios y utilizando datos de la Organización mundial de la salud (WHO), se obtiene el daño en la salud humana y los ecosistemas. De esta manera, ambos indicadores se encuentran posicionados en el mismo mecanismo ambiental. El método considera 18 categorías de impacto en el nivel de punto intermedio, de las cuales 16 son convertidas y agrupadas en las tres categorías de punto final: salud humana, calidad del ecosistema y recursos. Al igual que el Eco-indicator 99, la salud humana incluye 6 categorías de impacto: (i) cambio climático, (ii) disminución de la capa de ozono, (iii) toxicidad humana, (iv) oxidantes fotoquímicos, (v) material particulado y (vi) radiación ionizante. Respecto a la calidad del ecosistema, en comparación al Eco-indicator 99, la categoría de ocupación del suelo se divide en suelo urbano y agrícola, y se tiene en cuenta el ecosistema acuático. Como resultado se consideran 9 categorías: (vii) acidificación terrestre, eutrofización del (viii) agua dulce y (ix) del mar, ecotoxicidad (x) terrestre, (xi) del agua dulce y (xii) del mar, (xiii) uso del suelo urbano, (xiv) uso del suelo agrícola y (xv) transformación del suelo natural.

Finalmente, en la categoría de recursos, se adiciona (xvi) el consumo de agua a la (xvii) disminución de minerales y (xviii) combustibles fósiles. Sin embargo, la erosión, salinización, ruido y luz son algunos de los aspectos importantes aún no modelados.

En el nivel de punto final, ReCiPe aplica el concepto DALY para la salud humana al igual que Eco-indicator 99. Respecto a la calidad del ecosistema, utiliza la misma unidad que el Eco-indicator 99 (PDF) considerando además un factor de caracterización para la eutrofización del agua dulce y del mar. La unidad para éste indicador es PDF por volumen y año [$\text{m}^3 \cdot \text{año}$] realizando la integración en un volumen en vez de un área. Son excluidas de las áreas terrestres las áreas agrícolas, los desiertos y las regiones de hielo. Respecto al agua dulce, se tiene en cuenta el volumen de agua de los ríos, corrientes y lagos y no se incluyen la humedad del suelo y el agua subterránea. La humedad del suelo contiene una gran cantidad de especies, pero su daño está contemplado en los modelos de daño terrestres, mientras que el agua subterránea en general contiene pocas especies. En el caso de la disponibilidad de los recursos, ReCiPe se basa en la distribución geológica de los recursos minerales y fósiles evaluando cómo el uso de esos recursos causa cambios marginales en el esfuerzo de extracción de recursos futuros. Al contrario del Eco-indicator 99, no se evalúa el

incremento en el requerimiento de energía en un futuro distante, el modelo se basa en el incremento marginal en los costos debido a la extracción del recurso. En términos de los

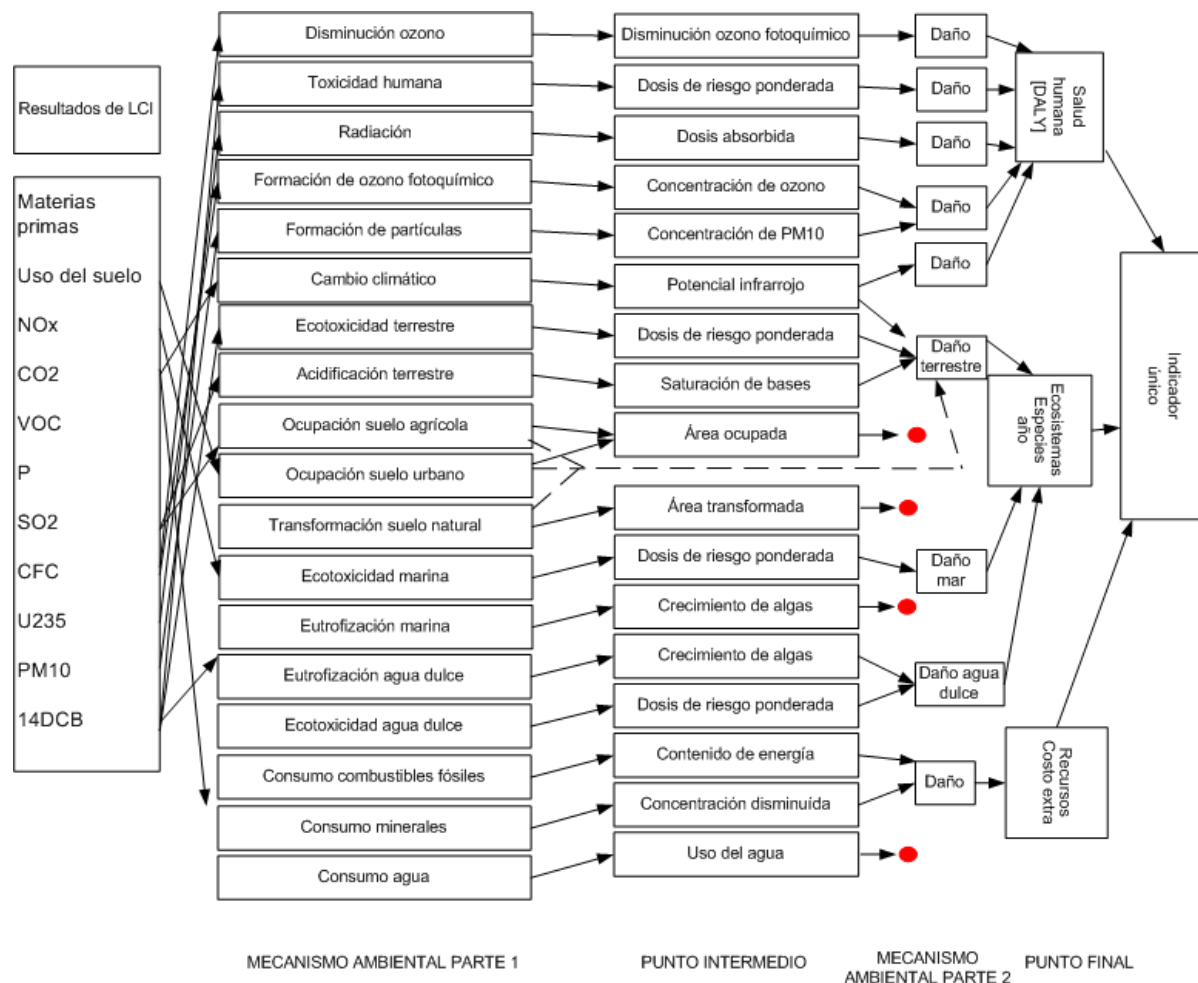


Figura 3-2: Relaciones entre los parámetros del Inventario de Ciclo de Vida (LCI) - izquierda -, indicador punto intermedio - medio- y indicador punto final - derecha - en ReCiPe 2008^[3].

minerales, el efecto de la extracción se basa en el promedio del grado de disminución de los minerales, mientras que para los recursos fósiles, el efecto no sólo se basa en los combustibles fósiles convencionales, sino que contempla el combustible fósil no convencional necesario a ser explotado al no poder abastecerse el incremento de la demanda con combustible fósil convencional^[3].

En el nivel de punto final, no es posible contabilizar algunas categorías de impacto, como el consumo de agua y la eutrofización del mar. La categoría del cambio climático se relaciona tanto a la salud humana como a la calidad del ecosistema, resultando en 17 categorías de impacto. Además no se pudieron convertir algunos impactos relativos a la disminución de la capa de ozono, formación de oxidantes fotoquímicos y radiación

ionizante sobre la diversidad del ecosistema. En la Tabla 3-1 se presentan las conexiones entre las categorías de punto intermedio y punto final. El signo + significa que se pudo establecer una conexión cuantitativa y el signo - significa que, aunque es importante, no pudo establecerse una conexión.

Tabla 3-1: Conexiones entre las categorías de punto intermedio y punto final^[3].

Categoría de impacto Punto intermedio	Categoría de impacto Punto final		
	Salud humana	Calidad ecosistema	Recursos
Cambio climático	+	+	
Disminución ozono	+	-	
Toxicidad humana	+		
Oxidantes fotoquímicos	+	-	
Material particulado	+		
Radiación ionizante	+		
Acidificación tierra		+	
Eutroficación agua dulce		+	
Eutroficación mar		-	
Ecotoxicidad tierra		+	
Ecotoxicidad agua		+	
Ecotoxicidad mar		+	
Uso del suelo agrícola		+	-
Uso del suelo urbano		+	-
Transformación suelo natural		+	-
Consumo agua			-
Disminución metales			+
Disminución comb. Fósiles			+

En ambos métodos, se identifican dos tipos de incertidumbre: (1) en los datos del inventario (2) en la perspectiva de los modelos utilizados. La primera se refiere a las dificultades en medir o predecir los efectos ambientales. Este tipo de incertidumbre es relativamente fácil de solucionar y puede presentarse con rangos o desvíos estándares. El segundo tipo incluye decisiones, como el horizonte de tiempo del modelo de daño, o cuestionamientos sobre incluir un efecto ambiental aunque no exista una prueba científica completa de que realmente el efecto existe.

Respecto a la incertidumbre en la perspectiva del modelo, ambos métodos se basan en el concepto de la teoría cultural^[17], identificando tres sistemas principales y en consecuencia, tres versiones diferentes del modelo de daño^[18]:

Versión individualista (IN): solo son incluidas las relaciones probadas de causa – efecto, utilizando una perspectiva de tiempo corta y en casos de que las pruebas sean suficientes los límites no son negociables.

Versión igualitaria (IG): utiliza el principio precautorio, incluye todo lo que posiblemente produzca daño, aunque sea dudoso. Esta versión no reconoce guías de organizaciones científicas o políticas aceptadas internacionalmente, utiliza una perspectiva de tiempo muy larga ya que no acepta la eliminación de futuros posibles problemas. Aunque es la versión más completa, es también la que posee mayor incertidumbre.

Versión jerárquica: incluye sólo hechos resguardados por cuerpos científicos o políticos de suficiente reconocimiento. La actitud jerárquica es la más común en la comunidad científica y en la mayoría de los tomadores de decisiones.

Los autores del Eco-indicator 99 recomiendan el uso de la versión jerárquica debido a que la mayoría de los modelos trabajan en consenso para la construcción de los procesos y con un balance entre perspectivas de tiempo largas y cortas. Por lo tanto, la mayoría de los modelos, implícita o explícitamente, se basan en la perspectiva jerárquica. Las dos perspectivas restantes pueden ser utilizadas en un análisis de sensibilidad para observar cuánto varían las conclusiones del ACV. En este capítulo, los casos de referencia del Eco-indicator 99 y ReCiPe se basan en la perspectiva jerárquica del modelo. Ambos métodos están disponibles en el software de ACV SimaPro^[19].

3.4 REVISIÓN DE ESTUDIOS DE ACV PARA ETANOL A PARTIR DE MAÍZ

En la última década se publicaron varios trabajos sobre ACV de bioetanol a partir de cultivos. Respecto al etanol a partir de maíz se analizaron diferentes aspectos: los límites del sistema, la selección de las unidades funcionales, softwares utilizados, e impactos ambientales considerados. Kim y Dale^[20] evaluaron la producción de etanol mediante molienda seca y húmeda, utilizaron 1 kg de biocombustible como unidad funcional y realizaron un análisis “desde la cuna a la puerta” en el contexto de EEUU. Los autores aplicaron la asignación en base a la masa de los productos y evaluaron las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y el valor neto de energía (NEV). Para el cálculo de los requerimientos energéticos y las emisiones de GEI correspondientes a los procesos de entrada, a excepción del fertilizante de N utilizaron el modelo GREET^[21]. La herramienta de computación utilizada para simular la dinámica del carbono orgánico del suelo (SOC) y el N relacionado fue el modelo DAYCENT^[22]. Kim and Dale^[23] consideraron 1 kg de etanol utilizado en vehículos con mezclas etanol/nafta E10 (10% etanol y 90% nafta) realizando un

análisis “de la cuna al tanque”. Los autores evaluaron el desempeño económico y ambiental de la producción de etanol a partir de maíz mediante molienda seca para estimar los efectos locales debido a los centros de cultivo y determinar los efectos de posibles escenarios con reducción de pérdidas de N del suelo durante el cultivo de maíz. Para ello, sumaron las categorías de eutrofización y formación de smog fotoquímico, correspondientes al método TRACI, a las emisiones de GEI y requerimientos energéticos.

Farrel y col.^[24] estudiaron los efectos potenciales del incremento del uso del biocombustible, evaluando seis análisis representativos del bioetanol. Según los autores, los estudios con resultados negativos del etanol se deben a la falta de asignación de los co-productos y el uso de datos viejos. La unidad funcional usada fue 1 MJ de etanol y se analizaron tres escenarios: la industria convencional de etanol a partir de maíz en EEUU, plantas de etanol que utilizan lignito como combustible, y etanol celulósico a partir de pasto forrajero. Wang y col.^[25] estudiaron nuevos diseños para plantas de etanol a partir de maíz. Con un análisis “desde la cuna a la tumba”, evaluaron y compararon la energía y emisiones de GEI asociadas a las alternativas para etanol a partir de maíz, con la producción y uso de la nafta desde 2007 al 2010 y la producción de etanol a partir de pasto forrajero en el futuro utilizando el modelo GREET. Los diseños de las plantas están relacionados con el combustible utilizado (gas natural, carbón, virutas de madera), incorporación de sistemas CHP y producción de burlanda húmeda en vez de burlanda seca.

Wakeley y col.^[26] analizaron la producción de etanol a gran escala y su distribución en EEUU. La unidad funcional elegida fue 1 L de etanol en vehículos con mezclas etanol/nafta E85 (85% de etanol y 15% nafta). Los autores estudiaron diferentes escenarios mediante un modelo de sistema de análisis de políticas (POLYSYS)^[27], el cual corresponde a un modelo de simulación nacional para el sector agrícola de EEUU que estima los impactos resultantes de cambios políticos, económicos, de recursos o ambientales. El modelo económico de entradas y salidas - ACV (EIO-LCA)^[28] fue utilizado para cuantificar el total de las emisiones del ciclo de vida para el transporte en camión y ferrocarril. Liska y col.^[29] analizaron seis tipos comunes de biorefinerías para etanol a partir de maíz, dos tecnologías mejoradas para la producción del cultivo (altos rendimientos, uso del suelo y cultivos progresivos), mejoras en la operación de la biorefinería y el uso del co-producto. Los autores consideraron las emisiones de GEI y la eficiencia energética para 1 MJ de etanol, teniendo en cuenta un análisis “de la cuna al tanque”, engorde a corral a cielo abierto y digestión anaeróbica utilizada en el caso del uso del co-producto. El software BESS (Biofuel Energy Systems Simulator)^[30] fue utilizado para calcular la dinámica de la energía de los co-productos y los beneficios en las emisiones de GEI. Algunos factores que determinan la magnitud de esos

beneficios son el porcentaje de la inclusión de la burlanda en las dietas del ganado, distancia desde la planta de etanol hasta el engorde a corral y el desempeño del ganado. En el trabajo de Hsu y col.^[31], se evaluaron tres tecnologías de conversión estimadas en el año 2022: molienda seca avanzada (grano de maíz), bioquímica (pasto forrajero, rastrojo de maíz, paja de trigo), y termoquímica (residuos forestales). La unidad funcional considerada fue 1 km de etanol en un vehículo de poca potencia con E85 y se realizó un análisis “de la cuna al tanque”. Los impactos evitados se tuvieron en cuenta mediante desplazamiento de productos (expansión del sistema). Para productos con entradas compartidas (como el grano y rastrojo de maíz), las cargas entre los productos se asignaron en base al enfoque “propósito del producto”. El software utilizado fue Simapro v7.1. Se evaluaron y compararon los NEV y las emisiones de GEI con la gasolina en el 2005. Para calcular las emisiones de GEI se utilizaron los potenciales de calentamiento global en 100 años para CO₂, CH₄ y N₂O^[32]. Además, los autores utilizaron la técnica de análisis multivariable del modelo de regresión por mínimos cuadrados parciales^[33] para identificar las variables de entrada más influyentes. Se realizó un análisis de incertidumbre con el método Monte Carlo.

Feng y col.^[34] realizaron la evaluación de las emisiones de GEI del etanol en función de diferentes fuentes de maíz: (a) producción de maíz adicional en suelos que de no ser utilizados para la producción de etanol estarían sin uso, (b) producción de maíz adicional en suelos que de no ser utilizados para la producción de etanol se utilizaría para otros cultivos, y (c) maíz existente que no es utilizado para la producción de etanol. Los autores aplicaron dos metodologías: ACV y un enfoque global del sistema. Los autores evaluaron el grado de reducción de las emisiones de GEI dependiendo de cómo el maíz es producido, cómo es convertido a etanol, y qué emisiones existirían sin producción de etanol. Kauffman y col.^[35] propusieron un ACV basado en una hectárea de maíz, donde el grano es utilizado para producción de etanol y el rastrojo es sujeto a una pirolisis rápida para producir carbón biológico y bio-aceite. Una parte del carbón biológico es utilizado para los requerimientos energéticos de la pirolisis y el remanente es aplicado en los suelos agrícolas donde el rastrojo del maíz fue cosechado. Se tuvieron en cuenta rendimientos de maíz estimados para el año 2022 en el análisis EPA, el cual considera cambios en el uso del suelo, transporte de combustible y materias primas, entradas del cultivo y emisiones de N₂O por fertilizantes, ganado, CH₄ y emisiones en el tubo de escape. Para el modelado de las emisiones locales utiliza el modelo FASOM mientras que para las emisiones globales se utilizan los modelos FAPRI combinados con datos del satélite Winrock. Los factores de emisión fueron obtenidos de los métodos GREET, DAYCENT, e IPCC para las emisiones relevantes correspondientes a

las categorías mencionadas. Las emisiones en el tubo de escape se basaron en los resultados del modelo MOVES. Xunmin y col.^[36] realizaron el ACV de seis biocombustibles en el contexto actual de China: etanol a partir de maíz, etanol a partir de mandioca, etanol a partir de sorgo dulce, biodiesel a partir de soja, biodiesel a partir del fruto de jatrofa y biodiesel a partir de aceite de cocina. Para ello, fue utilizado el módulo “de la cuna a la tumba” del modelo Tsinghua-CA3EM. Se realizó la comparación entre la nafta producida por petróleo convencional y diesel evaluándose emisiones de GEI y consumo de energía. En la búsqueda realizada no se encontraron artículos publicados respecto a ACV de etanol a base de maíz en Argentina. Sin embargo, existen algunos trabajos que contemplan algunos índices o aspectos ambientales, como Lavado y col.^[37], Fabrizzi y col.^[38], Apezteguía y col.^[39], Domínguez y col.^[40], Martinello y Giner^[41], Cisneros y col.^[42] y Timilsina y col.^[43]. Mele y col.^[44] y Acreche y Valeiro^[45] presentaron trabajos de ACV correspondientes a la producción de etanol a partir de caña de azúcar en el contexto argentino y Asal y col.^[46], Panichelli y col.^[47], Tomei y Upham^[48], Van Dam y col.^[49] y Emmenegger y col.^[50] realizaron ACVs para la producción de biodiesel en Argentina.

3.5 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA E INVENTARIO

3.5.1. Definición de alcances y objetivos

El objetivo de este capítulo es la evaluación del impacto ambiental de la producción del etanol a partir de maíz en la provincia de Santa Fe. El sistema de estudio incluye desde la producción de las materias primas hasta la producción del etanol anhidro, utilizando la tecnología convencional de molienda seca presentada en el Capítulo 2. Se considera el secado de la burlanda y su uso. En primera instancia, no se tiene en cuenta el uso del biocombustible, resultando en un análisis es “de la cuna a la puerta”. Luego, se considera el uso con distintas mezclas etanol/nafta para su comparación con la nafta. Se realiza un análisis de sensibilidad para evaluar la influencia de las distintas perspectivas del modelo, mencionadas en la Sección 3.3, y de los parámetros identificados como más relevantes a lo largo del capítulo.

3.5.2. Definición de los límites del sistema

Se dividió el sistema analizado en dos subsistemas: agrícola (S1) y refinería (S2). En el S1, se asume que se ha practicado siembra directa en los últimos 40 años. Por lo tanto, no se incluyen las emisiones de carbono directas e indirectas originadas por los cambios en el uso del suelo^[51]. Sin embargo, si bien el contenido de carbono es considerado estable, el mismo

se incluye en el análisis debido a que depende de la práctica agrícola analizada. Se debería considerar la demanda insatisfecha como resultado del cambio de destino del maíz utilizado para la producción de etanol. Sin embargo, a pesar de que las emisiones de GEI debido a éste cambio en el uso del suelo se estiman más importantes que las emisiones por causa de cambios directos en el uso del suelo, no existe una metodología estándar para evaluar éste aspecto^[52], por lo tanto, no es considerado en este estudio.

En S2, se consideran todas las etapas hasta la producción de etanol anhidro mencionadas en el Capítulo 2: molienda, licuefacción, sacarificación, destilación, deshidratación y tratamiento de la burlanda, incluyendo su uso. La unidad funcional elegida para el sistema fue 1 MJ de etanol anhidro a la salida de la refinera. En la Figura 3-3 se observan los límites del sistema. Respecto al transporte, la flecha dentro del S1 corresponde al transporte de semillas, pesticidas y fertilizantes, la flecha dirigida desde S1 a S2 se refiere al transporte del maíz, mientras que la flecha dentro del S2 contempla el transporte de compuestos químicos a la refinera. La línea de puntos representa el uso de suelo evitado por la sustitución de maíz, harina de soja y urea.

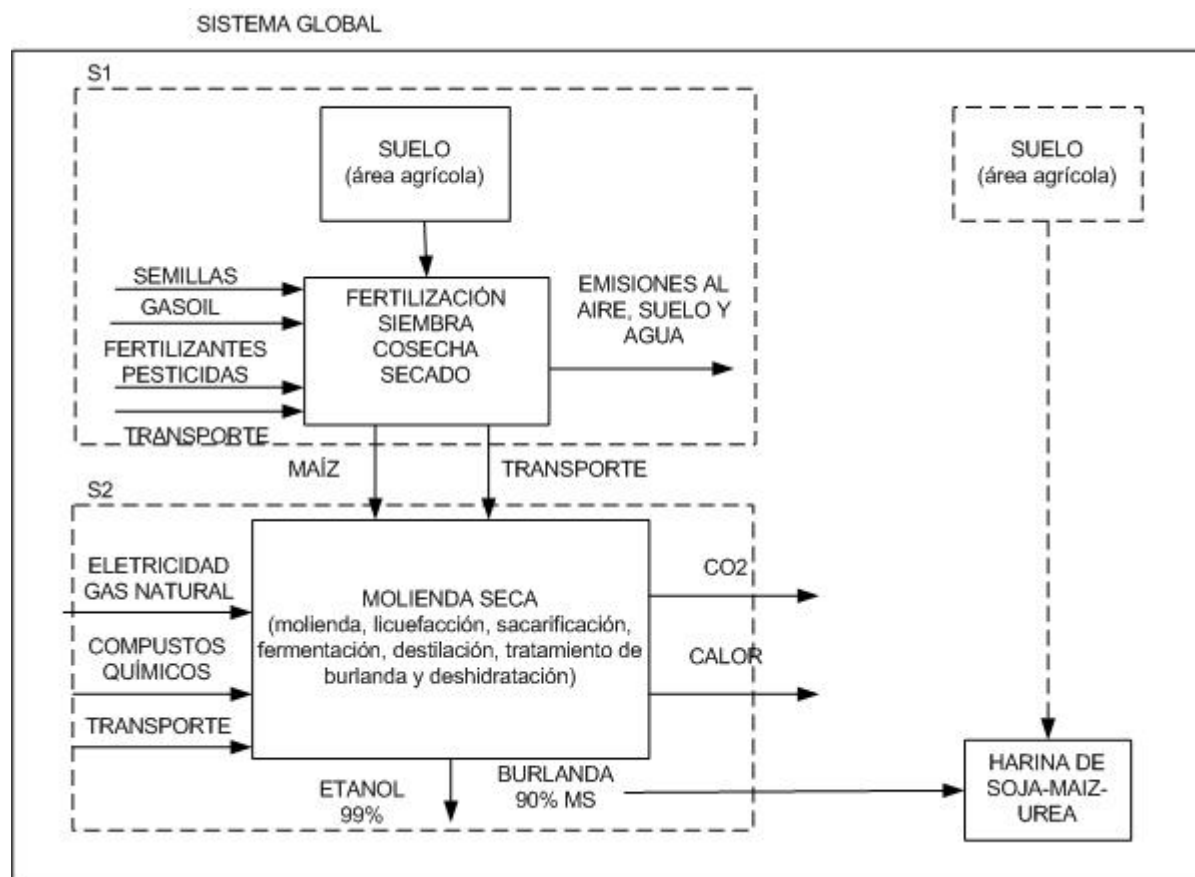


Figura 3-3: Límites del sistema de estudio

3.5.3. Análisis de inventario

Los datos referentes a la agricultura son específicos de Santa Fe y Argentina. Los datos de la tecnología convencional de molienda seca se basan en proyectos nacionales y en el caso de referencia de EEUU presentado en la base de datos Ecoinvent^{[53]-[55]}. Las distancias del transporte se basan en distancias promedio de la provincia de Santa Fe.

3.5.4. Subsistema agrícola (S1)

En la Tabla 3-4 se presentan los datos de inventario para el subsistema agrícola basados en 1 kg de maíz. La base de datos Ecoinvent realiza dos distinciones respecto al uso del suelo: (1) ocupación del suelo, para el uso del suelo actual (el suelo ocupado es privado de cambiar a un uso más natural) y (2) transformación del suelo, desde un uso del suelo previo hasta el actual. El promedio del rendimiento en la provincia entre los años 1996 y 2012 corresponde a 7,73 ton/ha. El ciclo del maíz tiene una duración de 7 meses^[53] y la rotación predominante es maíz-trigo/soja, es decir 3 cultivos en dos años^[56]. Al igual que el caso de referencia de EEUU presentado en la base de datos Ecoinvent, el análisis tiene en cuenta la producción de semillas, fertilizantes y pesticidas (sin considerar la producción y el residuo de los catalizadores), consumo de gasoil, transporte de las materias primas, las emisiones al aire debido a la combustión y las emisiones al suelo por causa de la abrasión producida por las cubiertas durante los procesos realizados con maquinarias agrícolas (cosechado, siembra, fertilización, aplicación de pesticidas y riego). Respecto al riego, se consideraron los datos recopilados por Abraham y Gramicci^[57]. En Argentina, el sistema de riego más utilizado es el riego por gravedad y en provincia elegida el consumo corresponde a 1200m³ de agua por hectárea y por año. El maíz es secado con aire caliente directo con temperatura entre 110 y 120 °C. Los calentadores de aire poseen una potencia nominal igual a 4 MW y se consideran las emisiones y el calor residual generado por la combustión pero no se tienen en cuenta los residuos y otras emisiones como ruido o polvo. El tiempo de secado depende del contenido de agua inicial del grano, el cual es función de la madurez y humedad del mismo y la humedad y temperatura ambiente. Al igual que en el caso de la base de datos de Ecoinvent, el secado de maíz se contabiliza en función de la masa de agua evaporada según la Ecuación 3-1, donde DS corresponde a después del proceso de secado y AS hace referencia a antes del proceso de secado. En el caso de estudio se considera un contenido de humedad igual a 39% y 14% antes y después del secado, respectivamente.

$$Agua_{evaporada} = \frac{\% \text{ agua}_{DS} - \% \text{ agua}_{AS}}{\% \text{ agua}_{AS} - 100} \quad \text{Ecuación 3-1}$$

En el caso del transporte, se incluye la producción de los camiones, el mantenimiento, la operación y la disposición final, así como también la construcción, el mantenimiento y la disposición de las rutas. Las cantidades de pesticidas, fertilizantes y semillas se basan en datos obtenidos del Centro Roundup Ready Plus^[58], DEKALB Maíz^[59] y el Departamento de Agricultura de Argentina^[60]. Para el cálculo de los fertilizantes aplicados, se considera el contenido de N o P según Ecoinvent^[61] de la siguiente forma:

$$\text{Fert. (como N o P)} = \text{Fert. aplicado} \cdot \text{sup. fert.} \cdot \%N \text{ o } P \quad \text{Ecuación 3-2}$$

Tabla 3-2: Contenido de N o P según el fertilizante utilizado.

Fertilizante	Contenido de N o P
Úrea, como N	46
Fosfato diamónico, as P2O5	46
Nitrato de amonio, como N	32
Fosfato monoamónico, como P2O5	52

El dióxido de carbono biogénico es capturado por la fotosíntesis durante el crecimiento de la planta y el contenido de energía del maíz es estimado según el caso de EEUU de Ecoinvent. El contenido de carbono en la materia orgánica correspondiente a la siembra directa es calculado según Montico^[62] y Kim and Dale^[20].

Los pesticidas aplicados son emisiones directas al suelo, las emisiones al suelo de metales pesados no fueron incluidas por falta de datos. Las emisiones de NO_x, N₂O y amonía (NH₃-N) al aire son estimadas según NREL^[63]. Las emisiones de fósforo y nitrato al agua subterránea y emisiones de fósforo al agua superficial son estimadas según Nemecek and Kägi^[61]. Se incluyeron las emisiones de CH₄ según la estimación de Cherubini and Ulgiati^[64]. En la Tabla 3-3, se encuentran los factores de emisión para el cálculo de las emisiones al aire y al agua. Las emisiones al aire se calculan en función de los fertilizantes nitrogenados aplicados, mientras que las emisiones al agua dependen de los fertilizantes fosforados con excepción del nitrato que depende de la aplicación de fertilizantes nitrogenados.

$$\text{Emisión} = \text{fert. aplicados} \cdot \text{Factor}_{\text{emision}} \quad \text{Ecuación 3-3}$$

Las semillas, los pesticidas y los fertilizantes son transportados aproximadamente 300 km en camiones de 25 ton desde el centro de almacenamiento hasta el área local y 30 km mediante tractores hasta el campo. El maíz es transportado 30 km por tractores hasta el centro de almacenamiento regional^[65].

Tabla 3-3: Factores de emisión para emisiones al aire y agua en función de los fertilizantes aplicados.

Factores de emisión (% de fertilizante)	
Emisiones al aire	
Amoníaco	6,5
Monóxido de dinitrógeno	3,1
Metano (g/kg N)	10
Óxidos de Nitrógeno	1,8
Emisiones al agua	
Fósforo (río)	1,67
Fosforo (agua subterránea)	0,13
Nitrato (agua subterránea)	32

Tabla 3-4: Análisis de inventario S1.

	Productos	Riego [ha]	4,63E-07
Maíz [kg]	1	Aplicación pesticidas [ha]	1,45E-04
	Recursos	Cosecha [ha]	1,29E-04
Carbono, materia orgánica en suelo[kg]	0,16	Secado de maíz [kg]	4,10E-01
Energía en biomasa [Mj]	15,91	Transporte, tractor [tkm]	3,07E-02
Ocupación, suelo cultivado,práctica conservativa [ha]	9,60E-05	Transporte, camión 25ton [tkm]	6,71E-03
Transformación, desde suelo cultivado [ha]	1,65E-04	Emisiones al aire	
Transformación, a suelo cultivado [ha]	1,65E-04	Amoníaco[kg]	5,36E-04
Dióxido de carbono, en aire[kg]	1,35	Monóxido de dinitrógeno [kg]	2,56E-04
	Materiales/combustibles	Óxidos de nitrógeno [kg]	1,48E-04
Semillas de maíz [kg]	4,94E-03	Metano [g]	8,25E-02
Úrea, como N[kg]	4,86E-03	Emisiones al agua	
Nitrato de amonio, como N [kg]	3,38E-03	Fosforados al río [kg]	1,42E-04
Fosfato diamónico [kg]	3,98E-03	Fosforados al agua subterránea [kg]	1,10E-05
Fosfato monoamónico [kg]	4,50E-03	Nitrato al agua subterránea [kg]	2,64E-03
Atrazina [kg]	1,72E-04	Emisiones al suelo	
Acetamida [kg]	1,41E-04	Acetamida [kg]	1,41E-04
Glifosato [kg]	3,42E-04	Atrazina [kg]	1,72E-04
Piridina[kg]	3,82E-05	Piridina [kg]	3,82E-05
Fertilización [ha]	6,93E-04	Glifosato [kg]	3,42E-04
Siembra [ha]	1,65E-04		

3.5.5. Subsistema Refinería (S2)

La tecnología elegida en éste primer análisis es la molienda seca convencional, la cual es más accesible que la húmeda para cooperativas debido a que demanda requerimientos más bajos de capital para su construcción y costos de operación^[66]. Los consumos de maíz, electricidad, agua y gas natural junto con el rendimiento etanol/maíz, corresponden al proyecto para producir 74.300 ton/año de etanol en Córdoba^[55], mientras que el resto de los procesos se basan en la tecnología internacional promedio presentada en la base de datos de Ecoinvent. Las distancias de transporte, como en el caso del subsistema S1, corresponden al contexto argentino. En la Tabla 3-5 se presentan los datos de inventario para el subsistema de la refinería S2. Las materias primas son transportadas aproximadamente 150 km en camiones de 25 ton, el 80% del maíz es transportado por camiones de 25 ton y el 20% se transporta en ferrocarril en un radio de 300km. Se utiliza la asignación económica para las etapas comunes de los productos y asignación por balance de carbono para las emisiones de CO₂, al igual que el caso de referencia de EEUU en Ecoinvent^[53]. Se tiene en cuenta la matriz energética argentina para la generación eléctrica en el 2011 (Figura 3-4) y su transmisión y distribución. Es necesario notar que en nuestro país la energía hidráulica posee una gran contribución en la producción de electricidad. El calor para el proceso se produce mediante gas natural en un horno industrial (N100 kW). El proceso “calor, gas natural” se refiere al calor necesario por las etapas del proceso de bioetanol (como sacarificación y fermentación) mientras que “gas natural, quemado en caldera industrial” se refiere al gas natural necesario para la unidad de secado. Este último es asignado totalmente a la burlanda, mientras que las emisiones de CO₂ en la etapa de fermentación son asignadas al etanol. Los procesos de producción de materias primas incluyen ácido sulfúrico, cal y amoníaco. Si bien se utilizan enzimas y levadura, sus procesos de producción no son tenidos en cuenta ya que no se encuentran en la base de datos Ecoinvent. La infraestructura de la molienda es incluida de igual forma que en el caso de EEUU. En relación a la etapa de deshidratación, como los procesos se encuentran en la misma planta, los filtros moleculares se incluyen en la infraestructura de la fermentación. Se asume que el 100% de la electricidad consumida en la etapa de deshidratación se convierte en calor residual y se libera al aire. El gas natural necesario para la operación de los filtros representa aproximadamente el 6% del gas natural usado en el proceso total, mientras que la electricidad representa el 3%. La construcción, el mantenimiento, la operación y la disposición de la estructura de los ferrocarriles son considerados de igual manera que para los camiones. En promedio, 1kg de burlanda seca puede reemplazar 0,8 kg de maíz, 0,3 kg de harina de soja y 0,02 kg de urea ^[67].

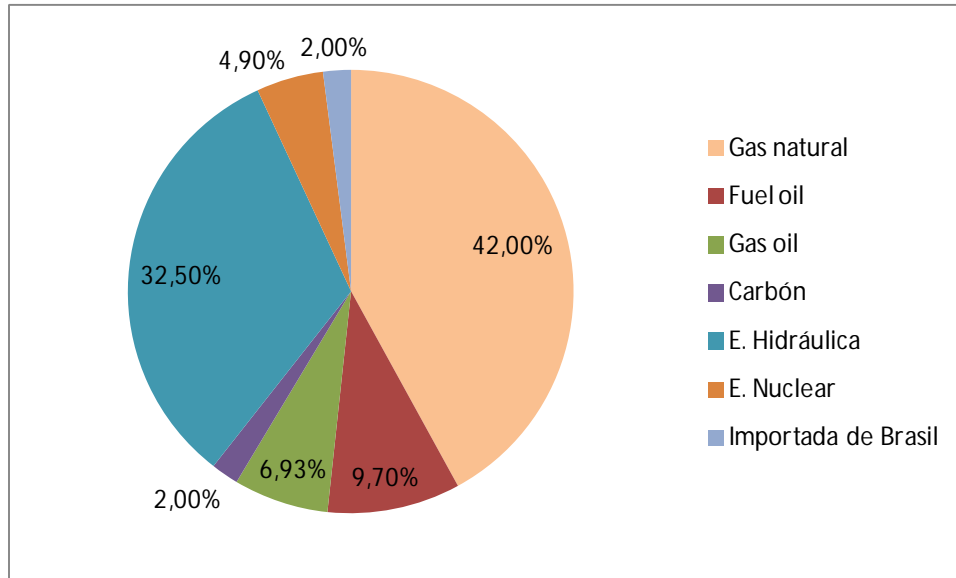


Figura 3-3: Matriz energética para la generación eléctrica en Argentina en el 2011^[68].

Tabla 3-5: Análisis de inventario S2.

Productos	
Etanol ahidro [Mj]	1
Burlanda seca 90% MS [kg]	0,036
Recursos	
Dióxido de carbono, en aire [kg]	0,052
Materiales/Combustibles	
Maiz [kg]	0,114
Agua [kg]	0,256
Ácido sulfúrico 0,061% [kg]	2,12E-01
Amoniaco [kg]	2,54E-01
Cal [kg]	7,55E-02
Transporte, ferrocarril [tkm]	0,004
Transporte, camión 25ton [tkm]	0,029
Electricidad de la red, voltaje medio [Kwh]	0,012
Calor, gas natural [Mj]	0,302
Ga natural, quemado en caldera industrial [Mj]	0,190
Nafta sin plomo [kg]	0,001
Infraestructura planta [p]	2,01E-08
Emisiones al aire	
Dióxido de carbono, biogénico [kg]	0,064
Calor residual [Mj]	0,316
Tratamiento de residuos	
Tratamiento de efluentes [m3]	1,81E-01

3.6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.5.6. Clasificación y caracterización

Los datos de inventario se clasificaron en las categorías de impacto mencionadas en la Sección 3.3 para cada método: Eco-indicator 99 y ReCiPe. La caracterización permite observar la contribución en porcentaje de cada proceso en el impacto ambiental total del sistema. Ambos subsistemas, S1 y S2, y el sistema global (descritos en la Figura 3-3) se caracterizaron de acuerdo a los dos métodos elegidos. Respecto al subsistema agrícola, si bien la base de Ecoinvent permite la inclusión de la materia orgánica del suelo y la práctica agrícola conservativa, ninguno de los dos métodos tienen en cuenta estos aspectos, obteniendo impacto 0. Por lo tanto, se ha considerado una práctica convencional diversificada, sobreestimando los efectos en el uso del suelo agrícola. Los resultados siguientes están basados en la perspectiva jerárquica (H) de ambos métodos. En la Figura 3-4 se presentan los tres sistemas estudiados según el método Eco-indicator 99.

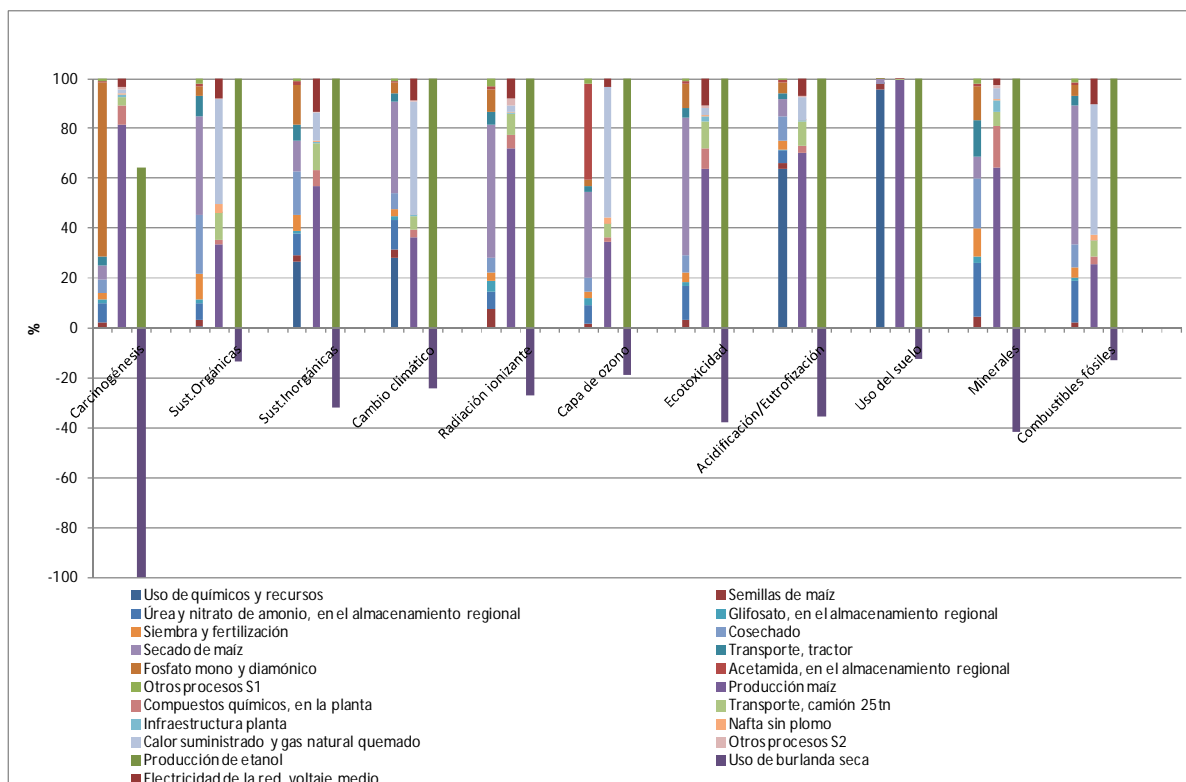


Figura 3-4: Caracterización según el método Eco-indicator 99. Subsistema agrícola S1 (columnas a la izquierda) , subsistema refinería S2 (columnas centrales) y sistema global (columnas a la derecha).

El uso de químicos (fertilizantes y pesticidas) y recursos, la cosecha, el secado del maíz y la producción de los fertilizantes fosforados y acetamida son los procesos relevantes en S1 según el Eco-indicator 99. El uso de los químicos y recursos posee impactos relevantes en el uso del suelo (96%), la acidificación/ eutrofización (64%), cambio climático (28%) y efectos respiratorios por sustancias inorgánicas (27%). El impacto en la categoría de uso del suelo se debe a la práctica asumida, las emisiones de CH₄ y CO₂ causan el efecto en el cambio climático, mientras que las contribuciones en el resto de las categorías son causadas por las emisiones de nitrógeno y amoníaco. El secado del maíz tiene importantes impactos en diferentes categorías debido a su alta demanda de energía, en primer lugar en las categorías de combustibles fósiles, ecotoxicidad y radiación ionizante (aproximadamente el 55% de los impactos totales) y en segundo lugar en la capa de ozono, efectos respiratorios por sustancias orgánicas y cambio climático (aproximadamente el 37%). La cosecha tiene una contribución igual al 20% en los efectos respiratorios por sustancias orgánicas debido a emisiones de benzo(alfa)pireno y PAHs (hidrocarburos aromáticos policíclicos) y en la categoría de minerales debido al acero necesario para la construcción de la cosechadora. Finalmente, la producción del fosfato mono y diamónico tiene un alto impacto en la categoría de efectos carcinogénicos (70%) debido a la producción de ácido fosfórico, mientras que la producción de acetamida, única producción de pesticidas con un impacto significativo, tiene una contribución igual al 40% en la categoría de capa de ozono debido a la producción de tri-clorometano. Los procesos de piridina, atrazina, riego y transporte en camiones contabilizan contribuciones menores al 2% en todas las categorías de impacto. Por lo tanto, fueron agrupados como "otros procesos S1".

Respecto a la caracterización del subsistema refinería (S2), se tuvieron en cuenta todos los impactos ambientales correspondientes a la producción de etanol sin asignación entre productos. La producción de maíz es el proceso más relevante de todos los procesos involucrados, con un impacto mayor del 50% en 7 de 11 categorías: uso del suelo (99%), carcinogénesis (81%), acidificación/eutrofización y radiación ionizante (70% en ambas categorías), sustancias inorgánicas, minerales y ecotoxicidad (entre 60y 65% en las tres categorías). El calor suministrado y el gas natural quemado para el secado de la burlanda son los otros dos procesos con mayores contribuciones, particularmente en el resto de las categorías, debido a su alta demanda de energía y a las emisiones al aire durante la combustión. En conjunto representan el 42% en la categoría relacionada con sustancias orgánicas y cambio climático y el 50% en capa de ozono y combustibles fósiles. Las contribuciones contabilizadas para consumo de agua, transporte en ferrocarril y

tratamiento de efluentes son menores que el 2% en todas las categorías de impacto, por lo tanto fueron agrupadas como “otros procesos S2”.

Finalmente, en la caracterización del sistema global, donde se considera asignación de cargas y el uso de la burlanda, el uso de la burlanda solo presenta efectos positivos en el ambiente debido a que se tiene en cuenta como sustitución de alimento para ganado, no afectando negativamente ninguna de las categorías de impacto. Según el Eco-indicator 99, el impacto más relevante del uso de la burlanda corresponde a la categoría carcinogénesis (-100%), donde se remedia incluso el impacto, debido a que en los productos sustituidos se utiliza mayores concentraciones de fosforados. Otros impactos positivos relevantes se identifican en las categorías relativas a sustancias inorgánicas, ecotoxicidad, acidificación/eutrofización y minerales (entre 32 y 42%) por causa de uso de químicos y cosecha evitados.

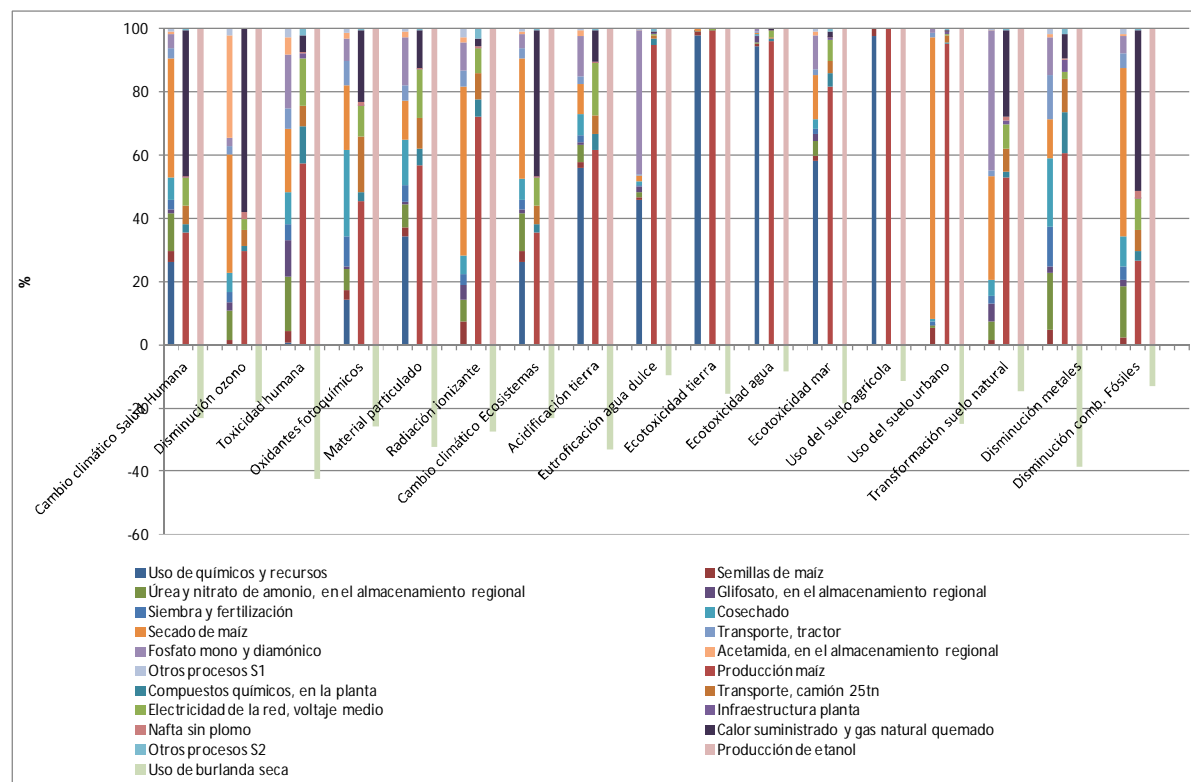


Figura 3-5: Caracterización según el método ReCiPe. Subsistema agrícola S1 (columnas a la izquierda) , subsistema refinera S2 (columnas centrales) y sistema global (columnas a la derecha).

En la Figura 3-5 se observan los resultados de la caracterización según el método ReCiPe. Si bien las categorías de impacto son diferentes, los procesos más relevantes continúan siendo los mismos que para el caso del Eco-indicator 99. El uso de químicos y recursos posee los

impactos más significativos en las categorías de uso del suelo agrícola (98%), ecotoxicidad terrestre, agua dulce y marina (98, 95 y 58%, respectivamente); acidificación terrestre (56%); eutrofización del agua dulce (46%); formación de material particulado (34%) y cambio climático (26%). El secado de maíz tiene una contribución igual al 88% en la ocupación de suelo urbano y 38% en transformación de suelo natural (no contemplados en el Eco-indicator 99) y similares contribuciones que el Eco-indicator 99 en las categorías de radiación ionizante, combustibles fósiles, cambio climático y disminución de ozono. El proceso de cosecha posee un impacto que alcanza el 27% en la formación de oxidantes fotoquímicos (de forma análoga a los efectos respiratorios por sustancias orgánicas en Eco-indicator 99) con una influencia en la categoría de minerales igual que la obtenida según el Eco-indicator 99. La producción de fosfato mono y diamónico tiene impactos relevantes en la eutrofización de agua dulce (45%) y transformación de suelo natural (44%), debido a la necesidad de suelo para la producción de ácido fosfórico, mientras que la acetamida tiene un impacto en la disminución de ozono menor que para el caso de Eco-indicator 99 (32%). En el S2, al igual que para el S1, los procesos más relevantes resultaron iguales que para el Eco-indicator 99. La producción de maíz posee contribuciones mayores al 50% en 12 de 17 categorías: uso del suelo, agrícola y urbano, ecotoxicidad, terrestre y de agua dulce y eutrofización del agua dulce (entre 95 y 99% en todas las categorías); ecotoxicidad marina (80%); radiación ionizante (70%); toxicidad humana formación de material particulado, acidificación terrestre y disminución de metales (60% en todas); y transformación de suelo natural (53%). Las contribuciones del calor suministrado y gas natural quemado para el secado de la burlanda son iguales que en el caso del Eco-indicator 99 para las categorías cambio climático, disminución de ozono y combustibles fósiles. Para ambos subsistemas, se realiza igual agrupación en "otros procesos S1" y "otros procesos S2" que en el Eco-indicator 99. Finalmente, en el sistema global, ninguna categoría es afectada de forma tal que se remedie el daño, las mayores influencias son en toxicidad humana, material particulado, acidificación de la tierra y disminución de metales (entre 32 y 42%) debido principalmente al uso de químicos evitado.

3.5.7. Evaluación de daño

Este paso también permite observar el porcentaje de las contribuciones de cada proceso en la carga total ambiental, pero en términos de daño en vez de categorías de impacto. Como ambos métodos tienen iguales categorías de daño (salud humana, calidad del ecosistema y recursos), sus resultados para los subsistemas S1, S2 y el sistema global son comparables en la Figura 3-6. Para mayor claridad del gráfico, la infraestructura de la

planta está incluida en "otros procesos S2". En los tres sistemas analizados se identificaron iguales procesos predominantes que en la caracterización de las categorías de impacto, con excepción de la producción de acetamida en S1, la cual perdió importancia. No se encontraron diferencias significativas entre los métodos en la categoría de daño de recursos (menos del 2% en los procesos más relevantes) debido a que se consideran las mismas categorías de impacto (combustibles fósiles y metales). Para ambos métodos, en el S1 los procesos más relevantes son el secado de maíz (54%) y la cosecha (10%), en el S2, el proceso más relevante es el calor suministrado y gas natural quemado (54%) y la producción de maíz (26%). En el sistema global, en ambos métodos, el uso de la burlanda tiene una influencia positiva igual al 13% del impacto correspondiente a la producción de etanol.

Sin embargo, en la categoría de salud humana existen diferencias significativas entre los métodos en los tres sistemas. En el S1, difieren las contribuciones de los fertilizantes fosforados (27% vs. 8%), secado de maíz (15% vs. 30%) y uso de químicos y recursos (20% vs. 27%). En relación al primer proceso, el impacto mayor computado en Eco-indicator 99 se debe a que los fertilizantes fosforados poseen un alto impacto en la carcinogénesis (incluida en la categoría de daño salud humana) mientras que según el método ReCiPe, su impacto es significativo en categorías de impacto relacionadas con el daño en la calidad del ecosistema. Respecto al secado de maíz, aunque ambos métodos tienen un impacto similar en la categoría de radiación ionizante, en el caso de ReCiPe se suman impactos menores en toxicidad humana y formación de oxidantes fotoquímicos, también relacionadas con la categoría de daño salud humana. Finalmente, el uso de químicos y recursos posee contribuciones significativas en dos categorías de impacto relacionadas con el daño a la salud humana en ambos métodos, pero el impacto en la formación de material particulado en ReCiPe es mayor que el impacto relacionado con sustancias inorgánicas en Eco-indicator 99. En S2, la producción de maíz según Eco-indicator 99 posee una contribución del 56% y según ReCiPe es igual al 40%, mientras que el calor suministrado y el gas natural quemado influyen en un 19% y 38%, respectivamente. Esto se debe a que si bien los impactos en las categorías de radiación ionizante y sustancias inorgánicas en Eco-indicator 99 debidos a la producción de maíz son similares a los impactos en radiación ionizante y formación de material particulado en ReCiPe (todas categorías correspondientes a la salud humana), este proceso tiene un impacto relevante en la carcinogénesis, correspondiente al Eco-indicator 99, causando mayor impacto total. Por lo tanto, el calor suministrado y gas natural quemado, segundo proceso en importancia, adquiere mayor relevancia según ReCiPe. Finalmente, en el sistema global, la única

diferencia importante en los impactos positivos del uso de la burlanda corresponde a la salud humana (50% vs 26%). Esto se debe principalmente al gran impacto positivo en carcinogénesis según Eco-indicator 99 no cuantificado por ReCiPe.

Respecto a la categoría de daño calidad de ecosistema, solo se observan diferencias significativas en los procesos relevantes en S2. La diferencia en las contribuciones de la producción de maíz, 99% vs 84%, para Eco-indicator 99 y ReCiPe, respectivamente, son menores que para el caso del calor suministrado y gas natural quemado (0,3% vs 12%). Esto se debe a que al contrario de la categoría salud humana, ReCiPe presenta impactos relevantes del calor suministrado y gas natural quemado en dos categorías relacionadas con la calidad del ecosistema (cambio climático ecosistema y transformación del suelo natural) mientras que según el Eco-indicator 99 éste proceso no tiene impactos importantes en categorías de impacto relacionadas con la calidad del ecosistema.

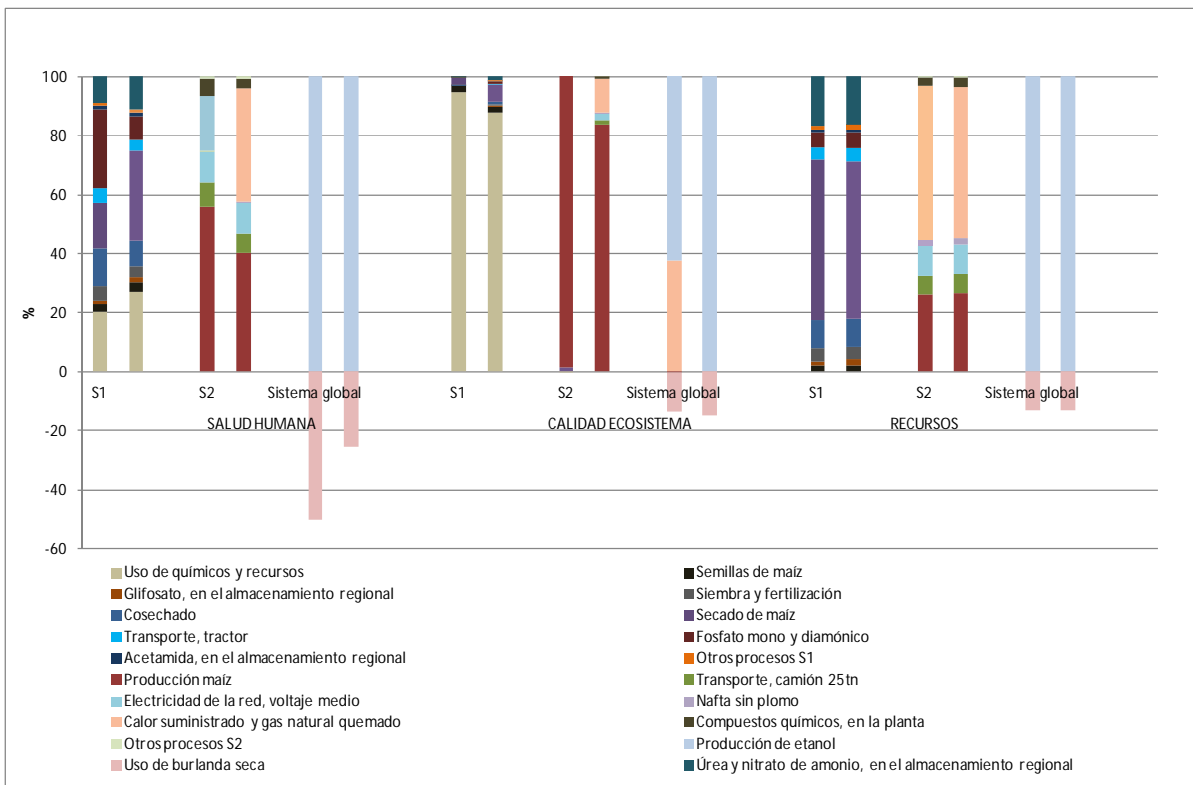


Figura 3-6: Evaluación de daño de S1, S2 y el sistema global según Eco-indicator 99 (izquierda) y ReCiPe (derecha).

3.5.8. Normalización

Hasta esta sección, las comparaciones eran relativas entre procesos dentro de cada categoría. En el paso de normalización, se evalúa la proporción o magnitud relativa de cada categoría del sistema de estudio según un valor “normal” dado por cada método^[69]. El método ReCiPe posee ambas normalizaciones, europea y mundial, mientras que el Eco-indicator 99 solo posee normalización europea. En las Figura 3-7 y Figura 3-8 se presentan los resultados de la normalización para la evaluación de daño de los subsistemas S1 y S2 y del sistema global, respectivamente, aplicando normalización mundial del método ReCiPe y europea del Eco-indicator 99.

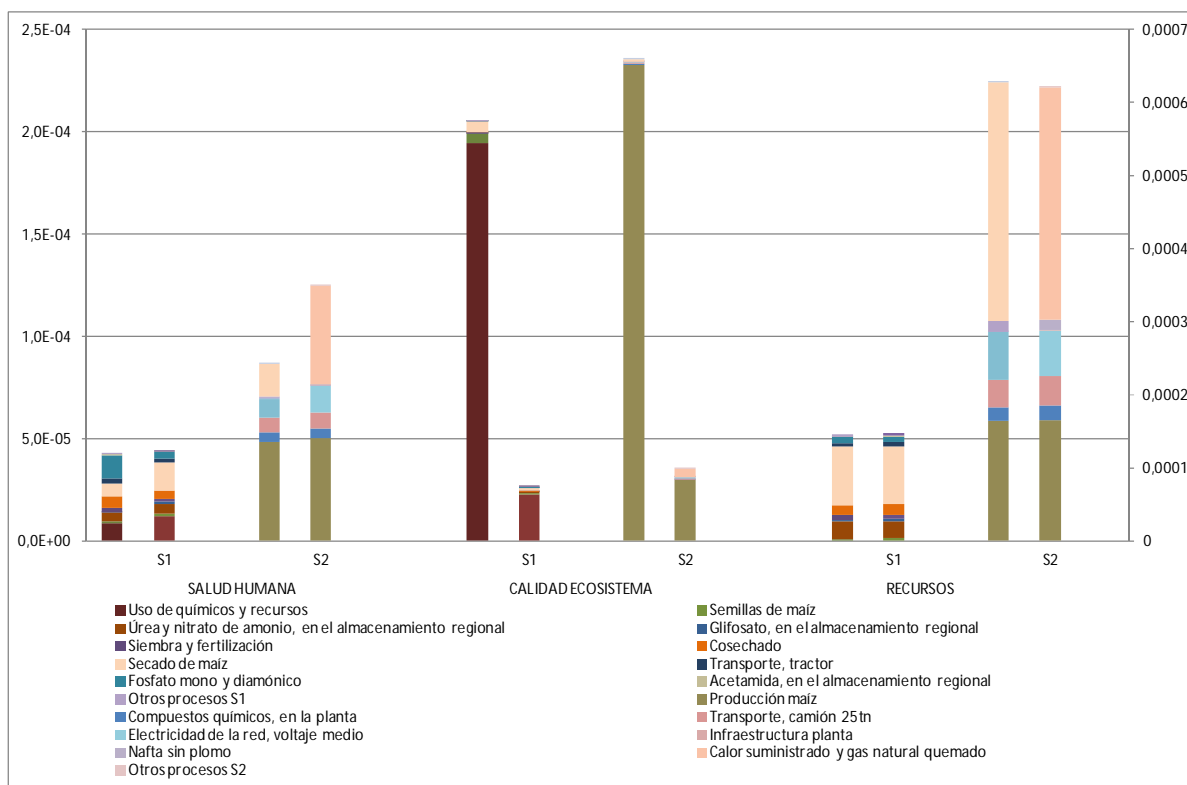


Figura 3-7: Normalización de S1 (eje izquierdo) y S2 (eje derecho) según Eco-indicator 99 (izquierda) y ReCiPe (derecha).

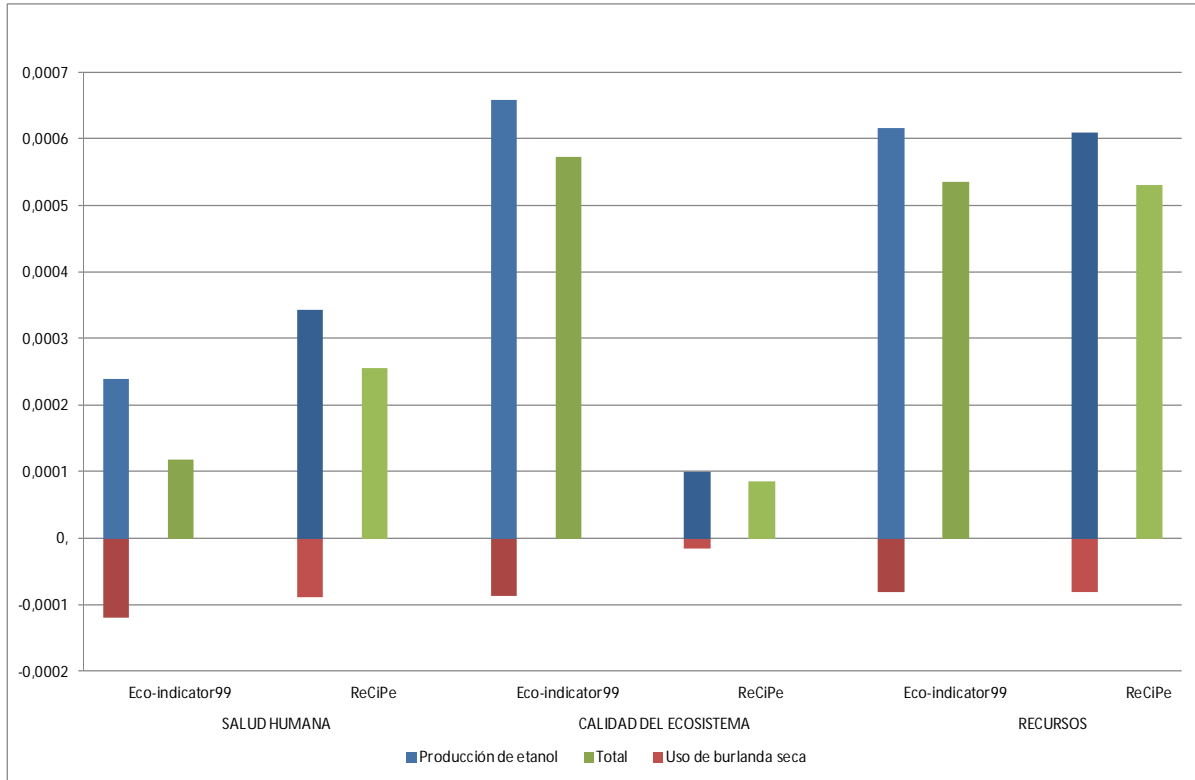


Figura 3-8: Normalización del sistema global según Eco-indicator 99 y ReCiPe.

Según el Eco-indicator 99, las categorías más afectadas en ambos subsistemas son la calidad del ecosistema, en primer lugar, y los combustibles fósiles, en segundo lugar. En cambio, según ReCiPe, las categorías más afectadas son los combustibles fósiles, en primer lugar, y la salud humana, en segundo lugar para S1 y S2. Luego, en el sistema global, la categoría más relevante en el uso de la burlanda seca, según ambos métodos, es la salud humana. La importancia de la categoría recursos es similar para ambos métodos, siendo similar a la de la calidad del ecosistema para el caso del Eco-indicator 99. En cambio en el caso de ReCiPe, la importancia del uso de la burlanda seca en esta categoría es muy pequeña.

En cuanto a las comparaciones relativas entre categorías, según el método Eco-indicator 99, en el S1, la categoría recursos y salud humana poseen una relevancia 75 y 79% menor, respectivamente, del valor de la categoría calidad del ecosistema. En cambio, en el S2, la diferencia entre la calidad del ecosistema y recursos disminuye (4%) mientras que para la categoría salud humana continua siendo importante (63% menor). Finalmente, para el sistema global, sumando los impactos positivos, la diferencia entre las categorías es igual que en el S2 (4%) para los recursos e igual que en el S1 para la salud humana (79%).

En el caso del método ReCiPe, los resultados son muy diferentes. En el S1, la salud humana y calidad del ecosistema tienen una importancia 15% y 50% menor, respectivamente, que la categoría de recursos. En el S2, las diferencias son mayores, con importancias 44% y 84% menores que la categoría recursos para salud humana y calidad de ecosistema, respectivamente. Estas diferencias se mantienen para el caso del total en el sistema global. En la categoría salud humana, los valores “normales” de ambos métodos son directamente comparables, ya que poseen la misma unidad (DALY), 0,009 vs 0,013, para Eco-indicator y ReCiPe, respectivamente. En el S1 no hay diferencias significativas, pero en el S2 el impacto según ReCiPe tiene una importancia 44% mayor que la correspondiente al eco-indicator 99, a pesar de estar dividido por un valor normal de un orden de magnitud mayor. En el sistema global, el uso de la burlanda seca tiene una importancia 26% menor en relación al Eco-indicator 99, resultando en un impacto 115% mayor según ReCiPe en el total.

En el caso de las otras dos categorías, no se pueden comparar los valores “normales” debido a que poseen unidades diferentes. No en tanto, la relevancia de la categoría difiere en menos de un 2% para el caso de la categoría recursos. En cambio, para el caso de la calidad de ecosistema, las diferencias en relevancia entre los métodos son del 40% en el caso del S1 y del 85% en el caso del S2 y el sistema global.

3.7 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

A continuación, se consideraron las perspectivas igualitaria (EG) e individualista (IN) para compararlas con la perspectiva jerárquica (HI). Precisamente, se analiza el paso de evaluación de daño de los tres subsistemas según las tres perspectivas para ambos métodos.

3.5.9. Subsistema agrícola S1 (Tabla 3-6)

- Eco-indicator 99. Según la perspectiva IN, existen diferencias significativas entre los procesos relevantes en la categoría recursos. Los procesos de cosecha, transporte en tractor y producción de fertilizantes fosforados tienen contribuciones 107, 261 y 178% mayores que en la perspectiva jerárquica, convirtiéndose en procesos más relevantes que el secado de maíz, al que se le asigna una contribución 84% menor. Respecto a la perspectiva EG, no existen diferencias significativas en los procesos relevantes en ninguna categoría. En relación a los valores absolutos del impacto total, la perspectiva IN posee un impacto 48 y 98% menor en las categorías salud humana y recursos respectivamente. En cambio, la perspectiva EG sólo posee un impacto 38% menor en la categoría de recursos.

- ReCiPe. Ambas perspectivas tienen diferencias importantes en la categoría salud humana. En la perspectiva IN, el uso de químicos y recursos tiene una contribución 171% mayor y el secado de maíz pierde relevancia (-66%). En cambio, la perspectiva EG contabiliza menor influencia del uso de químicos y recursos (-71%) dejando de ser relevante, y una importancia 237% mayor para la producción de fertilizantes fosforados convirtiéndose en uno de los procesos más relevantes. En cuanto a los valores absolutos, a diferencia del Eco-indicator 99, la perspectiva IN posee un impacto mayor en la salud humana (160%), mientras que en la categoría recursos el impacto disminuye en menor grado (55%). La perspectiva EG posee un impacto mayor (310%) en la salud humana.

3.5.10. Subsistema refinera S2 (Tabla 3-7)

- Eco-indicator 99. La perspectiva IN presenta diferencias significativas sólo en la categoría recursos, donde el calor suministrado y gas natural quemado al igual que la electricidad pierden relevancia, 92 y 74% respectivamente, y la contribución de la producción de compuestos químicos aumenta en un 476% resultando un proceso relevante. La perspectiva EG posee cambios significativos en la salud humana, donde la producción de maíz junto con el calor suministrado y gas natural quemado tienen una relevancia 50% menor y la electricidad se convierte en el proceso más relevante con una contribución igual al 55%. En términos absolutos, la perspectiva IN contabiliza valores menores en la salud humana y recursos, 45 y 99% respectivamente. En cambio, la perspectiva EG posee un impacto del 100% mayor en salud humana y 40% menor en recursos.

- ReCiPe. La perspectiva IN presenta sólo cambios significativos en la salud humana, donde la producción de maíz adquiere una relevancia 59% mayor y la contribución de la electricidad es 43% menor. La perspectiva EG también tiene cambios significativos en la salud humana, donde la electricidad gana importancia en un 82% y en calidad del ecosistema, en la cual el calor junto con el gas natural quemado aumenta su contribución en un 62%. En términos absolutos, a diferencia del Eco-indicator 99, el impacto total en la perspectiva IN es 64% mayor en salud humana y en recursos, nuevamente, la diferencia es menor (-55%), mientras que para la perspectiva EG la diferencia en salud humana es mayor (282%) y posee un impacto en calidad del ecosistema 34% mayor que el caso de referencia.

3.5.11. Sistema global (Tabla 3-8)

- Eco-indicator 99. La perspectiva IN posee diferencias significativas en la salud humana y recursos en el uso de la burlanda, en la primera categoría su contribución es 41% menor, y en la segunda su contribución es 218% mayor. La perspectiva EG sólo posee diferencias significativas en la salud humana para el uso de la burlanda (contribución 48% menor).

Finalmente, en valores absolutos, la perspectiva IN posee un impacto 99% menor en recursos, mientras que la perspectiva EG posee un impacto 193% mayor en salud humana y 40% menor en recursos.

- ReCiPe. La perspectiva IN tiene diferencias significativas sólo en la salud humana, donde el uso de la burlanda tiene una contribución 41% menor, mientras que la perspectiva EG no tiene diferencias significativas en la relevancia de los procesos. En términos de valores absolutos, la perspectiva IN posee un impacto 88% mayor en salud humana y 55% menor en recursos (diferencia menor que en el Eco-indicator 99). En cambio, la perspectiva EG posee un impacto 33% mayor en calidad ecosistema y un impacto 290% mayor en salud humana (diferencia mayor que Eco-indicator 99).

3.8 ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE

En esta sección se tuvieron en cuenta las diferencias con el caso de referencia de EEUU presentado en la base de datos Ecoinvent y distintos valores de parámetros identificados como significativos a lo largo de este capítulo. Para ello se utilizó solamente el método de evaluación de impacto ReCiPe, ya que es más actual y considera una mayor cantidad de aspectos que el Eco-indicator 99. En primer lugar se compararon los parámetros relacionados al rendimiento y la siembra. El caso de referencia de EEUU considera la superficie sembrada igual a la superficie cosechada y mayores rendimiento de grano y densidad de semilla. En la Figura 3-9 se presentan las diferencias en relación a estos factores:

E0: Superficie sembrada/cosechada igual a 1,27. Rendimiento del grano igual a 7,726 ton/ha y densidad de la semilla igual a 30 kg/ha.

E1: Superficie sembrada/cosechada igual a 1. Rendimiento del grano igual a 7,726 ton/ha y densidad de la semilla igual a 30 kg/ha.

E2: Superficie sembrada/cosechada igual a 1,27. Rendimiento del grano igual a 9,315 ton/ha y densidad de la semilla igual a 30 kg/ha.

E3: Superficie sembrada/cosechada igual a 1,27. Rendimiento del grano igual a 7,726 ton/ha y densidad de la semilla igual a 200 kg/ha.

Tabla 3-6: Comparación entre perspectivas según Eco-indicador 99 y ReCiPe para S1.

	Uso de quim. y rec.	Semi llas	Fertilizantes N	Glifosato	Siembra y fert.	Cosecha	Secado	Transp., tractor	Fertilizantes F	Acetamida	Otros	IMPACTO TOTAL
Eco-indicador 99												
Salud humana												
HI	20,38	2,58	8,99	1,13	4,84	12,91	15,13	5,09	26,86	1,21	0,88	3,77E-07
IN	22,89	2,44	9,15	0,99	3,55	9,12	17,24	4,27	28,54	1,12	0,69	1,97E-07
% diferencia IN vs HI	12,33%	-5,54%	1,77%	-12,44%	-26,65%	-29,38%	13,90%	-16,04%	6,25%	-7,50%	-20,73%	-47,78%
EG	20,34	2,67	8,99	1,13	4,84	12,92	15,12	5,09	26,81	1,21	0,88	3,77E-07
% diferencia EG vs HI	-0,16%	3,42%	-0,05%	0,26%	0,06%	0,07%	-0,09%	0,07%	-0,20%	-0,08%	0,024%	0,24%
Calidad ecosistema												
HI	94,67	2,13	0,18	0,02	0,10	0,20	2,40	0,11	0,16	0,02	0,02	1,18
IN	95,23	2,13	0,10	0,01	0,07	0,16	2,09	0,08	0,11	0,01	0,01	1,17
% diferencia IN vs HI	0,59%	-0,24%	-46,43%	-47,737%	-25,15%	-22,35%	-12,75%	-23,68%	-30,04%	-28,13%	-41,03%	-0,59%
EG	94,67	2,13	0,18	0,02	0,10	0,20	2,40	0,11	0,16	0,02	0,02	1,18
% diferencia EG vs HI	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Recursos												
HI	0,00	2,23	16,71	1,38	4,27	9,64	54,56	4,08	4,86	0,85	1,43	0,39
IN	0,00	4,57	21,74	2,40	11,32	19,98	8,93	14,71	13,52	1,17	1,67	0,01
% diferencia IN vs HI	0,00%	105,1%	30,13%	74,03%	165,2%	107,32%	-83,7%	260,8%	178,14%	37,23%	16,55%	-98,06%
EG	0,00	2,35	16,75	1,81	4,51	9,86	52,04	4,60	5,55	0,96	1,57	0,24
% diferencia EG vs HI	0,00%	5,58%	0,21%	31,34%	5,76%	2,31%	-4,61%	12,84%	14,18%	12,58%	9,46%	-37,84%
ReCiPe 2008												
Salud humana												
HI	27,14	3,07	11,16	1,66	3,67	8,83	30,52	3,85	7,87	1,19	1,06	6,00E-07
IN	73,61	1,19	3,72	2,09	1,25	3,03	10,29	1,28	2,72	0,42	0,39	1,56E-06
% diferencia IN vs HI	171,28%	-61,3%	-66,64%	26,44%	-66,05%	-65,69%	-66,3%	-66,76%	-65,39%	-64,46%	-63,15%	159,98%

Capítulo 3

EG	7,84	3,10	12,41	2,73	3,83	8,72	27,53	4,58	26,55	1,17	1,57	2,46E-06
% diferencia EG vs HI	-71,12%	1,05%	11,22%	64,96%	4,27%	-1,25%	-9,79%	19,15%	237,35%	-1,34%	48,94%	310,02%
Calidad ecosistema												
HI	87,68	2,14	1,34	0,19	0,39	0,80	5,90	0,46	0,91	0,07	0,12	2,27E-08
IN	86,33	2,13	1,61	0,22	0,44	0,93	6,61	0,49	0,99	0,09	0,16	1,98E-08
% diferencia IN vs HI	-1,54%	-0,24%	20,17%	16,74%	11,53%	15,79%	11,96%	7,50%	9,14%	24,89%	33,80%	-12,64%
EG	77,746	2,19	2,68	0,46	0,84	1,73	10,68	0,96	2,30	0,16	0,21	2,57E-08
% diferencia EG vs HI	-11,33%	2,54%	99,91%	145,62%	110,9%	116,19%	80,84%	110,5%	151,97%	120,0%	76,68%	13,57%
Recursos												
HI	0,00	2,30	16,43	1,89	4,33	9,56	53,18	4,35	5,41	0,97	1,59	1,16
IN	0,00	2,30	16,39	1,89	4,34	9,58	53,18	4,36	5,41	0,97	1,59	0,53
% diferencia IN vs HI	0,00%	0,07%	-0,21%	-0,12%	0,21%	0,16%	0,00%	0,22%	0,00%	-0,10%	-0,07%	-54,64%
EG	0,00	2,30	16,43	1,89	4,33	9,56	53,18	4,35	5,41	0,97	1,25	1,16
% diferencia EG vs HI	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	-21,64%	0,00%

Tabla 3-7: Comparación entre perspectiva según Eco-indicator 99 y ReCiPe para S2.

	Maiz	Compuestos químicos	Transporte, camión 25ton	Electricidad	Infraestructura planta	Nafta sin plomo	Calor y gas natural	Otros	IMPACTO TOTAL
Eco-indicator 99									
Salud humana									
HI	55,85	5,41	8,40	10,33	0,37	0,43	18,61	0,60	2,14E-06
IN	52,87	5,05	5,24	11,48	0,22	0,39	24,29	0,45	1,18E-06
% diferencia IN vs HI	-5,34%	-6,68%	-37,60%	11,07%	-39,14%	-8,87%	30,57%	-24,63%	-44,84%
EG	27,75	2,69	4,18	55,44	0,18	0,21	9,26	0,30	4,31E-06
% diferencia EG vs HI	-50,32%	-50,37%	-50,24%	436,47%	-50,36%	-50,33%	-50,25%	-50,31%	101,77%
Calidad ecosistema									
HI	98,82	0,17	0,35	0,28	0,04	0,01	0,30	0,02	3,77
IN	99,16	0,09	0,26	0,18	0,02	0,01	0,28	0,01	3,74
% diferencia IN vs HI	0,34%	-48,00%	-26,61%	-36,64%	-52,15%	-21,95%	-8,26%	-36,06%	-0,92%
EG	98,82	0,17	0,35	0,28	0,04	0,01	0,30	0,02	3,77
% diferencia EG vs HI	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Recursos									
HI	26,08	2,84	6,30	10,16	0,08	2,34	52,01	0,19	4,75
IN	64,53	16,38	5,81	2,59	4,77	0,22	4,24	1,46	0,04
% diferencia IN vs HI	147,45%	475,78%	-7,79%	-74,48%	5877,72%	-90,53%	-91,84%	686,88%	-99,22%
EG	26,77	3,29	6,31	9,93	0,12	2,25	51,05	0,28	2,88
% diferencia EG vs HI	2,67%	15,59%	0,05%	-2,24%	55,89%	-3,72%	-1,86%	52,07%	-39,45%
ReCiPe 2008									
Salud humana									
HI	40,23	3,57	6,46	10,24	0,17	0,44	38,46	0,44	4,73E-06
IN	63,85	1,92	3,57	5,81	0,07	0,30	24,25	0,22	7,74E-06
% diferencia	58,73%	-46,24%	-44,68%	-43,21%	-58,59%	-31,79%	-36,93%	-50,75%	63,78%

Capítulo 3

IN vs HI										
EG	43,13	5,71	5,86	18,63	0,54	0,51	24,76	0,87	1,81E-05	
% diferencia	7,22%	59,76%	-9,32%	81,92%	220,70%	16,59%	-35,63%	99,51%	282,43%	
EG vs HI										
Calidad										
ecosistema										
HI	83,511	0,752	1,530	2,302	0,050	0,121	11,638	0,096	8,60E-08	
IN	79,082	0,855	1,727	2,753	0,051	0,176	15,251	0,107	7,93E-08	
% diferencia	-5,30%	13,73%	12,89%	19,56%	2,30%	44,66%	31,04%	11,72%	-7,74%	
IN vs HI										
EG	70,62	1,57	3,17	3,96	1,28	0,19	18,89	0,31	1,15E-07	
% diferencia	-15,44%	109,17%	107,39%	71,95%	2456,07%	62,46%	62,36%	222,86%	34,30%	
EG vs HI										
Recursos										
HI	26,65	3,19	6,38	10,00	0,07	2,29	51,12	0,29	13,78	
IN	26,71	3,19	6,41	10,00	0,07	2,29	51,03	0,02	6,24	
% diferencia	0,00%	0,13%	0,27%	0,01%	2,27%	0,21%	-0,18%	-92,62%	-54,74%	
IN vs HI										
EG	26,65	3,19	6,38	10,00	0,07	2,29	51,12	0,29	13,78	
% diferencia	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
EG vs HI										

Tabla 3-8: Comparación entre perspectiva según Eco-indicator 99 y ReCiPe para el sistema global.

	Producción de etanol	Uso de burlanda seca	IMPACTO TOTAL
Eco-indicator 99			
Salud humana			
HI	100,00	-50,07	1,04E-06
IN	100,00	-29,60	8,11E-07
% diferencia IN vs HI	0,00%	-40,88%	-22,24%
EG	100,00	-26,03	3,05E-06
% diferencia EG vs HI	0,000%	-48,02%	192,62%
Calidad ecosistema			
HI	100,00	-13,25	3,27
IN	100,00	-13,03	3,25
% diferencia IN vs HI	0,00%	-1,70%	-0,63%
EG	100,00	-13,25	3,27
% diferencia EG vs HI	0,00%	0,00%	0,00%
Recursos			
HI	100,00	-13,15	4,03
IN	100,00	-41,78	0,02
% diferencia IN vs HI	0,00%	217,64%	-99,49%
EG	100,00	-13,31	2,44
% diferencia EG vs HI	0,00%	1,17%	-39,57%
ReCiPe 2008			
Salud humana			
HI	100,00	-25,52	3,46E-06
IN	100,00	-15,18	6,50E-06
% diferencia IN vs HI	0,00%	-40,53%	88,12%
EG	100,00	-23,28	1,35E-05
% diferencia EG vs HI	0,00%	-8,76%	289,77%
Calidad ecosistema			
HI	100,00	-14,82	7,29E-08
IN	100,00	-14,62	6,74E-08
% diferencia IN vs HI	0,00%	-1,35%	-7,60%
EG	100,00	-15,42	9,68E-08
% diferencia EG vs HI	0,00%	4,07%	32,84%
Recursos			
HI	100,00	-13,20	11,70
IN	100,00	-13,22	5,29
% diferencia IN vs HI	0,00%	0,20%	-54,76%
EG	100,00	-13,20	11,70
% diferencia EG vs HI	0,00%	0,00%	0,00%

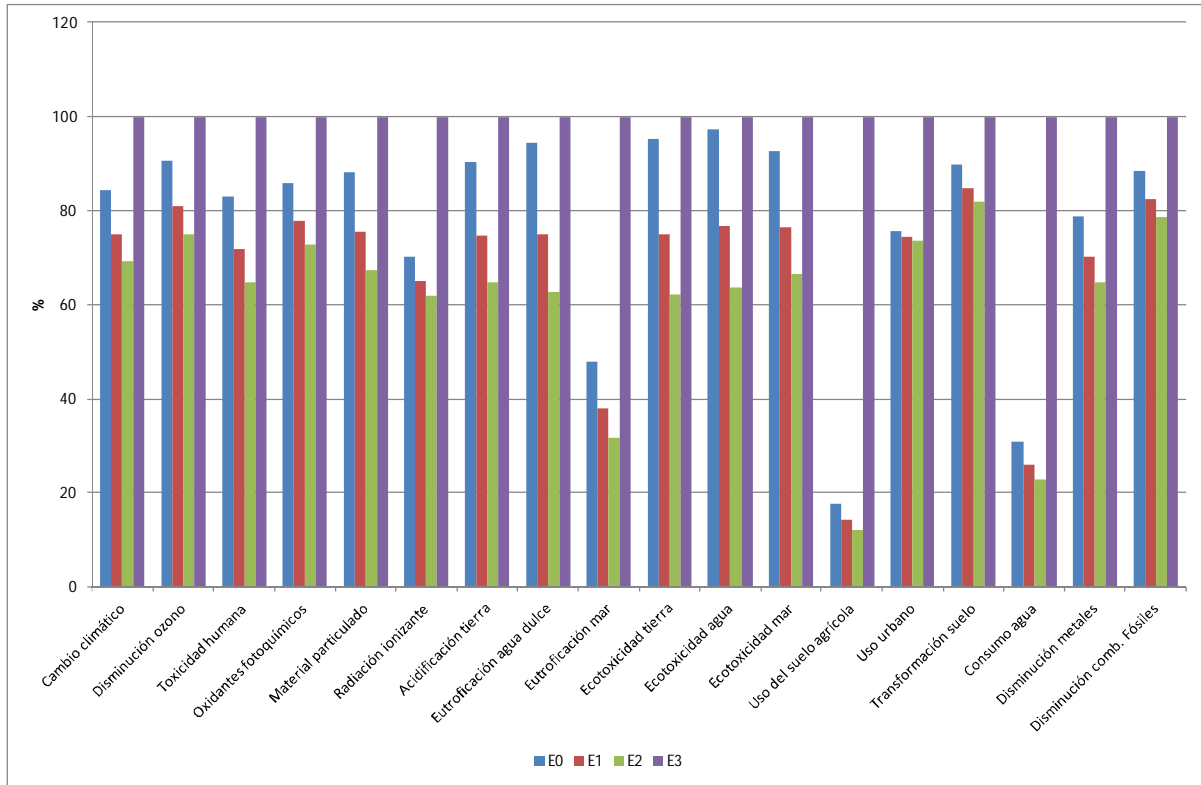


Figura 3-9: Comparación del cultivo de maíz en función de siembra, rendimiento de grano y densidad de semilla.

Se puede observar que la mayor densidad de la semilla tiene influencias significativas, mayor que un 20%, en las categorías radiación ionizante, uso del suelo urbano, disminución de metales y particularmente en eutrofización del mar, uso del suelo agrícola y consumo de agua. En cuanto a los cambios relativos a la superficie sembrada/cosechada y rendimiento del grano de maíz, este último posee mayor influencia que el primero en todas las categorías de impacto. Principalmente, se destacan las categorías de acidificación de la tierra, eutrofización de agua dulce, y ecotoxicidad de la tierra, agua y mar.

En cuanto a la aplicación de pesticidas, en el caso de referenica de EEUU se aplican dosis de 1 o 2 grados de magnitud inferiores. En la Figura 3-10 se analizan las dosis de glifosato, atrazina y acetamida:

E0: Dosis de glifosato 3 L/ha. Dosis de atrazina 1L/ha. Dosis acetamida 0,84 ml/ha.

E4: Dosis de glifosato 0,3 L/ha. Dosis de atrazina 1L/ha. Dosis acetamida 0,84 ml/ha.

E5: Dosis de glifosato 3 L/ha. Dosis de atrazina 0,1L/ha. Dosis acetamida 0,84 ml/ha.

E6: Dosis de glifosato 3 L/ha. Dosis de atrazina 1L/ha. Dosis acetamida 0,0084 ml/ha.

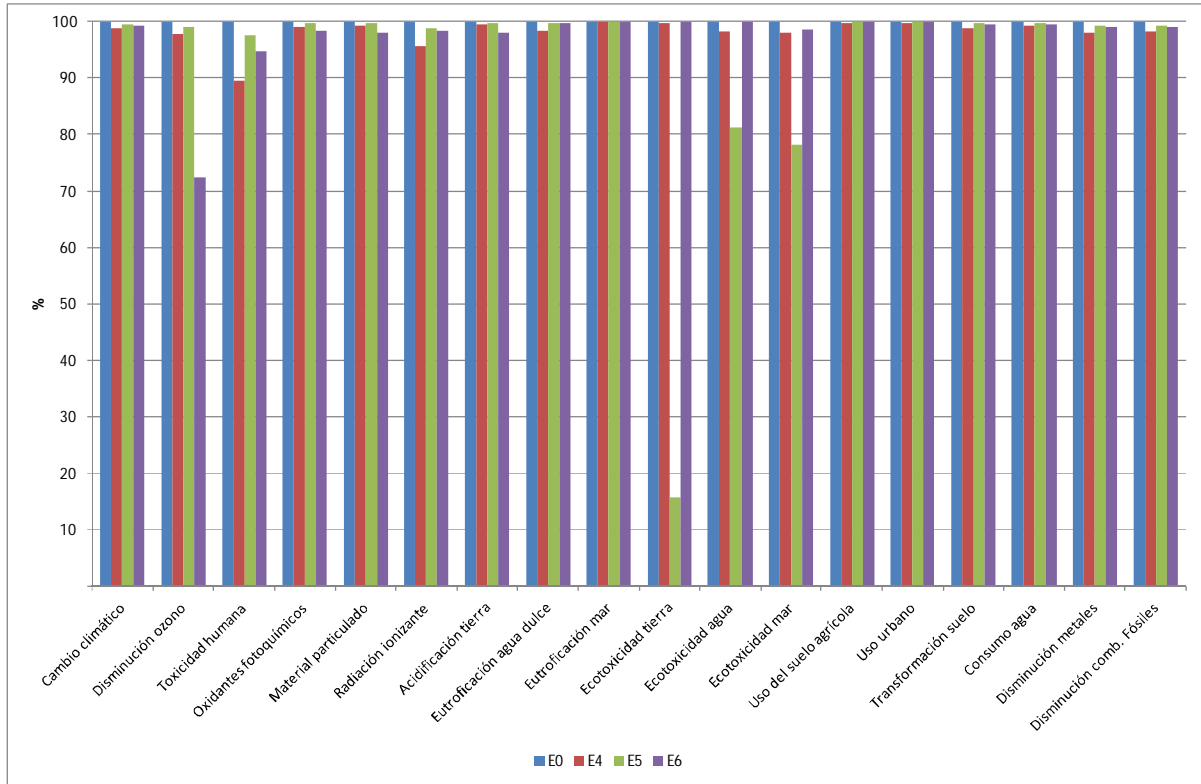


Figura 3-10: Comparación del cultivo de maíz en función de fertilizantes y pesticidas aplicados.

La disminución en un orden de magnitud de la dosis de glifosato no generó diferencias significativas en ninguna categoría de impacto, mientras que la disminución en un orden de magnitud de acetamida sólo presentó una disminución significativa (30%) en la disminución de la capa de ozono. Un orden de magnitud menor de la dosis de atrazina presentó una disminución significativa en la ecotoxicidad de la tierra (85% menor).

En el análisis realizado se concluyó que el secado de granos, el uso de acetamida y la producción de fertilizantes fosforados poseen grandes contribuciones en los impactos ambientales del cultivo de maíz. Por ende, se asumió un contenido de agua inicial del grano menor, el reemplazo de acetamida con atrazina^[60] e igual cantidad de fertilizantes fosforados que el caso de referencia de EEUU, la cual es algo menor a la asumida en el estudio:

E0: Contenido de agua inicial 39%. Dosis acetamida 0,84 ml/ha. Dosis atrazina 1 L/ha. Dosis fertilizantes fosforados 120 kg/ha.

E7: Contenido de agua inicial 39%. Dosis acetamida 0 ml/ha. Dosis atrazina 2 L/ha. Dosis de fertilizantes fosforados 120 kg/ha.

E8: Contenido de agua inicial 39%. Dosis acetamida 0,84 ml/ha. Dosis atrazina 1 L/ha. Dosis fertilizantes fosforados 88 kg/ha.

E9: Contenido de agua inicial 35%. Dosis acetamida 0,84 ml/ha. Dosis atrazina 1 L/ha. Dosis fertilizantes fosforados 120 kg/ha.

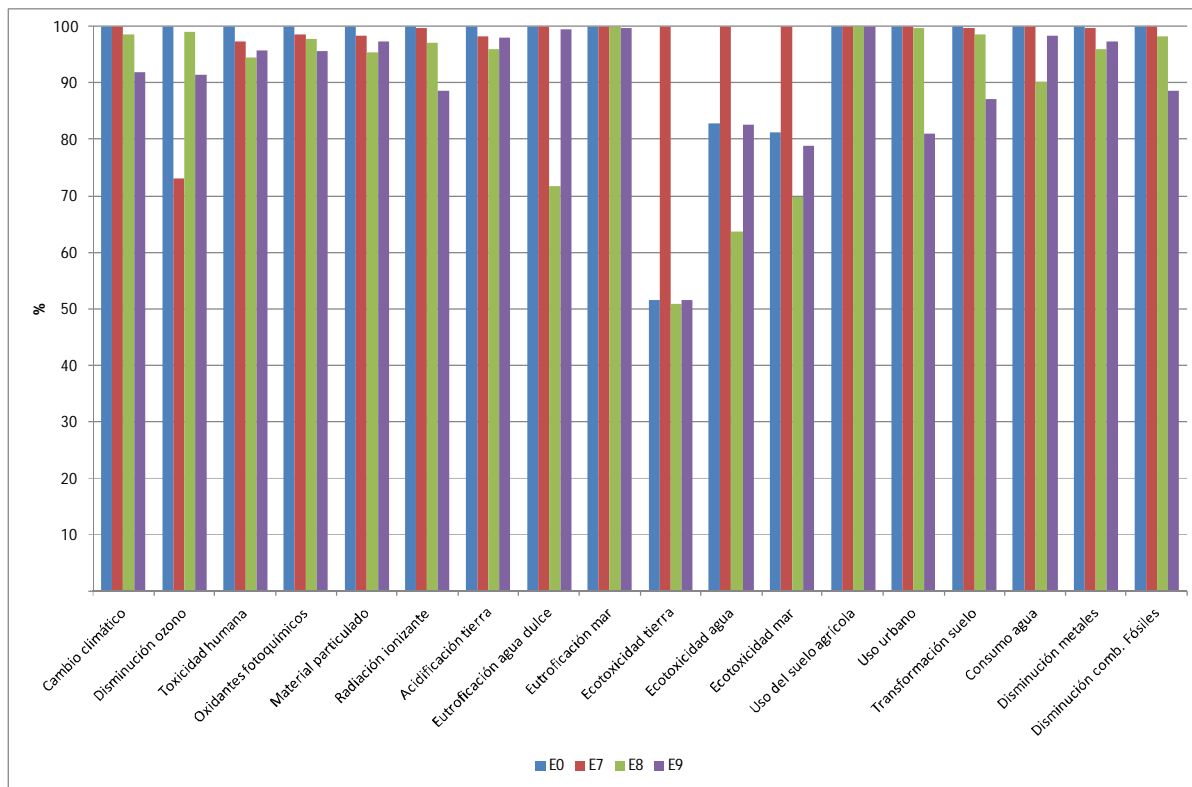


Figura 3-11: Comparación del cultivo de maíz según los procesos más relevantes como resultado del estudio.

Al contrario de lo esperado, el reemplazo de acetamida por una mayor dosis de atrazina si bien disminuyó el impacto en la disminución de la capa de ozono (30%), aumentó el impacto en la ecotoxicidad de la tierra en un 50%. Los cambios en el contenido de agua inicial del grano no presentaron diferencias significativas en ninguna categoría de impacto, mientras que en relación a los fertilizantes fosforados se identificó una disminución del impacto en la eutrofización del agua dulce (30%).

En relación a la producción de etanol, debido a que los procesos más relevantes resultaron el cultivo de maíz y el gas natural suministrado para el proceso de producción, se compararon dos escenarios: uno relativo a las mejoras energéticas logradas en EEUU en los últimos años y otro considerando todos los parámetros mejorados más significativos referentes al cultivo de maíz identificados en los escenarios anteriores.

E0: Cultivo de maíz del caso de estudio. Gas Natural 15,78 Mj/kg etanol.

E1: Cultivo de maíz del caso de estudio. Gas Natural 11,04 Mj/kg etanol.

E2: Rendimiento de grano 9,315 ton/ha, Dosis de atrazina 0,1L/ha, Dosis acetamida 0,0084 ml/ha, Dosis fertilizantes fosforados 88 kg/ha. Gas Natural 15,78 Mj/kg etanol.

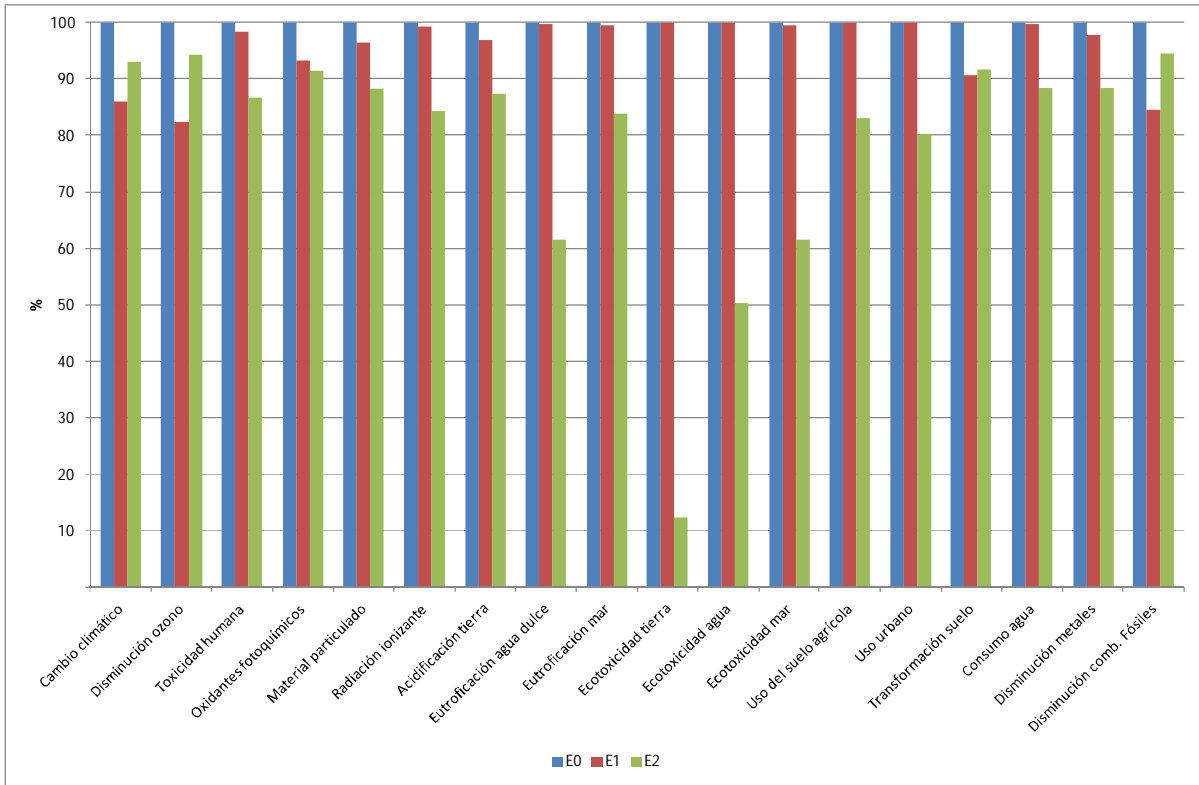


Figura 3-12: Comparación de la producción de etanol en función de los procesos más relevantes como resultado del estudio.

Mejoras energéticas comparables con la tecnología de EEUU no presentan diferencias significativas en ninguna categoría de impacto. En cambio, el conjunto de las mejoras en el cultivo de maíz presenta influencias significativas en la eutrofización de agua dulce, ecotoxicidad de la tierra, agua y mar (40, 90,50 y 40% respectivamente).

3.9 COMPARACIÓN ENTRE BIOETANOL A PARTIR DE MAÍZ Y NAFTA

En esta sección se compara el desempeño ambiental de la producción y uso de bioetanol y nafta. Para ello se utilizan dos unidades funcionales: 1 MJ de combustible a la salida de la refinería y 1 km recorrido en un automóvil. Para el primer caso se considera el sistema estudiado en las secciones anteriores y la producción de nafta estándar incluida en Ecoinvent considerando la matriz energética argentina^[70]. En la Tabla 3-9 se presenta el inventario correspondiente a la nafta; no se consideran para este sistema co-productos ni disposición final de residuos.

Tabla 3-9: Inventario para la producción de nafta según la base de datos de Ecoinvent⁽⁷¹⁾

Producto		Emisiones al aire	
Nafta [MJ]	1	Tolueno [kg]	1,99E-07
Recursos		Xileno [kg]	1,33E-07
Renio, en mineral crudo , en el suelo [kg]	7,38E-11	Calor [Mj]	7,61E-04
Agua, río [m3]	1,28E-05	Dióxido de azufre [kg]	7,27E-07
Agua, refrigeración [m3]	9,09E-05	Emisiones al agua	
Materiales y combustibles		T-Butil metil ether [kg]	1,746E-08
Methyl tert-butyl ether [kg]	1,14E-03	Aluminio [kg]	6,380E-10
Agua [kg]	3,43E-04	Bario [kg]	1,276E-09
Cloruro de calcio - CaCl2 [kg]	3,65E-07	Boro [kg]	5,095E-09
Ácido hidrocloídrico, 30% en agua [kg]	2,01E-06	Calcio, ion [kg]	6,380E-07
Sulfato de hierro [kg]	1,13E-06	Cloro [kg]	1,015E-06
Lima hidratada [kg]	7,89E-07	Cianuro [kg]	2,209E-09
Aceite lubricante [kg]	5,59E-07	Fluoruro [kg]	5,704E-08
Nitrógeno líquido [kg]	1,86E-05	Hidrocarburos, aromáticos [kg]	9,176E-09
Detergente [kg]	6,04E-08	Hierro, ion [kg]	6,380E-09
Hipoclorito de sodio, 15% en agua [kg]	1,13E-06	Magnesio [kg]	3,179E-07
Ácido sulfúrico , líquido [kg]	2,68E-07	Manganesio [kg]	2,548E-09
Transporte, camión [tkm]	3,02E-05	Mercurio [kg]	1,276E-12
Transporte, ferrocarril [kg]	1,81E-04	Molibdeno [kg]	1,276E-10
Crudo [kg]	2,17E-02	Nitrato [kg]	1,048E-07
Electricidad [kWh]	6,90E-04	Fósforo [kg]	4,937E-09
Gasolina pesada, quemada en caldera de refinera [MJ]	1,31E-02	Potasio, ion [kg]	1,276E-07
Gas de refinera [MJ]	5,86E-02	Selenio [kg]	1,914E-10
Refinera [p]	1,16E-12	Plata, ion [kg]	6,380E-10
Amoniaco, liquido [kg]	4,51E-08	Sodio, ion [kg]	3,833E-06
Cloro, líquido [kg]	3,74E-06	Sulfuro [kg]	1,276E-09
Compuestos orgánicos [kg]	3,97E-06	Sólidos suspendidos, inespecífico [kg]	1,276E-07
Propilenglicol [kg]	5,19E-07	Tolueno [kg]	1,276E-08
Molibdeno [kg]	2,14E-09	Xileno [kg]	1,276E-09
Níquel, 99.5% [kg]	3,34E-10	Amoniaco, ion [kg]	8,645E-08
Paladio [kg]	2,22E-09	AOX, Compuestos orgánicos halogenados como Cl [kg]	2,058E-10
Platino [kg]	7,03E-11	Benceno [kg]	2,920E-10
Rodio [kg]	7,03E-11	PAH, hidrocarburos aromáticos policíclicos [kg]	2,058E-10
Zeolita, polvo [kg]	4,63E-07	Sulfato [kg]	2,598E-06
Zinc [kg]	4,99E-09	Arsénico, ion [kg]	1,267E-10
Emisiones al aire		Cadmio, ion [kg]	1,267E-10
Amoniaco [kg]	1,66E-09	Cromo, ion [kg]	2,843E-09
Monóxido de Dinitrógeno [kg]	3,44E-08	Cobre, ion [kg]	1,267E-10
Óxidos de nitrógeno [kg]	6,53E-07	Plomo [kg]	4,008E-09
		Níquel, ion [kg]	1,672E-10

Benceno [kg]	1,33E-07	Estroncio [kg]	8,866E-09
Etil- benceno [kg]	3,32E-08	Vanadio, ion [kg]	3,806E-10
Butano [kg]	1,33E-06	Zinc, ion [kg]	2,183E-09
Buteno [kg]	3,32E-08	Etil-benceno [kg]	2,523E-12
Etano [kg]	3,32E-07	BOD5, Demanda biológica de oxígeno [kg]	9,153E-08
Eteno [kg]	6,63E-08	DOC, Carbón orgánico disuelto [kg]	8,923E-10
Heptano [kg]	3,32E-07	TOC, Carbón orgánico total [kg]	3,605E-07
Hexano [kg]	6,63E-07	COD, Demanda química de oxígeno [kg]	9,349E-07
Hidrocarburos, alifáticos, alcanos, inespecíficos [kg]	1,01E-12	Hidrocarburos, inespecíficos [kg]	5,157E-09
Hidrocarburos, aromáticos [kg]	5,55E-14	Nitrógeno, enlace orgánico [kg]	2,489E-07
Hidrocarburos, alifáticos, insaturados [kg]	1,52E-14	Aceites, inespecífico [kg]	1,318E-08
Metano, fósil [kg]	3,72E-07	Fenoles [kg]	2,270E-09
Partículas, > 10 um [kg]	2,26E-07	Residuos para tratamiento	
Pentano [kg]	1,66E-06	Disposición, residual de refinería, 89.5% agua, incineración de compuestos peligrosos [kg]	2,75E-06
Propano [kg]	1,33E-06	Disposición, reducción catalítica de NOx, 0% agua, depósito subterráneo [kg]	4,66E-08
Propeno [kg]	6,63E-08		

En la Figura 3-13 se compara la producción de etanol y nafta mediante la caracterización del método ReCiPe. Se escogió este método debido a que es más actual y considera más aspectos que el Eco-indicador 99. Se consideraron densidades y poder calorífico de la nafta de Argentina (0,750 kg/L y 43,82 MJ/kg, respectivamente)^{[72][73]}. Se puede observar que sólo en las categorías de disminución en la capa de ozono, eutrofización marina (donde presenta impactos positivos) y disminución de los combustibles fósiles, la producción de bioetanol a partir de maíz presenta ventajas en comparación a la producción de nafta (22, -825 y 15%, respectivamente). En el resto de las categorías los impactos de la producción de etanol son mayores, desde 40% hasta miles de veces.

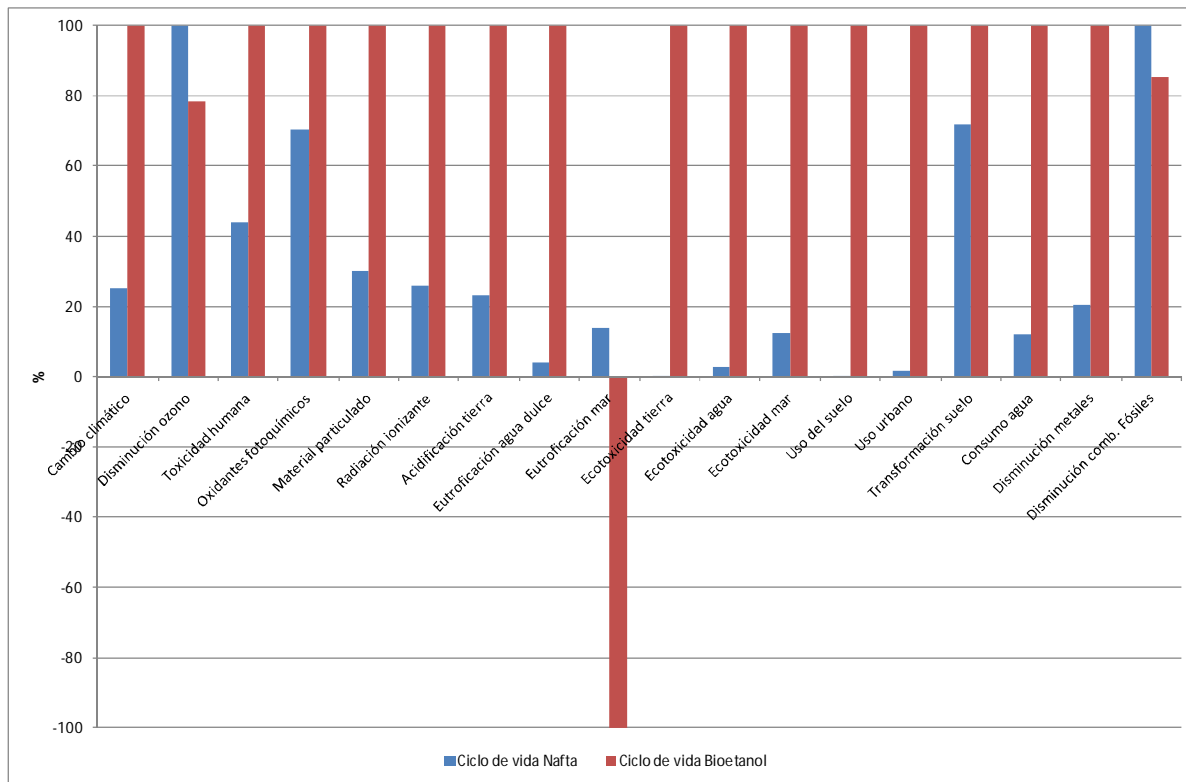


Figura 3-13: Comparación entre el ciclo de vida del bioetanol y el ciclo de vida de la nafta.

En la Conferencia de Kyoto realizada en 1997 se destacó el problema de los niveles de gases de efecto invernadero (GEI). El uso de etanol en los motores de combustión interna reduce las emisiones de GEI en función de su porcentaje en las mezclas con naftas. En este contexto se realiza la segunda comparación. Se consideran distintas mezclas de etanol con nafta para 1tkm (tonelada por km) en un automóvil: E5 (5% de etanol y 95% de nafta), E10, E85 y E95, y E0 que corresponde a 0% de etanol y 100% de nafta. Las dos primeras mezclas pueden utilizarse en los motores comunes, mientras que las otras dos requieren motores con otra tecnología, los denominados vehículos "flex-fuel"^{[53][70][74]}. En la Tabla 3-12 se presenta el inventario para la operación con distintas mezclas de etanol/nafta. Se consideró la diferencia de consumo de combustible debido a los diferentes poderes caloríficos^[75]:

$$Consumo = consumo_{nafta} \frac{PCI_{nafta} (1-x) + PCI_{etanol} x}{PCI_{nafta}} \quad \text{Ecuación 3-4}$$

Las emisiones al aire, suelo y agua se calcularon mediante extrapolaciones de la base de datos Ecoinvent para mezclas 5% y datos de las naftas nacionales. En este caso, al igual que en la base de datos Ecoinvent, sólo se considera la producción de etanol con las

asignaciones descritas en la Sección 3.5.5. Excepto las emisiones de compuestos biogénicos, que dependen del consumo de etanol, las emisiones dependen del consumo de nafta de cada mezcla. Particularmente para el caso del azufre y el benceno se consideró un promedio ponderado del contenido de estos compuestos en las naftas de Argentina^{[73][76]}, según la cantidad consumida de las distintas naftas a nivel país. Por ejemplo, según Ecoinvent, para el dióxido de azufre SO₂ el factor de emisión es 2 mgSO₂/mg S. En la Tabla 3-10 se presentan algunas propiedades de las naftas argentinas.

Tabla 3-10: Propiedades de las naftas argentinas

	Fangio	Super XXI	Normal
Densidad (g/cm ³)	0,76	0,75	0,73
Contenido azufre (%p)	0,01	0,03	0,04
Benceno (%v)	0,60	1,00	1,00
Oxígeno (%p)	2,70	1,80	0,50
Plomo (g/L)	menor 0,005	menor 0,005	menor 0,005
SO ₂ emisiones 1kg nafta (mgSO ₂ /km)	120	560	700
Volumen	930539	2697778	190134
% Volumen total	24,37%	70,65%	4,98%

En el caso de los metales pesados como el cadmio, cobre, cromo, níquel, selenio, zinc, plomo y mercurio se suma, al consumo de nafta, las emisiones debido al desgaste de los neumáticos y frenos^[70]. Se asume que la emisión de partículas es igual para todas las mezclas, ya que las partículas emitidas debido al desgaste de los neumáticos, de los frenos y de la superficie de la ruta son las mismas para todos los sistemas. Se supone que las emisiones remanentes que no se liberan al aire se dividen en partes iguales en el suelo y el agua. Se observa una disminución de hasta el 92% en los gases de efecto invernadero considerados (CO₂, N₂O y CH₄) en forma similar al estudio realizado por Wang y col.^[74]. Los cálculos se presentan en la Tabla 3-11.

Tabla 3-11: Comparación de los gases de efecto invernadero para las diferentes mezclas nafta/etanol.

	Nafta	E5	Diferencia	E10	Diferencia	E85	Diferencia	E95	Diferencia
Consumo Nafta (MJ/km)	2,64	2,56	-3,13%	2,47	-6,68%	0,57	-78,49%	0,20	-92,45%
GEI (gramos/km)	191,58	185,58	-3,13%	178,79	-6,68%	41,20	-78,49%	14,47	-92,45%

En la Figura 3-14 se compara la operación con las distintas mezclas de etanol/nafta mediante la caracterización de punto intermedio de ReCiPe. Se puede observar que para

las dos primeras mezclas, E5 y E10, los beneficios en las categorías cambio climático, disminución de la capa de ozono y combustibles fósiles no son significativos. En cambio, existen diferencias significativas (desde 60% hasta 20000%) en las categorías de eutrofización agua dulce y de mar, ecotoxicidad del agua, uso del suelo agrícola y uso del suelo urbano a favor de la nafta. Para el caso de las dos últimas mezclas, E85 y E95, los beneficios en las categorías cambio climático, disminución de ozono y combustibles fósiles son significativos, entre 30 y 40%. Sin embargo, poseen impactos mayores en el resto de las categorías con diferencias hasta 280000%, excepto en transformación del suelo y oxidantes fotoquímicos.

Tabla 3-12: Inventario para la operación de las distintas mezclas nafta/etanol (E0-E95)

	E0	E5	E10	E85	E95
Etanol a la salida de la refinería (kg)	0	3,07E-03	6,26E-03	7,35E-02	8,66E-02
Nafta a la salida de la refinería (kg)	6,03E-02	5,84E-02	5,63E-02	1,30E-02	4,56E-03
Emisiones al aire					
Dióxido de Carbono, fosil [kg]	1,92E-01	1,85E-01	1,79E-01	4,12E-02	1,45E-02
Dióxido de Carbono, biogénico [kg]	0	5,83E-03	1,19E-02	1,40E-01	1,64E-01
Dióxido de Azufre [kg]	2,77E-05	2,68E-05	2,59E-05	5,97E-06	2,10E-06
Monóxido de Carbono, fosil [kg]	9,84E-04	9,52E-04	9,18E-04	2,12E-04	7,43E-05
Monóxido de Carbono, biogénico [kg]	0	2,70E-05	5,51E-05	6,48E-04	7,63E-04
Óxidos de Nitrógeno [kg]	5,13E-05	4,96E-05	4,79E-05	1,10E-05	3,88E-06
Partículas, > 10 um [kg]	1,20E-05	1,20E-05	1,20E-05	1,20E-05	1,20E-05
Partículas, > 2.5 um, and < 10um [kg]	1,35E-05	1,35E-05	1,35E-05	1,35E-05	1,35E-05
Partículas, < 2.5 um [kg]	7,80E-06	7,80E-06	7,80E-06	7,80E-06	7,80E-06
Compuestos orgánicos volátiles no metálicos [kg]	1,20E-04	1,16E-04	1,12E-04	2,59E-05	9,09E-06
Metano, fosil [kg]	5,42E-06	5,24E-06	5,06E-06	1,17E-06	4,09E-07
Metano, biogénico [kg]	0	1,48E-07	3,01E-07	3,53E-06	4,16E-06
Benceno [kg]	1,10E-05	1,06E-05	1,02E-05	2,36E-06	8,28E-07
Tolueno [kg]	1,05E-05	1,01E-05	9,76E-06	2,25E-06	7,90E-07
Xileno [kg]	1,05E-05	1,01E-05	9,76E-06	2,25E-06	7,90E-07
Hidrocarburos aromáticos policiclicos [kg]	4,00E-10	3,87E-10	3,73E-10	8,60E-11	3,02E-11
Monoxido Dinitrógeno [kg]	2,66E-06	2,57E-06	2,48E-06	5,72E-07	2,01E-07
Amoniaco [kg]	2,61E-05	2,53E-05	2,44E-05	5,62E-06	1,97E-06
Cadmio [kg]	1,56E-09	1,54E-09	1,52E-09	1,08E-09	9,99E-10
Cobre [kg]	3,20E-06	3,19E-06	3,19E-06	3,12E-06	3,10E-06
Cromo [kg]	4,59E-08	4,58E-08	4,57E-08	4,36E-08	4,32E-08
Níquel [kg]	3,42E-08	3,40E-08	3,39E-08	3,09E-08	3,03E-08
Selenio [kg]	6,03E-10	5,84E-10	5,63E-10	1,30E-10	4,56E-11

Zinc [kg]	1,03E-06	1,02E-06	1,02E-06	9,80E-07	9,71E-07
Plomo [kg]	1,95E-07	1,95E-07	1,95E-07	1,95E-07	1,95E-07
Mercurio [kg]	4,22E-12	4,09E-12	3,94E-12	9,08E-13	3,19E-13
Cromo VI [kg]	6,03E-12	5,84E-12	5,63E-12	1,30E-12	4,56E-13
Calor [Mj]	2,72E+00	2,72E+00	2,72E+00	2,72E+00	2,72E+00
Emisiones al agua					
Plomo [kg]	1,81E-07	1,81E-07	1,81E-07	1,81E-07	1,81E-07
Cadmio, ion [kg]	2,17E-08	2,14E-08	2,12E-08	1,51E-08	1,39E-08
Cobre, ion [kg]	5,68E-05	5,67E-05	5,67E-05	5,54E-05	5,51E-05
Cromo, ion [kg]	9,66E-07	9,64E-07	9,62E-07	9,17E-07	9,08E-07
Níquel, ion [kg]	2,80E-07	2,78E-07	2,77E-07	2,52E-07	2,48E-07
Zinc, ion [kg]	2,46E-06	2,45E-06	2,45E-06	2,34E-06	2,32E-06
Emisiones al suelo					
Plomo [kg]	1,81E-07	1,81E-07	1,81E-07	1,81E-07	1,81E-07
Cadmio [kg]	2,17E-08	2,14E-08	2,12E-08	1,51E-08	1,39E-08
Cobre [kg]	5,68E-05	5,67E-05	5,67E-05	5,54E-05	5,51E-05
Cromo [kg]	9,66E-07	9,64E-07	9,62E-07	9,17E-07	9,08E-07
Níquel [kg]	2,80E-07	2,78E-07	2,77E-07	2,52E-07	2,48E-07
Zinc [kg]	2,46E-06	2,45E-06	2,45E-06	2,34E-06	2,32E-06

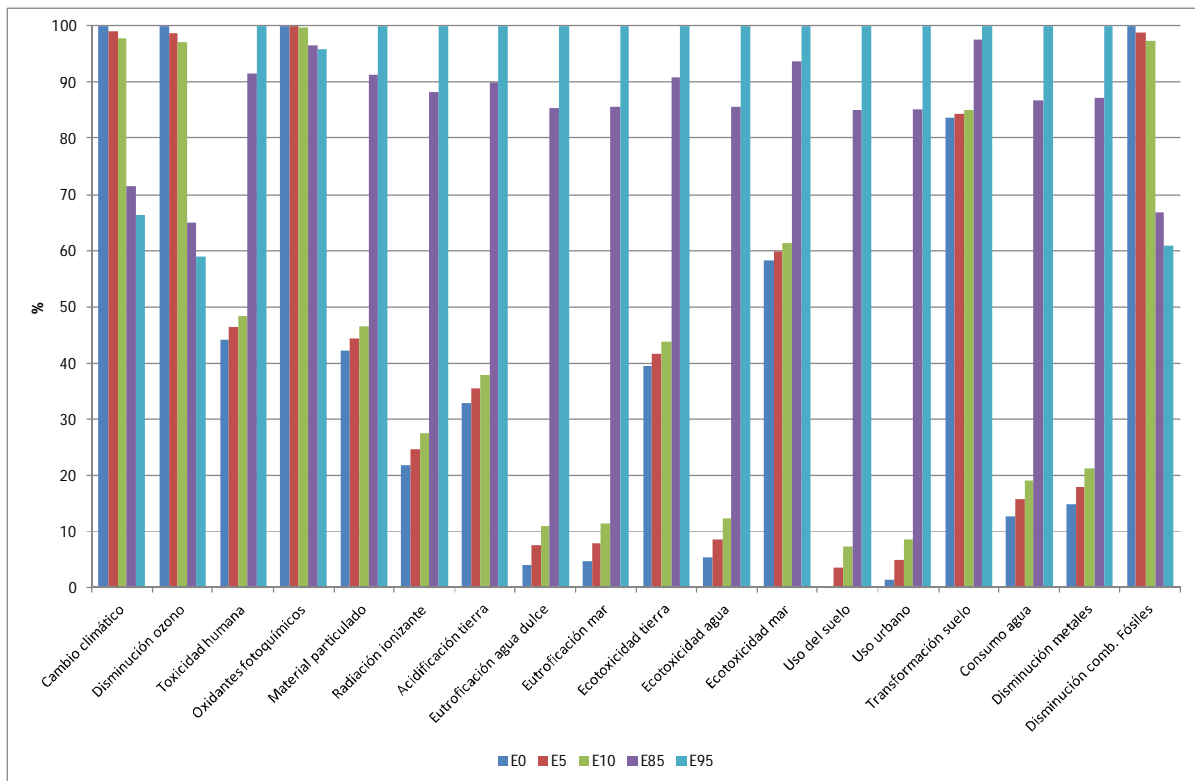


Figura 3-14: Comparación de la caracterización de la operación con distintas mezclas nafta/etanol.

3.10 CONCLUSIONES

En este capítulo se evaluó el desempeño ambiental de la producción de etanol a partir de maíz mediante la metodología ACV. La mayoría de los estudios encontrados en la literatura corresponden al contexto geográfico y económico de Europa o América del Norte. Este trabajo intenta proporcionar, lo mejor posible, un estudio de ACV específico de Argentina, basado en una base de datos estándar de inventario de ciclo de vida, como es Ecoinvent. En lo que concierne a evaluación de impacto, además del consumo energético y los gases de efecto invernadero, se consideraron otros impactos para evaluar las cargas ambientales del proceso de la forma más completa posible. Se identificaron las oportunidades de mejora ambiental del sistema global, analizando en forma separada el cultivo de maíz, el proceso de refinación y el uso del co-producto. Se observaron similares procesos relevantes con los dos métodos de evaluación de impacto elegidos, Eco-indicator 99 y ReCiPe, pero con algunas diferencias en las contribuciones en el impacto total. La valorización de la burlanda determinó un impacto positivo significativo, dependiendo fuertemente de la forma de extensión del sistema elegida. Respecto a la producción de maíz (subsistema agrícola), el uso de químicos y recursos corresponde a los impactos más relevantes, sin considerar los problemas ambientales relacionados con la deposición final de los embases de pesticidas en Argentina, que conllevan un alto riesgo para la salud humana, el agua y el suelo. El proceso de secado también posee impactos significativos, que pueden disminuir utilizando fuentes de energías renovables en vez de gas natural para el suministro de energía. La producción de acetamida corresponde a la única elaboración de pesticidas que posee impactos significativos, la cual podría ser reemplazada con atrazina. Entre todos los procesos involucrados, en el subsistema refinación, la producción de maíz es el proceso más relevante en las categorías de daño salud humana y ecosistema y el suministro de energía posee la mayor importancia en la categoría de daño recursos. Por lo tanto, un sistema de cogeneración puede brindar una mejora importante en el desempeño ambiental del sistema.

Si bien es difícil discernir cual método es el más apropiado, ReCiPe es más actual y considera más aspectos que el Eco-indicator 99, como por ejemplo ecotoxicidad del agua y mayor cantidad de metales. Además, posee la opción de normalización mundial, la cual es más apropiada para el contexto argentino que la normalización europea. Las categorías de daño salud humana y recursos poseen resultados de normalización similares, mientras

que la calidad del ecosistema es más afectada según la normalización europea de Eco-indicator 99 que la mundial de ReCiPe, sobreestimando los impactos en esa categoría. Es necesario notar que la relevancia entre categorías para los tres sistemas estudiados difiere según el método escogido.

En el Eco-indicator 99, la perspectiva IN subestima la importancia de la disminución de los combustibles fósiles, por lo tanto, el secado de maíz en el subsistema agrícola y el calor y gas natural quemado en el subsistema refinería pierden importancia, siendo más significativos otros procesos como transporte en tractor y producción de compuestos químicos en los subsistemas S1 y S2, respectivamente. Además, en cuanto a los valores absolutos, el impacto en recursos siempre es menor que el impacto de referencia en los tres sistemas estudiados (aproximadamente -100%). Respecto a la perspectiva EG, la contribución de la electricidad se encuentra sobreestimada en relación a la perspectiva HI, convirtiéndose en el proceso más relevante en la salud humana para el subsistema refinería. Por lo tanto, en el subsistema S2 y en el sistema global, el impacto total en la salud humana es entre 100 y 192% mayor que el caso de referencia. Sin embargo, el impacto en recursos en los tres sistemas estudiados es menor que en la perspectiva HI (-40%).

En el caso del método ReCiPe, exceptuando la producción de fertilizantes fosforados en el S1 para la salud humana, no existen cambios significativos en la relevancia de los procesos involucrados, siendo iguales a los identificados en la perspectiva seleccionada como referencia. Sin embargo, en cuanto a valores absolutos, en todos los sistemas estudiados, la perspectiva IN contabiliza mayores impactos en salud humana, desde 64 a 160%, e impactos menores en recursos (55%). En cuanto a la perspectiva EG, en todos los sistemas posee mayor impacto en salud humana, 280 a 300%, y en los sistemas S2 y global un impacto 30% mayor en calidad del ecosistema.

Se pudo observar que la densidad de la semilla como el rendimiento del grano presentan diferencias significativas en el desempeño ambiental del sistema agrícola. En cambio variaciones en la dosis de glifosato o cambios en el contenido de agua inicial del grano no presentaron diferencias significativas en ninguna categoría de impacto. El reemplazo de la acetamida por atrazina no mejora la performance ambiental, ya que si bien disminuye el impacto en la disminución de la capa de ozono, aumenta en mayor proporción el impacto en la ecotoxicidad de la tierra. Por último, se pudo observar que la sumatoria de las posibles mejoras en el cultivo de maíz influye significativamente en la eutrofización de agua dulce, ecotoxicidad de la tierra y agua y mar pero una eficiencia energética mayor en el funcionamiento de la planta de producción de etanol no presenta mejoras significativas.

Finalmente, en cuanto a los límites del sistema, los impactos indirectos debido a cambios en el uso del suelo deberían ser considerados ya que el suelo que era utilizado para alimento o forraje es destinado a propósitos energéticos. Como esa demanda se mantiene insatisfecha, la producción agrícola es desplazada a otros lugares; por lo tanto, la estimación de la expansión agrícola es un desafío interesante y necesario para completar la evaluación ambiental de la producción de etanol a partir de maíz en Argentina.

Respecto a la comparación con la producción y uso de nafta, se obtienen impactos menores sólo en algunas categorías como disminución de la capa de ozono y combustibles fósiles, y también en cambio climático para el caso de la operación. Sin embargo, particularmente, en las categorías uso del suelo agrícola y ecotoxicidad del agua el impacto es mucho mayor que la producción y uso de naftas.

3.11 REFERENCIAS

- [1] U.S. Environmental Protection Agency y Combined Heat and Power Partnership, «Impact of Combined Heat and Power on Energy Use and Carbon Emissions in the Dry Mill Ethanol Process», 2007.
- [2] M. Goedkoop, S. Effting, y M. Collignon, «The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment Manual for Designers», PRé Consultants B.V., Amersfoort, 2000.
- [3] M. Goedkoop, R. Heijungs, M. Huijbregts, A. De Schryver, J. Struijs, y R. Van Zelm, «ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level», 2012.
- [4] INDEC, «Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina (INDEC)», 2013. http://www.indec.gov.ar/principal.asp?id_tema=20.
- [5] Bolsa de Comercio de Santa Fe, «Centro de estudios y servicios», 2011. <http://ces.bcsf.com.ar/sea.php>.
- [6] Aapresid, «Siembra Directa», *Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa*, 2009. <http://www.aapresid.org.ar/siembradirecta.asp#item5>.
- [7] T. O. West y G. Marland, «A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States», *Agric. Ecosyst. Environ.*, vol. 91, n.º 1-3, pp. 217-232, sep. 2002.

- [8] R. Lal, «Soil quality impacts of residue removal for bioethanol production», *Soil Tillage Res.*, vol. 102, n.º 2, pp. 233-241, mar. 2009.
- [9] R. K. Rosenbaum, T. M. Bachmann, L. S. Gold, M. A. J. Huijbregts, O. Jolliet, R. Juraske, A. Koehler, H. F. Larsen, M. MacLeod, M. Margni, T. E. McKone, J. Payet, M. Schuhmacher, D. van de Meent, y M. Z. Hauschild, «USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment», *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 13, pp. 532-546, 2008.
- [10] M. Pizzol, P. Christensen, J. Schmidt, y M. Thomsen, «Impacts of “metals” on human health: a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA)», *J. Clean. Prod.*, vol. 19, n.º 6-7, pp. 646-656, 2011.
- [11] J. B. Guinée, M. Gorrée, R. Heijungs, G. Huppes, A. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H. A. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. Van Duin, y M. Huijbregts, *Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb Operational annex. III Scientific background*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002.
- [12] C. Murray y A. Lopez, «The global burden of disease», WHO, World Bank and Harbard School of Public Health, Boston, 1996.
- [13] M. Goedkoop y R. Spriensma, «The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Assessment», PRé Consultants B.V., Methodology Report, 2001.
- [14] T. Köllner, «Life-Cycle Impact Assessment for Land Use. Effect Assessment Taking the Attribute Biodiversity into Account», *J. Clean. Prod.*, 1999.
- [15] P. F. Chapman y F. Roberts, «Metal Resources and Energy», 1983.
- [16] R. Müller- Wenk, «Depletion of abioticResources Weighted on the base of “virtual” impacts of lower grade deposits in future», Universität St. Gallen, 57, 1998.
- [17] M. Thompson, R. Ellis, y A. Wildavsky, *Cultural Theory*. Westview Print Boulder, 1990.
- [18] P. Hofstetter, *Perspectives in Life Cycle Assessment; a structure approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere*. Kluwers Academic Publishers, 1998.

- [19] M. Goedkoop y M. Oele, «Introduction to LCA with SimaPro 7», *Amersfoort Pre Consult.*, 2008.
- [20] S. Kim y B. E. Dale, «Environmental aspects of ethanol derived from no-tilled corn grain: nonrenewable energy consumption and greenhouse gas emissions», *Biomass Bioenergy*, vol. 28, n.º 5, pp. 475-489, may 2005.
- [21] M. Wang, «GREET 1.5a—transportation fuel-cycle model», Argonne National Laboratory, Illinois, USA, 2000.
- [22] S. J. Del Grosso, W. J. Parton, A. R. Mosier, M. D. Hartman, J. Brenner, D. S. Ojima, y D. S. Schimel, «Simulated interaction of carbon dynamics and nitrogen trace gas fluxes using the DAYCENT model», en *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*, Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers, 2001, pp. 303-32.
- [23] S. Kim y B. E. Dale, «Life cycle assessment of fuel ethanol derived from corn grain via dry milling», *Bioresour. Technol.*, vol. 99, n.º 12, pp. 5250-5260, ago. 2008.
- [24] A. E. Farrell, R. J. Plevin, B. T. Turner, A. D. Jones, M. Ohare, y D. M. Kammen, «Ethanol can contribute to energy and environmental goals», *Science*, vol. 311, pp. 506-508, 2006.
- [25] G. Wang, J. M. Ogden, y D. P. Y. Chang, «Estimating changes in urban ozone concentrations due to life cycle emissions from hydrogen transportation systems», *Atmos. Environ.*, vol. 41, n.º 39, pp. 8874-8890, dic. 2007.
- [26] H. L. Wakeley, C. T. Hendrickson, W. M. Griffin, y H. S. Matthews, «Economic and Environmental Transportation Effects of Large-Scale Ethanol Production and Distribution in the United States», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 43, n.º 7, pp. 2228-2233, abr. 2009.
- [27] U. De La Torre y D. Ray, «Biomass and bioenergy applications of the POLYSYS modeling framework», *Biomass Bioenergy*, vol. 18, pp. 291-30, 2000.
- [28] S. Sangwon, «USA Input Output Databases», CML, The Netherlands, 2004.
- [29] A. Liska, H. Yang, V. Bremer, T. Klopfenstein, D. Walters, G. Erickson, y K. Cassman, «Improvements in Life Cycle Energy Efficiency and Greenhouse Gas Emissions of Corn-Ethanol», *J. Ind. Ecol.*, vol. 13, 2009.
- [30] A. Liska, H. Yang, D. Walters, K. Cassman, T. Klopfenstein, G. Erickson, V. Bremer, R. Koelsch, D. Kenney, y P. Tracy, *BESS: Biofuel Energy Systems Simulator - Life cycle energy and*

emissions analysis model for corn-ethanol biofuel production systems. University of Nebraska, Lincoln, 2009.

[31] D. D. Hsu, D. Inman, G. A. Heath, E. J. Wolfrum, M. K. Mann, y A. Aden, «Life Cycle Environmental Impacts of Selected U.S. Ethanol Production and Use Pathways in 2022», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 44, n.º 13, pp. 5289-5297, jul. 2010.

[32] S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, y H. L. Miller, *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*, IPCC Fourth Assessment Report (AR4). Cambridge, United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press, 2007.

[33] R. Brereton, *Applied Chemometrics for Scientists*. Chichester, West Sussex, UK: John Wiley & Sons, 2007.

[34] H. Feng, O. Rubin, y B. Babcock, «Greenhouse gas impacts of ethanol from Iowa corn: Life cycle assessment versus system wide approach», *Biomass Bioenergy*, vol. 34, pp. 912-921, 2010.

[35] N. Kauffman, D. Hayes, y R. Brown, «A life cycle assessment of advanced biofuel production from a hectare of corn», *Fuel*, vol. 90, pp. 3306-3314, 2011.

[36] O. Xunmin, Z. Xiliang, C. Shiyan, y G. Qingfang, «Energy consumption and GHG emissions of six biofuel pathways by LCA in (the) People's Republic of China», *Appl. Energy*, vol. 86, pp. S197-S208, 2009.

[37] R. S. Lavado, C. A. Porcelli, y R. Alvarez, «Nutrient and heavy metal concentration and distribution in corn, soybean and wheat as affected by different tillage systems in the Argentine Pampas», *Soil Tillage Res.*, vol. 62, n.º 1-2, pp. 55-60, oct. 2001.

[38] K. P. Fabrizzi, F. O. García, J. L. Costa, y L. I. Picone, «Soil water dynamics, physical properties and corn and wheat responses to minimum and no-tillage systems in the southern Pampas of Argentina», *Soil Tillage Res.*, vol. 81, n.º 1, pp. 57-69, mar. 2005.

[39] H. P. Apezteguía, R. C. Izauralde, y R. Sereno, «Simulation study of soil organic matter dynamics as affected by land use and agricultural practices in semiarid Córdoba, Argentina», *Soil Tillage Res.*, vol. 102, n.º 1, pp. 101-108, ene. 2009.

- [40] G. F. Domínguez, N. V. Diovisalvi, G. A. Studdert, y M. G. Monterubbianesi, «Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern Pampas», *Soil Tillage Res.*, vol. 102, n.º 1, pp. 93-100, ene. 2009.
- [41] M. Martinello y S. Giner, «Simulation of natural air drying of maize in a typical location of Argentina: Influence of air heating through the fan», *Biosyst. Eng.*, vol. 107, n.º 1, pp. 36-45, sep. 2010.
- [42] J. M. Cisneros, J. B. Grau, J. M. Antón, J. D. de Prada, A. Cantero, y A. J. Degioanni, «Assessing multi-criteria approaches with environmental, economic and social attributes, weights and procedures: A case study in the Pampas, Argentina», *Agric. Water Manag.*, vol. 98, n.º 10, pp. 1545-1556, ago. 2011.
- [43] G. R. Timilsina, O. O. Chisari, y C. A. Romero, «Economy-wide impacts of biofuels in Argentina», *Energy Policy*, vol. 55, pp. 636-647, abr. 2013.
- [44] F. D. Mele, A. M. Kostin, G. Guillén-Gosálbez, y L. Jiménez, «Multiobjective model for more sustainable fuel supply chains. A case study of the sugar cane industry in Argentina», *Ind. Eng. Chem. Res.*, p. A-T, 2011.
- [45] M. M. Acreche y A. H. Valeiro, «Greenhouse gasses emissions and energy balances of a non-vertically integrated sugar and ethanol supply chain: A case study in Argentina», *Energy*, vol. 54, pp. 146-154, jun. 2013.
- [46] S. Asal, R. Marcus, y J. A. Hilbert, «Opportunities for and obstacles to sustainable biodiesel production in Argentina», *Energy Sustain. Dev.*, vol. 10, n.º 2, pp. 48-58, jun. 2006.
- [47] L. Panichelli, A. Dauriat, y E. Gnansounou, «Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export», *Int. J. Life Cycle Assess.*, pp. 144-159, 2009.
- [48] J. Tomei y P. Upham, «Argentinean soy-based biodiesel: An introduction to production and impacts», *Energy Policy*, vol. 37, n.º 10, pp. 3890-3898, oct. 2009.
- [49] J. van Dam, A. P. C. Faaij, J. Hilbert, H. Petruzzi, y W. C. Turkenburg, «Large-scale bioenergy production from soybeans and switchgrass in Argentina: Part A: Potential and economic feasibility for national and international markets», *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 13, n.º 8, pp. 1710-1733, oct. 2009.

- [50] M. F. Emmenegger, S. Pfister, A. Koehler, L. de Giovanetti, A. P. Arena, y Z. Rainer, «Taking into account water use impacts in the LCA of biofuels: an Argentinean case study», *Int. J. Life Cycle Assess.*, pp. 869-877, 2011.
- [51] T. Searchinger, R. Heimlich, R. A. Houghton, F. Dong, A. Elobeid, J. Fabiosa, S. Tokgoz, D. Hayes, y T. Yu, «Use of U.S. croplands for biofuels increases Greenhouse Gases through emissions from land-use change», *Science*, vol. 319, pp. 1238-1240, 2008.
- [52] F. Cherubini y A. H. Strømman, «Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges», *Bioresour. Technol.*, vol. 102, n.º 2, pp. 437-451, ene. 2011.
- [53] N. Jungbluth y M. F. Emmenegger, «Life Cycle Inventories of bioenergy», Switzerland, Ecoinvent report 17, 2007.
- [54] M. Ron, «Visita a Planta de Bioetanol Bio4», 2013.
- [55] Agroctanos S.A., «Agroctanos - Bioetanol - Proceso Productivo», 2013. <http://www.agroctanos.com.ar/proceso.html>.
- [56] F. O. García, «Agricultura Sustentable y Materia Orgánica del Suelo: Siembra Directa, Rotaciones y Fertilidad», presentado en III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia., 2002.
- [57] M. Abraham y J. P. Gramicci, «"Riego en Argentina" (2da aproximación) Distribución del área regada a escala provincial y regional», Dirección de Agricultura, Buenos Aires, Argentina, 2007.
- [58] MONSANTO ARGENTINA SAIC, «Roundup Ready PLUS Sistema de Manejo de Malezas», 2012. <http://www.roundupreadyplus.com.ar/arb-ol-de-recomendacion.aspx>.
- [59] MONSANTO ARGENTINA SAIC, «Sistema de máximo rendimiento DEKALB maíz», 2010.
- [60] J. Frana y J. Ramuno, «Efecto de la densidad sobre el rendimiento de maíz en siembra directa y con riego suplementario», INTA EEA Rafaela, Información Técnica N° 229, 1998.
- [61] T. Nemecek y T. Kägi, «Life cycle inventories of agricultural production systems», Ecoinvent, Zurich and Dübendorf, 15, 2007.

- [62] S. Montico, «Bioenergy production capacity in the province of Santa Fe, Argentina», *Cienc. E Investig. Agrar.*, vol. 36, n.º 3, pp. 465-474, 2009.
- [63] National Renewable Energy Laboratory, «U.S. Life-Cycle Inventory Database», 2006. <http://hpb-1a.nrel.gov/lci/>.
- [64] F. Cherubini y S. Ulgiati, «Crop residues as raw materials for biorefinery systems – A LCA case study», *Appl. Energy*, vol. 87, n.º 1, pp. 47-57, ene. 2010.
- [65] SAGPyA, «Panorama del uso y consumo de fertilizantes en Argentina», 2006. <http://www.fyo.com/granos/ampliar.asp?IdNoticia=45617&IdAutor=11700&idtipoinformacion=22>.
- [66] G. Vergagni, «Estudio de investigación - La industria del etanol a partir de maíz ¿Es factible su desarrollo en la Argentina?», MAIZAR - Asociación Maíz Argentino - V&A Desarrollos Empresarios, Buenos Aires, 2004.
- [67] M. Q. Wang, J. Han, Z. Haq, W. E. Tyner, M. Wu, y A. Elgowainy, «Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes», *Biomass Bioenergy*, vol. 35, n.º 5, pp. 1885-1896, may 2011.
- [68] Compañía Administradora del Mercado Eléctrico Mayorista -CAMMESA, «Matriz de generación eléctrica», 2011. <http://portalweb.cammesa.com/default.aspx>.
- [69] ISO 14040, «Environmental Management – Life Cycle Assessment – principles and framework», International Standard Organization, Basel, Switzerland, ISO/FDIS/TC207SC514040/1997(E), 2006.
- [70] M. Spielmann, C. Bauer, R. Dones, y M. Tuchschnid, «Transport Services», Swiss Center for Life Cycle Inventories, Villigen and Uster, Ecoinvent report 14, 2007.
- [71] R. Frischknecht, «Life cycle inventory modelling in the Swiss national database ecoinvent 2000. Sustainability in the Information Society (Proceedings)», presentado en 15th International Symposium Informatics for Environmental Protection, Zürich: ETH, 2001, pp. 699 – 708.
- [72] A. A. Cerutti, *La Refinación del petróleo*. Instituto Argentino del Petróleo y del Gas, 2001.

- [73] YPF S.A., «Propiedades de Nafta Premium, super y Normal», 2008. .
- [74] M. Wang, C. Saricks, y D. Santini, «Effects of fuel ethanol use on fuel-cycle energy and greenhouse gas emissions», Center for Transportation Research Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois, ANL/ESD-38, 1999.
- [75] J. D. Mosquera, S. F. Henao, y J. C. Moquera, «Análisis de emisiones de CO₂ para diferentes combustibles en la población de taxis en Pereira y Dosquebradas», *Sci. Tech. Año XVI*, vol. 45, 2010.
- [76] Secretaria de Energía de la República Argentina, «Secretaria de Energía de la República Argentina», 2011.
<http://energia3.mecon.gov.ar/contenidos/verpagina.php?idpagina=2576>.

4. COMPARACIÓN DE TECNOLOGÍAS PARA LA PRODUCCIÓN DE ETANOL EN BASE A LA METODOLOGÍA ACV

4.1 INTRODUCCIÓN

En EEUU se ha progresado significativamente en la reducción del consumo energético para la producción de etanol desde los comienzos de la industria en la década de 1980. En la actualidad, las plantas de molienda seca sólo utilizan aproximadamente la mitad de la energía requerida en sus comienzos para producir un litro de etanol. Además, los precios del gas natural se incrementaron, y el costo energético es el segundo más importante en el proceso de molienda seca después de las materias primas,^[1].

La mayoría de las plantas de etanol utilizan gas natural como principal combustible para los requerimientos de calor y electricidad, esta última suministrada por la red de potencia. De esta manera, la economía de la producción de etanol está condicionada por las fluctuaciones en los precios y disponibilidad del gas natural y electricidad. Alternativamente, los sistemas de cogeneración de calor y potencia (CHP) están siendo cada vez más considerados como una opción de servicios energéticos eficiente. Dado que los sistemas CHP generan la electricidad en el lugar donde se la utiliza, evitando pérdidas en su transmisión, incrementando la seguridad, y aprovechando energía en forma de calor (que normalmente no se utiliza en la generación desacoplada de potencia) para satisfacer necesidades térmicas locales. La biomasa, como el rastrojo de maíz, puede sustituir al gas natural para satisfacer los requerimientos de calor y potencia de la planta de etanol debido a que su tecnología de combustión se encuentra bien desarrollada y puede operar con una eficiencia térmica relativamente alta.

En el 2011 la superficie cultivable en Argentina alcanzó los 35,7 millones de ha (Mha), superficie 1,3 veces mayor que la correspondiente a 15 años atrás. A lo largo de estos 15 años, el cultivo de soja se expandió 2,8 veces, mientras que otros cultivos, como el trigo y girasol, disminuyeron hasta 0,6 veces. Sin embargo, al contrario del trigo y el maíz, la soja posee gran incertidumbre respecto a su sustentabilidad debido a que se cultiva en mayor medida como monocultivo, lo que conlleva efectos negativos al suelo y la biodiversidad^[2]. Además, la diversidad de la agricultura tradicional en la producción argentina y los ecosistemas nativos están en riesgo debido a la expansión del cultivo de soja sobre los cultivos tradicionales y áreas de ganado del país. En este contexto, los recursos agrícolas para propósitos energéticos crean oportunidades pero también riesgos. El aprovechamiento de la bioenergía puede conducir a la producción intensiva no sólo en áreas cultivables, sino también en ecosistemas nativos como praderas o selvas, pasturas y áreas protegidas.

El incremento de la demanda mundial de bioenergía ya ha tenido efectos socio económicos indeseables en relación a la producción de alimentos, como incremento de sus precios, escasez de forrajes, y una competencia creciente por el suelo^{[3]-[6]}. Sin embargo, el uso sustentable de los biocombustibles constituye una alternativa para enfrentar la crisis energética mundial actual.

En el capítulo anterior, se utilizaron los métodos de evaluación de impacto Eco-indicator 99 y ReCiPe 2008 para identificar los procesos más relevantes, desde el punto de vista ambiental, de la producción de etanol a partir de maíz en Argentina, desde la producción de materia prima hasta el etanol en la refinería, considerando el uso de la burlanda (co-producto). Se analizaron los resultados de la caracterización y normalización según ambos métodos y se realizó un análisis de sensibilidad basado en las tres perspectivas disponibles: jerárquica, igualitaria e individualista. Debido a que se identificó al suministro energético como uno de los procesos relevantes en la refinería, este capítulo se dedica a evaluar el desempeño ambiental de dos alternativas tecnológicas con sistema de cogeneración CHP. Mediante el método ReCiPe, en sus dos niveles: punto intermedio y punto final, se compararon 3 tecnologías diferentes: Tecnología T1: Caso de referencia con gas natural, corresponde a una caldera convencional (sin CHP) alimentada con gas natural; Tecnología T2: CHP con gas natural, en donde se acopla una configuración de ciclo combinado; Tecnología T3: CHP con rastrojo de maíz, donde se utiliza un lecho fluidizado alimentado con biomasa.

La integración de sistemas de cogeneración CHP puede ser una opción para mejorar el desempeño ambiental del sistema de estudio. Aunque la tecnología T2 utilice más gas natural que la tecnología T1, produce electricidad en exceso, la cual puede ser vendida a la red. En la tecnología T3, el gas natural se reemplaza con rastrojo de maíz y también se produce electricidad en exceso, pero en menor cantidad que en T2.

Al igual que en el capítulo anterior, la planta se estableció en la provincia de Santa Fe. Debido a que en este capítulo son considerados el uso del rastrojo de maíz y la deforestación como consecuencia de la expansión de la frontera agrícola, la sección 4.2 describe las diferentes prácticas agrícolas y la distribución de los cultivos en la provincia de estudio. Se realizaron diferentes comparaciones entre las tres tecnologías mencionadas, sin y con el uso de la burlanda, siguiendo los distintos pasos del método y construyendo el triángulo de ponderación. Además, se analizó la influencia en el desempeño ambiental del rendimiento de maíz, la deforestación y la matriz de transporte mediante un análisis de sensibilidad.

En primer lugar el análisis considera desde la producción de materias primas para el cultivo del maíz hasta el bioetanol puesto a la salida de la refinería (es decir, desde la “cuna a la puerta”), incluyendo la valorización de la burlanda. Luego, se realizó la comparación ambiental de la operación de un vehículo estándar con distintas mezclas bioetanol/nafta.

4.2 PRÁCTICAS AGRÍCOLAS Y DISTRIBUCIÓN DE CULTIVOS

Existen diferentes prácticas agrícolas: cultivo convencional, cultivo reducido y cultivo conservativo, las cuales dejan en el suelo menos del 15%, entre 15 y 30% y más del 30% de los residuos del cultivo después de la cosecha, respectivamente. La última práctica incluye la siembra directa, la cual es la técnica agropecuaria predominante en Argentina. El cultivo convencional generalmente incluye el uso de arado, el cultivo reducido utiliza disco o cincel sin arar y la siembra directa, como se describió en el capítulo anterior, está caracterizada por la deposición uniforme de los residuos agrícolas sin el uso de arado y sin perturbar el suelo^{[7][8]}.

La siembra directa reduce la cantidad de fertilizantes aplicada y de combustible consumido en comparación con la práctica convencional. Además, la retención de los residuos de cultivo en los suelos agrícolas posee numerosos beneficios directos e indirectos con fuertes impactos en la calidad del suelo. Entre los directos, los residuos retenidos en la superficie del suelo moderan los balances de energía y agua, amortiguan las fuerzas erosivas de las gotas de lluvia y el viento, reciclan los nutrientes de las plantas, y sirven como alimento para los organismos del suelo. Entre los indirectos, los residuos afectan los procesos del suelo a través de cambios micro climáticos, la humedad del suelo y los regímenes de temperatura, transporte de agua y solutos y los procesos de erosión^[9]. La cantidad de residuos de cultivos retenida en la superficie del suelo para obtener los beneficios mencionados debe ser mayor a 6 ton/ha^[10]. Para el caso de la tecnología T3, donde se utilizan residuos de cultivo, se tienen en cuenta estas consideraciones para no modificar la calidad del suelo.

En particular, en un análisis realizado en la región pampeana argentina, la cual incluye a la provincia de Santa Fe, se reportó que la siembra directa aumenta la estabilidad estructural en la mayoría de los casos analizados. El arado del suelo generalmente induce a una reducción del tamaño de los agregados y de la estabilidad del mismo frente a la erosión del viento o efectos del agua en relación a la siembra directa, particularmente en la estructura porosa de los suelos. La siembra directa mejora la infiltración del suelo y la eficiencia en el uso del agua, con una diferencia promedio de 19 mm en el contenido de

agua respecto a la práctica convencional. La densidad aparente del suelo bajo siembra directa aumenta cuando la densidad es menor que 1,3 g/ml, mientras que por encima de este límite la siembra directa no tiene un impacto significativo^[11]. En algunos casos, los niveles de N bajo la práctica de siembra directa son menores que en la práctica convencional. Según Domínguez y col.^[12], no hay diferencias significativas entre las prácticas utilizadas en los cultivos de maíz en la región pampeana a partir de aplicaciones mayores a 60 kg N/ha.

En la Figura 4-1 se presenta la distribución de los diferentes cultivos en la provincia de Santa Fe, con el objetivo de identificar tendencias crecientes o decrecientes de los cultivos en los últimos 15 años. Se puede observar que la producción de soja creció en forma prácticamente continua hasta el año 2009, donde alcanzó un máximo del 76% del área cultivable de Santa Fe, al igual que el sorgo, cuyo valor en el 2011 superó 1,52 veces su valor inicial. Por otro lado, el cultivo de trigo disminuyó su valor un 60% y la producción de maíz, si bien presentó grandes fluctuaciones, no posee tendencias a lo largo del período estudiado. La soja representa en promedio el 66% mientras que el maíz y el trigo alcanzan el 9 y 15% respectivamente^[13].

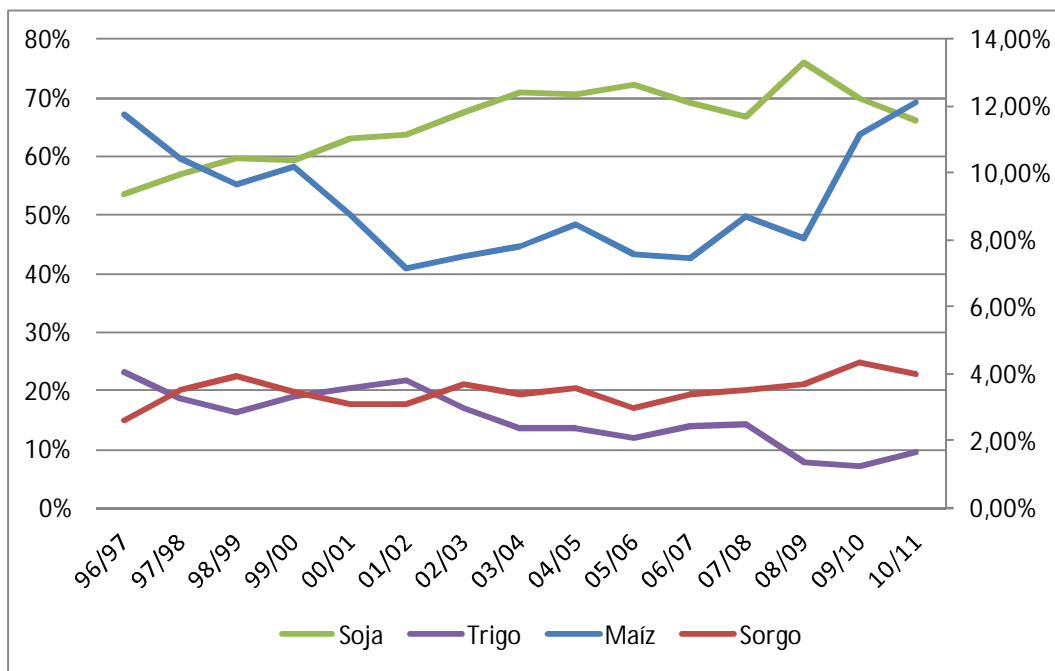


Figura 4-1: Distribución de los cultivos principales en la provincia de Santa Fe – Soja y Trigo (eje principal) y Maíz y Sorgo (Eje secundario).

4.3 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA E INVENTARIO

4.3.1. Definición de alcances y objetivos

Este capítulo tiene como objetivo la evaluación del impacto ambiental de tres tecnologías para la producción de etanol a partir de maíz en la provincia de Santa Fe. El sistema en estudio incluye desde la producción de materias primas hasta la producción de etanol anhidro a la salida de la refinera. Además, se evalúa la diferencia en el impacto ambiental entre considerar o no el uso del co-producto. En este primer análisis no se considera el uso del biocombustible. El desempeño ambiental se evalúa según las dos profundidades de modelado (punto intermedio y punto final) del método de impacto elegido ReCiPe 2008.

4.3.2. Definición de los límites del sistema

Al igual que en el capítulo anterior, la producción de etanol se divide en dos subsistemas: sistema agrícola S1 (cultivo de maíz) y sistema refinera S2 (producción de etanol propiamente dicha). La unidad funcional para el sistema es 1 MJ de etanol anhidro a la salida de la refinera. Ambos subsistemas se basan en valores nacionales, excepto para las dos alternativas en la producción de etanol. Estas tecnologías fueron modeladas según *U.S. Environmental Protection Agency and Combined Heat and Power Partnership*^[14] debido a falta de datos pero teniendo en cuenta los consumos correspondientes al contexto argentino. En las secciones siguientes, se presentan los datos específicos nacionales que no fueron detallados en el capítulo anterior y las modificaciones del sistema en estudio. Al igual que en el capítulo anterior, los datos de la superficie cosechada y rendimientos fueron obtenidos de campañas agrícolas correspondientes al periodo 1996-2011.

Los límites del sistema para las tres tecnologías se observan en la Figura 4-2. El subsistema agrícola S1 es igual tanto para la tecnología de referencia T1 como para la tecnología T2, mientras que para la tecnología T3 el subsistema varía debido al uso de un porcentaje de los residuos de cultivo (las diferencias se presentan en rojo y líneas de tramos). En la sección siguiente, se presenta el inventario detallado para cada uno como S1a y S1b. El subsistema refinera S2 es diferente para todas las tecnologías. En la tecnología T2 existe un exceso de electricidad aportado a la red y en la tecnología T3 no se utiliza gas natural y también se aporta electricidad a la red.

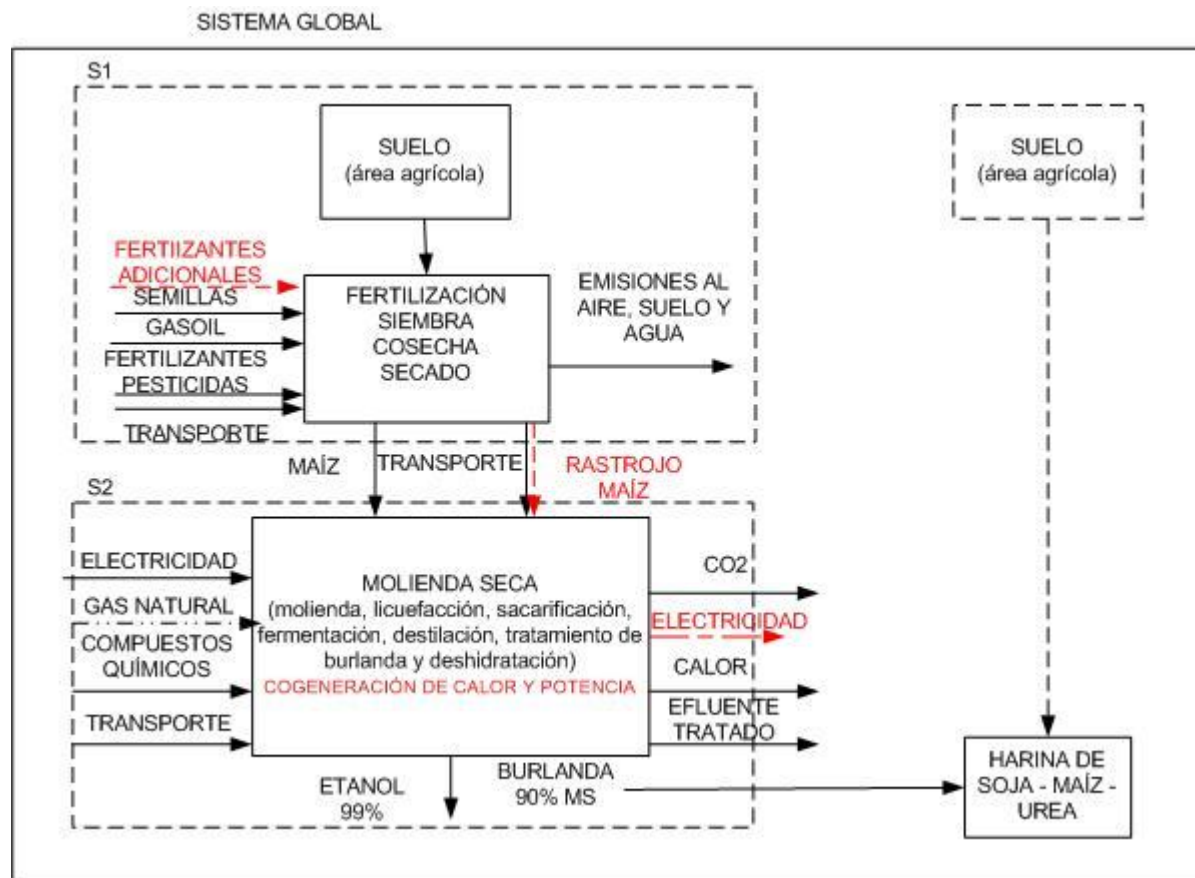


Figura 4-2: Límites del sistema de las tres tecnologías. Las líneas continuas son comunes a las tres tecnologías, las líneas en tramos y en rojo corresponden a la tecnología T3 solamente, la combinación de punto y línea corresponde a la tecnología T1 y T2 y la combinación de líneas en rojo (electricidad producida) corresponde a T2 y T3.

4.3.3. Análisis de inventario

En la Tabla 4-1 se presentan los datos de inventario para los dos subsistemas agrícolas, sin y con el uso de los residuos de cultivo. Los datos comunes a ambos sistemas corresponden a los detallados en el capítulo anterior (sección 3.5). Para la tecnología T3 se deben aplicar fertilizantes adicionales al suelo debido a la remoción de residuos. Los nutrientes contenidos en el residuo de maíz se presentan en la Tabla 4-2^[15]. Se asume una relación residuo/grano igual a 1,4^[16]. Los fertilizantes adicionales se calculan de la siguiente manera:

$$Fert_{adicional} = Nutriente \cdot superficie_{cosechada} \cdot relación_{residuo/maíz} \cdot \%residuo_{utilizado} \quad \text{Ecuación 4-1}$$

Además, se considera el transporte adicional de residuo de cultivo en forma análoga al transporte de maíz. Cuando se retiene todo el residuo en el campo (S1a), las cargas ambientales de los fertilizantes se asignan totalmente a los granos, pero cuando se

recolecta parte del residuo (S1b), la diferencia resultante de la aplicación de fertilizantes se asigna completamente al rastrojo^[17]. Se considera la disminución de N₂O debido a la remoción de los residuos en una proporción de 3 x 10⁻⁵ kgN₂O/kg residuo^[15]. La cantidad de residuo retenido en el suelo (ton/ha) se calcula de la siguiente manera:

$$residuos_{sup} = relación_{residuo/maíz} \cdot rendimiento_{maíz} \quad \text{Ecuación 4-2}$$

En estas condiciones, el 30% de los residuos es suficiente para satisfacer los requerimientos energéticos de la planta, dejando sin remover una cantidad mayor a 6 ton/ha. Por lo tanto, la práctica aún pertenece al cultivo conservativo y la cantidad de residuo no retirada del suelo es suficiente para no disminuir la calidad del mismo. Como el único cambio es el uso de parte de los residuos de cultivo, la reducción en el uso de combustible y la no perturbación relativa del suelo correspondientes a la siembra directa se mantienen.

Tabla 4-1: Análisis de inventario para los dos subsistemas agrícolas (S1a y S1b).

	S1a	S1b		S1a	S1b
Productos			Aplicación pesticidas [ha]	1,45E-04	1,45E-04
Maíz [kg]		1	Cosecha [ha]	1,29E-04	1,29E-04
Rastrojo [kg]	n.a.	0,42	Secado de maíz [kg]	4,10E-01	4,10E-01
Recursos			Transporte, tractor [tkm]	3,07E-02	4,43E-02
Carbono, materia orgánica en suelo[kg]	0,16	0,123	Transporte, camión 25ton [tkm]	6,71E-03	7,91E-03
Energía en biomasa [MJ]	15,91	15,91	Fertilizante N [kg]	n.a.	7,43E-03
Ocupación, suelo cultivado [ha]	9,60E-05	9,60E-05	Fertilizante P [kg]	n.a.	1,99E-03
Transformación, desde suelo cultivado [ha]	1,65E-04	1,65E-04	Fertilizante K [kg]	n.a.	3,99E-03
Transformación, a suelo cultivado [ha]	1,65E-04	1,65E-04	Emisiones al aire		
Dióxido de carbono, en aire[kg]	1,35	1,35	Amoníaco[kg]	5,36E-04	8,81E-04
Materiales/combustibles			Monóxido de dinitrógeno [kg]	2,56E-04	4,20E-04
Semillas de maíz [kg]	4,94E-03	4,94E-03	Óxidos de nitrógeno	1,48E-04	2,44E-04

			[kg]		
Urea, como N [kg]	4,86E-03	4,86E-03	Metano [g]	8,25E-02	1,36E-01
Nitrato de amonio, como N [kg]	3,38E-03	3,38E-03	Emisiones al agua		
Fosfato diamónico [kg]	3,98E-03	3,98E-03	Fosforados al río [kg]	1,42E-04	9,50E-05
Fosfato monoamónico [kg]	4,50E-03	4,50E-03	Fosforados al agua subterránea [kg]	1,10E-05	7,39E-06
Atrazina [kg]	1,72E-04	1,72E-04	Nitrato al agua subterránea [kg]	2,64E-03	4,34E-03
Acetamida [kg]	1,41E-04	1,41E-04	Emisiones al suelo		
Glifosato [kg]	3,42E-04	3,42E-04	Acetamida [kg]	1,41E-04	1,41E-04
Piridina [kg]	3,82E-05	3,82E-05	Atrazina [kg]	1,72E-04	1,72E-04
Riego [ha]	4,63E-07	4,63E-07	Piridina [kg]	3,82E-05	3,82E-05
Fertilización [ha]	6,93E-04	6,93E-04	Glifosato [kg]	3,42E-04	3,42E-04
Siembra [ha]	1,65E-04	1,65E-04			

Tabla 4-2: Nutrientes contenidos en el rastrojo de maíz.

Nutrientes	[kg/ha año]
N	41
P	11
K	22

En la Tabla 4-3 se presenta el inventario del subsistema refinería. La tecnología T1 es igual a la descrita en el capítulo anterior (sección 3.5). A continuación se detallan los datos correspondientes a las tecnologías T2 y T3 no mencionados en el capítulo anterior ni en el análisis energético realizado en el Capítulo 2 (sección 2.9). Se asumió un poder calorífico inferior para el gas natural y el rastrojo de maíz igual a 38,92 MJ/Nm³ y 17,9 MJ/kg, respectivamente. La eficiencia global de los sistemas de cogeneración CHP fue igual a 67 y 76%, y se adoptaron relaciones de calor/electricidad igual a 0,97 y 5,5 para las tecnologías T2 y T3 respectivamente^{[14][15][18]-[20]}. En la tecnología T3, no es necesaria la oxidación térmica para el control de emisiones ya que los gases de salida del secador de burlanda son utilizados en la caldera como aire de combustión. Se asumió que después de la combustión el 1% de la materia seca del rastrojo retorna al suelo como ceniza^{[14][20][21]}. En la base de

Tabla 4-3: Análisis de inventario de los subsistemas refinera (T1), (T2) y (T3)

	S2 (T1)	S2 (T2)	S2 (T3)
Productos			
Etanol anhidro [MJ]	1	2	3
Burlanda seca 90% MS [kg]	0,036	0,036	0,036
Productos evitados			
Electricidad de la red, voltaje medio [kwh]	n.a.	0,078	0,014
Materiales/Combustibles			
Maíz - S1a [kg]	0,114	0,114	n.a.
Maíz - S1b [kg]	n.a.	n.a.	0,114
Agua [kg]	0,256	0,256	0,256
Ácido sulfúrico 0,061% [kg]	2,12E-01	2,12E-01	2,12E-01
Amoniaco [kg]	2,54E-01	2,54E-01	2,54E-01
Cal [kg]	7,55E-02	7,55E-02	7,55E-02
Transporte, ferrocarril [tkm]	0,004	0,004	0,004
Transporte, camión 25ton [tkm]	0,029	0,029	0,029
Electricidad de la red, voltaje medio [kwh]	0,012	1,00E-03	1,00E-03
Electricidad de CHP gas natural [kwh]	n.a.	8,80E-02	n.a.
Electricidad de CHP rastrojo [kwh]	n.a.	n.a.	0,025
Calor, gas natural [Mj]	0,302	0,009	n.a.
Calor, CHP gas natural [MJ]	n.a.	0,293	n.a.
Calor, CHP rastrojo [MJ]	n.a.	n.a.	0,284
Gas natural, quemado en caldera industrial [MJ]	0,19	0,19	n.a.
Nafta sin plomo [kg]	0,001	0,001	0,001
Infraestructura planta [p]	2,01E-11	2,01E-11	2,01E-11
Emisiones al aire			
Dióxido de carbono, biogénico [kg]	0,032	0,032	0,032
Calor residual [MJ]	0,316	0,128	0,114
Tratamiento de residuos			
Tratamiento de efluentes [m ³]	1,81E-04	1,81E-04	1,81E-04

datos Ecoinvent existen tres métodos de asignación para todos los sistemas de cogeneración CHP: asignación con exergía, energía y calor. En este trabajo, se eligió arbitrariamente la asignación con energía, en el cual las cargas asignadas entre electricidad y calor generados están distribuidas según la energía suministrada como calor y electricidad^[21]. La electricidad generada en los sistemas de cogeneración se calcula en función del calor requerido y la relación calor/electricidad:

$$Electricidad_{generada} = \frac{calor_{requerido}}{relación\ calor/electricidad} \quad \text{Ecuación 4-3}$$

4.4 RESULTADOS

4.4.1. Clasificación y caracterización

Los datos de inventario se clasificaron en las categorías de impacto correspondientes al método ReCiPe. El subsistema S2 (que incluye a S1), y el sistema global SG (que considera el uso de la burlanda) de las tres tecnologías son caracterizados y comparados según el método ReCiPe para ambos niveles: punto intermedio y punto final. En el paso de caracterización es difícil determinar la tecnología que tiene menor impacto ambiental ya que el método ReCiPe considera una gran cantidad de categorías (18 o 17 según el nivel). La caracterización de la producción de bioetanol con y sin el uso de la burlanda se realizó para evaluar la influencia de la valorización del co-producto para cada tecnología. Como la caracterización para las categorías de impacto comunes es igual para ambos niveles, sólo se presenta la correspondiente al punto intermedio ya que este nivel incluye más categorías de impacto. En la Figura 4-3 se compara la caracterización de las tres tecnologías para producir etanol aplicando el método ReCiPe nivel punto intermedio sin considerar el uso de la burlanda. En general, las tecnologías T2 y T3 tienen menor impacto que la tecnología T1, excepto en la categoría de disminución de ozono en la cual la tecnología T2 tiene un impacto 44% mayor y en la categoría de eutrofización marina, donde la tecnología T3 tiene una contribución 15% mayor que la tecnología T1. Particularmente, la tecnología T2 presenta mejoras en las categorías toxicidad humana (-114%), formación de material particulado (-50%), radiación ionizante (-83%), acidificación terrestre (-62%) y ecotoxicidad marina (-37%). Los beneficios más relevantes de la tecnología T3 se manifiestan en otras categorías: cambio climático (-54%), disminución de ozono (-61%), transformación del uso del suelo (-39%) y disminución de combustibles fósiles (-64%), a excepción de la toxicidad humana (-30%) en la cual la tecnología T2 también presenta beneficios. Nótese que sólo la tecnología T2 en la categoría de toxicidad humana tiene impactos positivos (valor negativo). En el capítulo anterior se determinó que la producción de maíz, el calor suministrado y el gas natural quemado son los procesos que poseen mayores contribuciones para la tecnología T1. En la tecnología T3, debido a que el sistema de cogeneración CHP es alimentado con rastrojo de maíz, el suministro de calor representa una contribución menor en el impacto total, obteniendo mayor relevancia el transporte en camión. Por lo tanto, las categorías donde la tecnología T2 posee mayor impacto que la

tecnología T3 poseen grandes contribuciones de calor suministrado y electricidad. El impacto positivo en la toxicidad humana observado en la tecnología T2 se debe a la cantidad significativa de electricidad evitada. El mayor impacto de la tecnología T3 en relación a T2 en acidificación terrestre, eutrofización marina, ecotoxicidad de agua dulce y de mar se debe principalmente a las altas concentraciones de N debido a los fertilizantes adicionales aplicados.

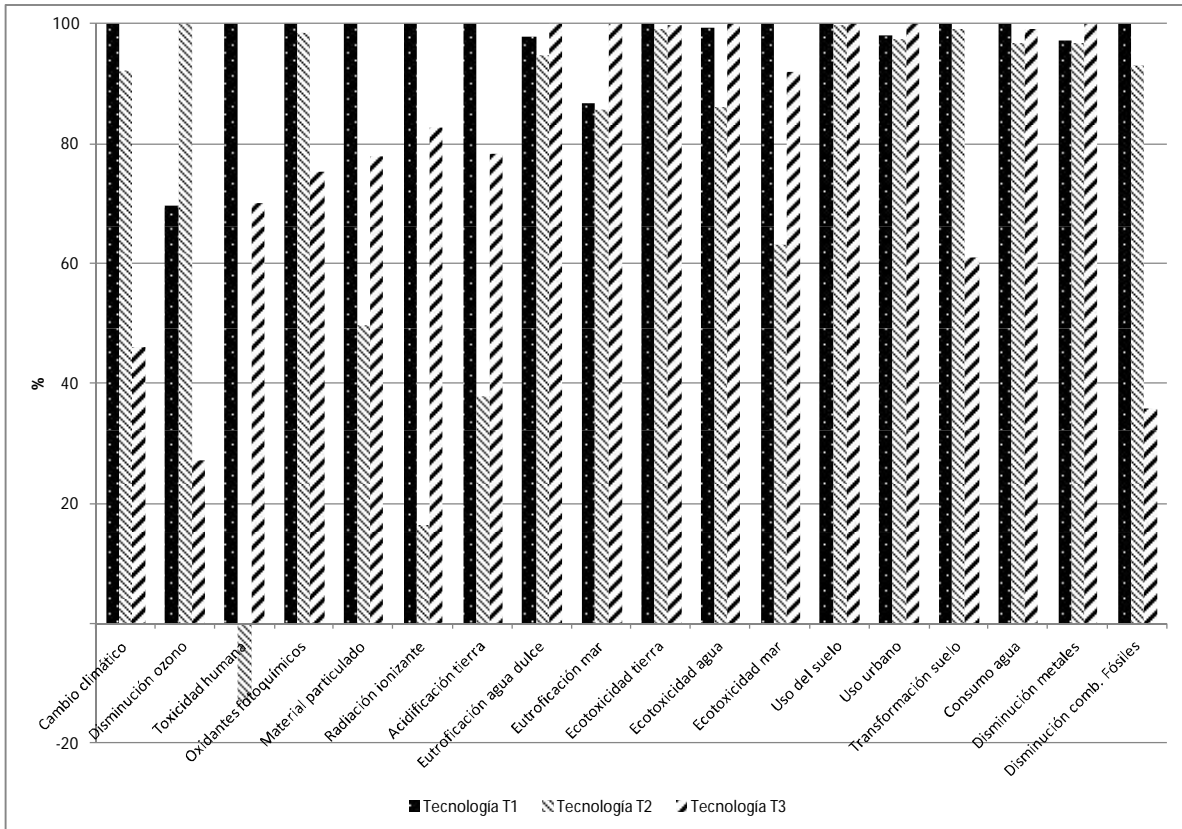


Figura 4-3: Comparación de la caracterización de los subsistemas S2 de las tres tecnologías estudiadas T1, T2 y T3 según el nivel punto intermedio del método ReCiPe.

La Figura 4-4 compara la caracterización de las tres tecnologías según el método ReCiPe punto intermedio pero considerando el uso de la burlanda (SG). En este caso, las tecnologías T2 y T3 también poseen un impacto ambiental menor que T1 en la mayoría de las categorías. El impacto de la tecnología T2 en la categoría de disminución de ozono es algo mayor que T1 con respecto al caso anterior (53 vs 44%) pero el impacto de T3 en la eutrofización marina aumenta aún mas en relación a T1 (82% vs 15%) con respecto al caso que no considera el uso de burlanda. Teniendo en cuenta el uso de la misma, la tecnología T2 tiene impacto positivo en la categoría de radiación ionizante y toxicidad humana y las tres tecnologías tienen impactos positivos en la eutrofización marina.

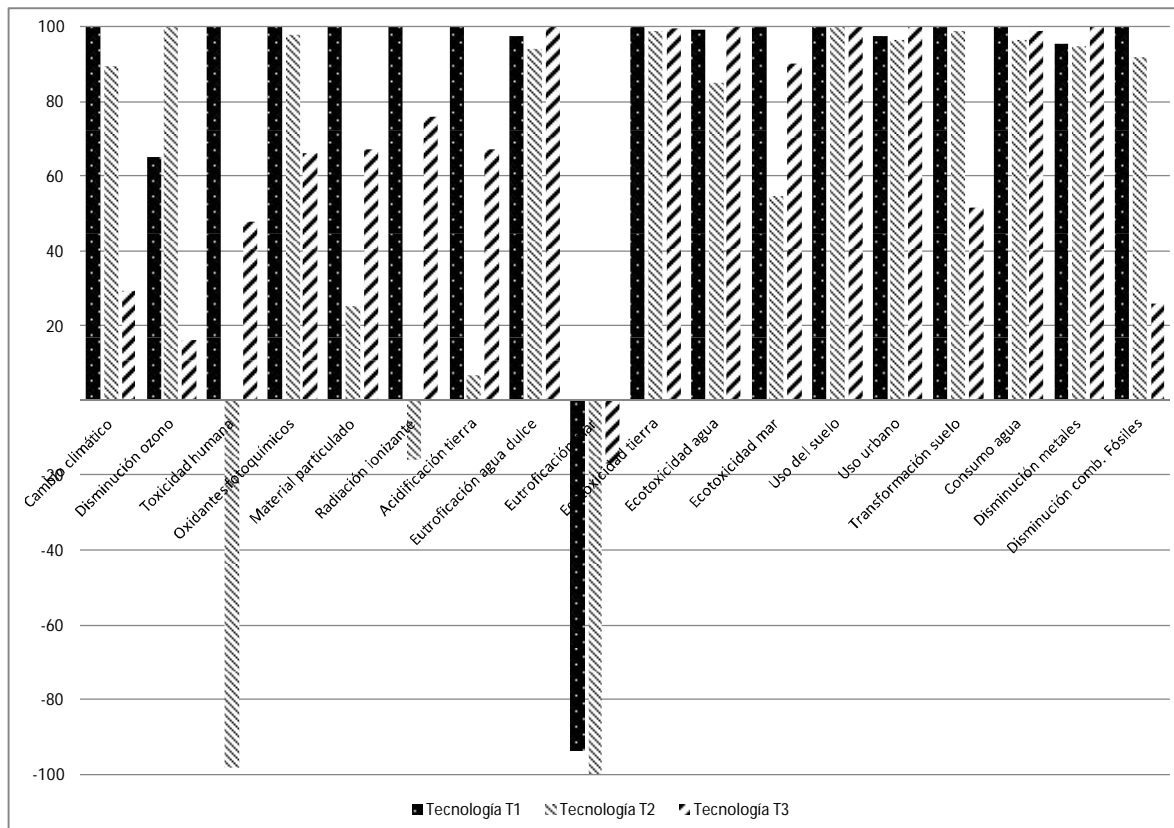


Figura 4-4: Comparación de la caracterización de los sistemas globales SG de las tres tecnologías estudiadas T1, T2 y T3 según el nivel punto intermedio del método ReCiPe.

En la Tabla 4-4 se observan las diferencias en la caracterización entre los subsistemas S2 y los SG para cada categoría en términos absolutos. Al igual que en el capítulo anterior, la valorización del co-producto sólo tiene beneficios en el ambiente debido a que se considera como productos evitados, no afectando negativamente ninguna categoría de impacto. Para la tecnología T1, el uso de la burlanda posee una influencia relevante (más del 30%) en las categorías de toxicidad humana (42%), formación de material particulado (32%), acidificación terrestre (33%), eutrofización marina (118%) y disminución de metales (38%). El uso de burlanda con la tecnología T2 presenta, además de lo anterior, influencias relevantes en las categorías de radiación ionizante y ecotoxicidad marina, siendo mayores que las que presenta T1, excepto para la disminución de metales y eutrofización marina, donde los valores son iguales. Finalmente, el uso de burlanda con la tecnología T3 añade a lo enumerado para T1 influencias significativas en las categorías de cambio climático, disminución de ozono, formación de oxidantes fotoquímicos, transformación de suelo natural y disminución de ozono. Al igual que la tecnología T2, la influencia del uso de burlanda con la tecnología T3 es mayor que la que presenta T1, excepto en la disminución

de metales (que es igual) y en la eutrofización marina (que es menor). La influencia diferente que determina el uso de burlanda se basa principalmente en los beneficios debido al gas natural evitado en la tecnología T3 y a la electricidad evitada en la tecnología T2.

Tabla 4-4: Caracterización de las tres tecnologías T1, T2 y T3 según el nivel punto intermedio del método ReCiPe.

Categoría de impacto	Unidad	Tecnología T1		Tecnología T2		Tecnología T3	
		S2	SG	S2	SG	S2	SG
Cambio climático	kg CO ₂ eq	2,596	1,994	2,395	1,793	1,177	0,575
Disminución ozono	kg CFC-11 eq	4,48E-07	3,65E-07	6,41E-07	5,58E-07	1,73E-07	9,06E-08
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	0,231	0,133	-0,028	-0,126	0,161	0,063
Oxidantes fotoquímicos	kg	0,007	0,005	0,007	0,005	0,005	0,003
Material particulado	NM VOC kg PM10 eq	0,003	0,002	0,002	0,001	0,002	0,001
Radiación ionizante	kg U235 eq	0,153	0,111	0,028	-0,013	0,123	0,082
Acidificación tierra	kg SO ₂ eq	0,013	0,008	0,005	0,001	0,010	0,006
Eutrofización agua dulce	kg P eq	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Eutrofización mar	kg N eq	0,003	-0,001	0,003	-0,001	0,003	0,000
Ecotoxicidad tierra	kg 1,4-DB eq	0,020	0,017	0,020	0,017	0,020	0,017
Ecotoxicidad agua	kg 1,4-DB eq	0,075	0,069	0,065	0,059	0,075	0,069
Ecotoxicidad mar	kg 1,4-DB eq	0,011	0,009	0,007	0,005	0,010	0,008
Uso del suelo	m ² a	3,124	2,742	3,123	2,741	3,127	2,745
Uso urbano	m ² a	0,072	0,054	0,072	0,054	0,073	0,055
Transformación suelo	m ²	5,24E-04	4,247-04	5,21E-04	4,21E-04	3,12E-04	2,12E-04
Consumo agua	m ³	0,023	0,022	0,022	0,021	0,023	0,022
Disminución metales	kg Fe eq	0,060	0,037	0,060	0,037	0,061	0,038
Disminución comb. Fósiles	kg oil eq	0,837	0,727	0,780	0,670	0,296	0,186

4.4.2. Normalización

Como se describió en el capítulo anterior, otro paso de la metodología ACV es la normalización, donde la magnitud relativa para cada categoría se calcula dividiendo el indicador de la categoría de impacto por un valor "normal" [22][23]. Si bien el método ReCiPe

posee la normalización mundial, que incluye al contexto argentino, la objetividad de los resultados de este paso de la metodología ACV es cuestionable.

Las categorías identificadas como más relevantes dependen del nivel analizado debido a las conexiones no definidas entre los niveles punto intermedio y punto final. Las categorías relevantes para los sistemas globales SG se enumeran en orden de importancia. Según el nivel de punto intermedio, las cuatro categorías más importantes son la ecotoxicidad de agua dulce, ecotoxicidad marina, eutrofización de agua dulce y ecotoxicidad terrestre; luego, la toxicidad humana, ocupación de suelo agrícola y disminución de combustibles fósiles. El resto de las categorías posee una importancia relativa menor al 2% del valor de la categoría más relevante (ecotoxicidad del agua).

En el nivel de punto final, las categorías relevantes cambian debido a que algunas categorías no pueden incluir impactos tenidos en cuenta en el punto intermedio. Por lo tanto, los combustibles fósiles, cambio climático (salud humana) y ocupación del suelo agrícola son las categorías con mayor importancia relativa seguidas de la formación de material particulado. El resto de las categorías tiene una importancia menor al 2% de la correspondiente a la categoría más relevante (combustibles fósiles). Por lo tanto, los resultados basados en la normalización dependen del nivel elegido. Para ambos niveles las dos tecnologías alternativas T2 y T3 tienen menor impacto ambiental que la tecnología convencional T1. En el nivel de punto intermedio, la tecnología T2 tiene menor impacto en las categorías relevantes que T3, excepto para la categoría combustibles fósiles; mientras que en el nivel de punto final, la tecnología T3 tiene menor impacto en las categorías relevantes que T2, excepto para la formación de material particulado (Figura 4-5 y Figura 4-7)

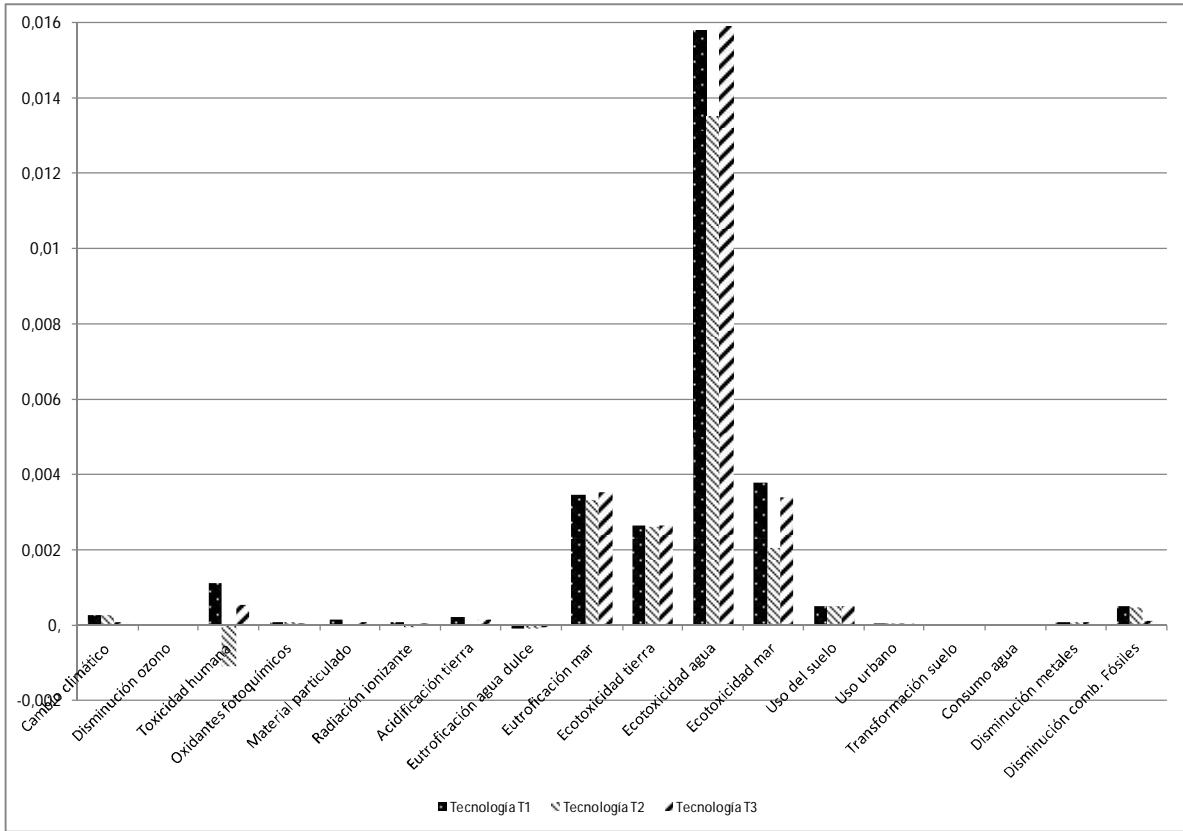


Figura 4-5: Comparación de la normalización de los sistemas globales SG de las tres tecnologías estudiadas T1, T2 y T3 según el nivel punto intermedio del método ReCiPe.

El software SimaPro utilizado permite construir el triángulo de ponderación, el cual puede realizarse luego de agrupar las categorías de impacto en las tres categorías de daño: salud humana, calidad del ecosistema y recursos. Esta herramienta es útil para describir gráficamente la comparación de dos sistemas A y B para todas las posibles combinaciones de pesos. El triángulo se divide en áreas de pesos donde A tiene menor impacto ambiental que B, y viceversa. Las ventajas de esta herramienta es que permite comparar el desempeño ambiental de dos sistemas según el peso o ponderación dado a cada categoría.

Como el triángulo de ponderación se basa en la normalización del nivel punto final, la tecnología T3 posee menor impacto ambiental que T2 para todos los pesos. La tecnología T2 tiene menor impacto que T1 para todos los pesos. Por lo tanto, puede concluirse que en el caso de estudio no existen relaciones de compromiso entre las tecnologías debido a posibles pesos de las categorías de impacto en el nivel de punto final. En la Figura 4-6 se observan los triángulos de ponderación entre las tres tecnologías. En la Figura 7A se presenta el triángulo de ponderación entre T3 y T2 y en la figura 7B entre T2 y T1.

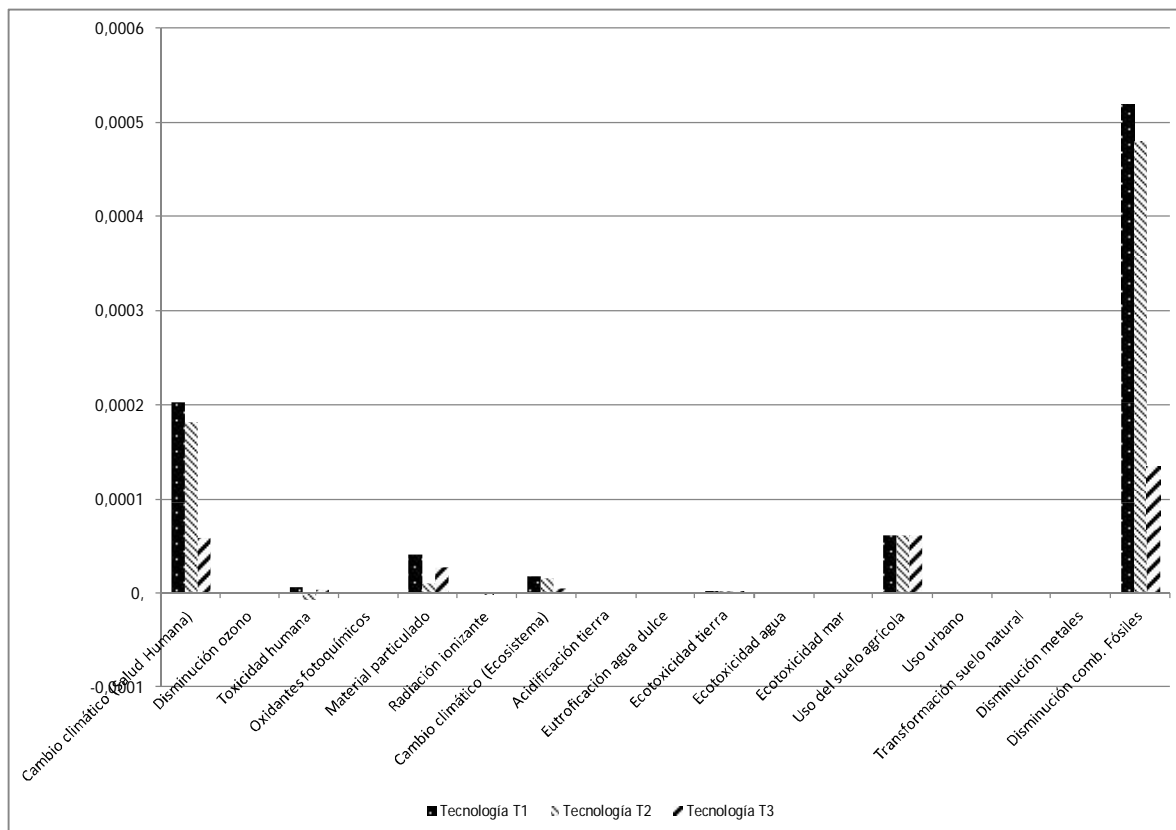


Figura 4-7: Comparación de la normalización de los sistemas globales SG de las tres tecnologías estudiadas T1, T2 y T3 según el nivel punto final del método ReCiPe.

4.5 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

En esta sección se evalúa el impacto en los resultados finales de algunas consideraciones o aspectos a través de un análisis de sensibilidad, en particular, el rendimiento del grano, la deforestación y la matriz de transporte. Se consideró un rendimiento de grano menor para evaluar la producción de maíz en zonas más desfavorables, por ejemplo, la provincia de Entre Ríos. Sin embargo, tal modificación cumple un contenido mínimo de 6 ton/ha de residuo en el suelo para no afectar su calidad.

Dado que el incremento de la demanda mundial de bioenergía puede afectar ecosistemas nativos como praderas o bosques, pasturas y áreas protegidas, se analiza el impacto de la producción de maíz en un área deforestada. Para este caso, se considera la transformación de bosque a suelo arable, las emisiones debido a esa transformación, y a la biomasa resultante de la limpieza de bosque^[24].

En la década de 1990 disminuyó la contribución del ferrocarril en la matriz de transporte como consecuencia de políticas gubernamentales que favorecieron al transporte en

camiones, compitiendo con el ferrocarril en vez de complementarlo. En la actualidad, el gobierno nacional comenzó a recuperar la infraestructura ferroviaria para incrementar el transporte en ferrocarril. El ferrocarril posee menor impacto ambiental e índice de accidentes que los camiones, posibilitando un mejor y más seguro tráfico en las rutas. De

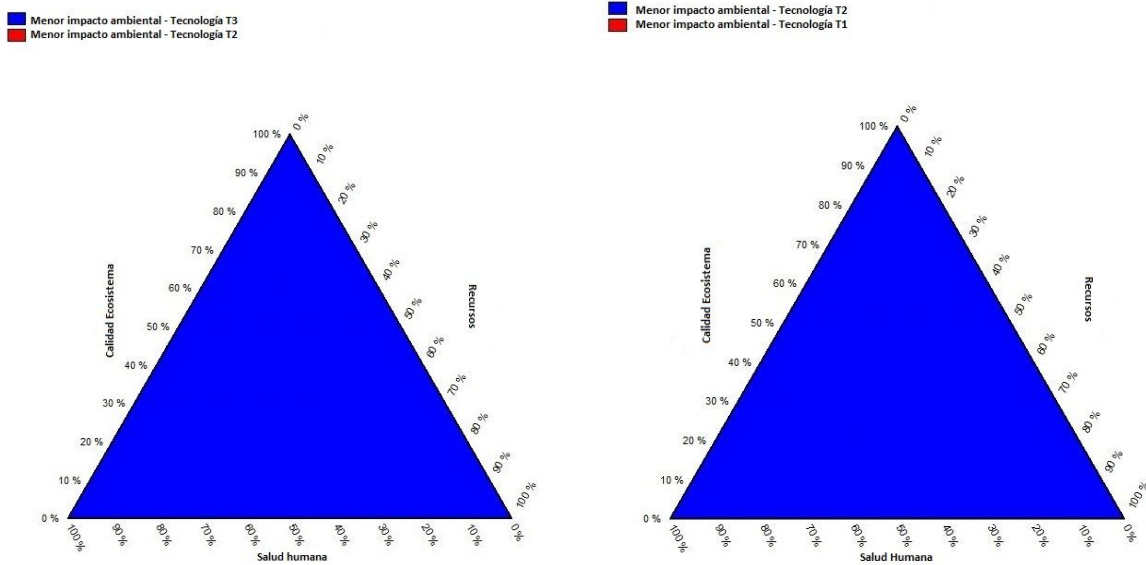


Figura 4-7: 7A Triángulo de ponderación entre las tecnologías T2 y T3 - 7B Triángulo de ponderación entre las tecnologías T2 y T1.

esta manera, tiene interés analizar una matriz de transporte basada en ferrocarril en vez de camiones.

Se realizó la comparación entre diferentes escenarios propuestos. Se analizaron las tecnologías alternativas con cogeneración T2 y T3 con un rendimiento de maíz menor para verificar si aún poseen un impacto ambiental menor que la tecnología convencional T1. La deforestación fue considerada sólo para la tecnología T1 para observar su influencia en el caso de referencia. La matriz de transporte fue considerada sólo para la tecnología T2 para intentar disminuir el impacto en las categorías donde la tecnología T3 tiene mejor desempeño ambiental.

Se utilizó la caracterización según el nivel punto intermedio de ReCiPe y se consideró el sistema global. A continuación, se presenta una breve descripción de cada escenario:

E0: (i) práctica de siembra directa, (ii) rendimiento del grano igual a 7,726 ton/ha, (iii) 85 y 15% de transporte en camión y ferrocarril, respectivamente, y (iv) tecnología convencional.

E1: (i) práctica de siembra directa, (ii) rendimiento del grano igual a 7,726 ton/ha, (iii) 85 y 15% de transporte en camión y ferrocarril, respectivamente, y (iv) sistema de cogeneración de calor y potencia alimentado con gas natural.

E2: (i) práctica sin arado con retiro de rastrojo, (ii) rendimiento del grano igual a 7,726 ton/ha, (iii) 85 y 15% de transporte en camión y ferrocarril, respectivamente, y (iv) sistema de cogeneración de calor y potencia alimentado con rastrojo.

E3: (i) siembra directa, (ii) rendimiento de grano igual a 6,386 ton/ha, (iii) 85 y 15% de transporte en camión y ferrocarril, respectivamente, y (iv) sistema de cogeneración de calor y potencia alimentado con gas natural.

E4 (i) práctica sin arado con retiro de rastrojo, (ii) rendimiento del grano igual a 6,386 ton/ha, (iii) 85 y 15% de transporte en camión y ferrocarril, respectivamente, y (iv) sistema de cogeneración de calor y potencia alimentado con rastrojo.

E5: (i) práctica de siembra directa con deforestación, (ii) rendimiento del grano igual a 7,726 ton/ha, (iii) 85 y 15% de transporte en camión y ferrocarril, respectivamente y (iv) tecnología convencional.

E6: (i) práctica siembra directa, (ii) rendimiento de grano igual a 7,726 ton/ha, (iii) 100% de transporte en ferrocarril, y (iv) sistema de cogeneración de calor y potencia alimentado con gas natural.

En la Tabla 4-5 se presentan las caracterizaciones relativas para todos los escenarios con respecto al escenario de referencia E0. Se presentan efectos significativas (entre 20 y 36%) de un menor rendimiento de grano para ambas tecnologías, T2 y T3, en las categorías material particulado, acidificación terrestre, eutrofización marina y de agua dulce, ecotoxicidad marina, terrestre y de agua dulce y ocupación de suelo agrícola. A excepción de la categoría acidificación terrestre en la que la diferencia es mayor para la tecnología T2 que T3 y en la categoría eutrofización marina en la que la diferencia mayor corresponde a la tecnología T3 (resultando incluso en un valor negativo donde los impactos son positivos), el resto posee una influencia similar para ambas tecnologías. Además, existen diferencias significativas para la tecnología T3 en las categorías cambio climático y toxicidad humana, y también en la categoría radiación ionizante para T2. Sin embargo, en la mayoría de las categorías se mantienen los efectos favorables de las tecnologías T2 y T3 frente a la convencional T1.

La deforestación tiene enormes contribuciones desfavorables en el cambio climático y en la transformación del suelo natural (15 y 12278 veces el impacto de E0, respectivamente), resaltando la importancia de la extensión de la frontera agrícola sobre áreas nativas.

Finalmente, aún asumiendo que todo el transporte se realiza mediante ferrocarril, la tecnología T2 no alcanza a mejorar los beneficios relativos de la tecnología T3 en ninguna categoría. Esto se debe a que la contribución del transporte en el impacto total no es significativa.

Tabla 4-5: Comparación de caracterización de escenarios en base al escenario de referencia E0 según ReCiPe nivel punto intermedio.

Categorías de impacto	E0:	E1:	E2:	E3:	E4:	E5:	E6:
Cambio climático	1	0,897	0,294	0,956	0,366	15,668	0,841
Disminución ozono	1	1,535	0,252	1,578	0,294	1,000	1,470
Toxicidad humana	1	-0,980	0,478	-0,819	0,640	1,000	-0,954
Oxidantes fotoquímicos	1	0,981	0,665	1,076	0,771	1,000	0,778
Material particulado	1	0,253	0,672	0,404	0,844	1,000	0,157
Radiación ionizante	1	-0,159	0,759	-0,071	0,847	1,000	-0,088
Acidificación tierra	1	0,068	0,674	0,244	0,883	1,000	0,014
Eutrofización agua dulce	1	0,965	1,025	1,181	1,247	1,000	0,973
Eutrofización mar	1	1,069	0,181	0,044	-1,035	1,000	1,132
Ecotoxicidad tierra	1	0,990	0,998	1,235	1,244	1,000	0,989
Ecotoxicidad agua	1	0,855	1,006	1,074	1,235	1,000	0,855
Ecotoxicidad mar	1	0,547	0,901	0,728	1,087	1,000	0,544
Uso del suelo	1	1,000	1,001	1,238	1,239	1,000	1,000
Uso urbano	1	0,992	1,026	1,017	1,051	1,000	0,979
Transformación suelo	1	0,992	0,517	1,031	0,557	12668,512	0,885
Consumo agua	1	0,964	0,991	1,050	1,077	1,000	0,954
Disminución metales	1	0,991	1,045	1,150	1,204	1,000	0,935
Disminución comb. fósiles	1	0,920	0,260	0,949	0,291	1,000	0,860

4.6 COMPARACIÓN ENTRE BIOETANOL A PARTIR DE MAÍZ Y NAFTA

Al igual que en el Capítulo 3, la comparación entre las diferentes tecnologías estudiadas y la nafta se realizó en base a dos unidades funcionales: 1 MJ de combustible a la salida de la refinería y 1 km recorrido en un automóvil para la producción y el uso del combustible, respectivamente.

Para el primer caso se consideraron los sistemas globales presentados para las distintas tecnologías relativas a la producción de etanol y la producción de nafta estándar descrita en el capítulo anterior (Sección 3.9).

Los resultados obtenidos mediante el nivel punto intermedio del método ReCiPe se observan en la Figura 4-8. La tecnología T2 presenta mejoras significativas respecto a la

tecnología T1 en las categorías toxicidad humana (-316%), radiación ionizante (-146%), material particulado (-11%), acidificación terrestre (-64%) y ecotoxicidad marina (351%), determinando incluso impactos positivos en las dos primeras y, excepto en la ecotoxicidad marina, el impacto es menor que el de la nafta. Por otro lado, el impacto de T2 en la disminución de la capa de ozono es mayor que el de la producción de nafta (20%). En cuanto a la tecnología T3, posee mejoras significativas en las categorías: cambio climático (13%), formación de oxidantes fotoquímicos (-9%), transformación del suelo (-30%), disminución de la capa de ozono (-81%), toxicidad humana (7%) y combustibles fósiles (-78%). En las categorías de cambio climático y toxicidad humana, el impacto de T3 es muy similar al de la nafta en comparación con la tecnología T1, para la cual el impacto es 293 y 198% mayor, respectivamente. La eutrofización del mar es la única categoría donde la tecnología T3 tiene una contribución negativa significativa en relación a T1 pero no en relación a la nafta (-233%).

Para la segunda comparación, se consideraron las mismas mezclas de etanol/nafta que en el capítulo anterior para recorrer 1km en un automóvil: E5, E10 E85 y E95 y 100% nafta (E0). Los datos corresponden a la Tabla 3-12 con diferencias sólo en las tecnologías utilizadas en la producción de etanol. En la Figura 4- se comparan las operaciones de las tres tecnologías T1, T2 y T3 y la correspondiente a nafta sólo para las mezclas E85 y E95, ya que para las mezclas menores (E5 y E10) las diferencias entre tecnologías son despreciables.

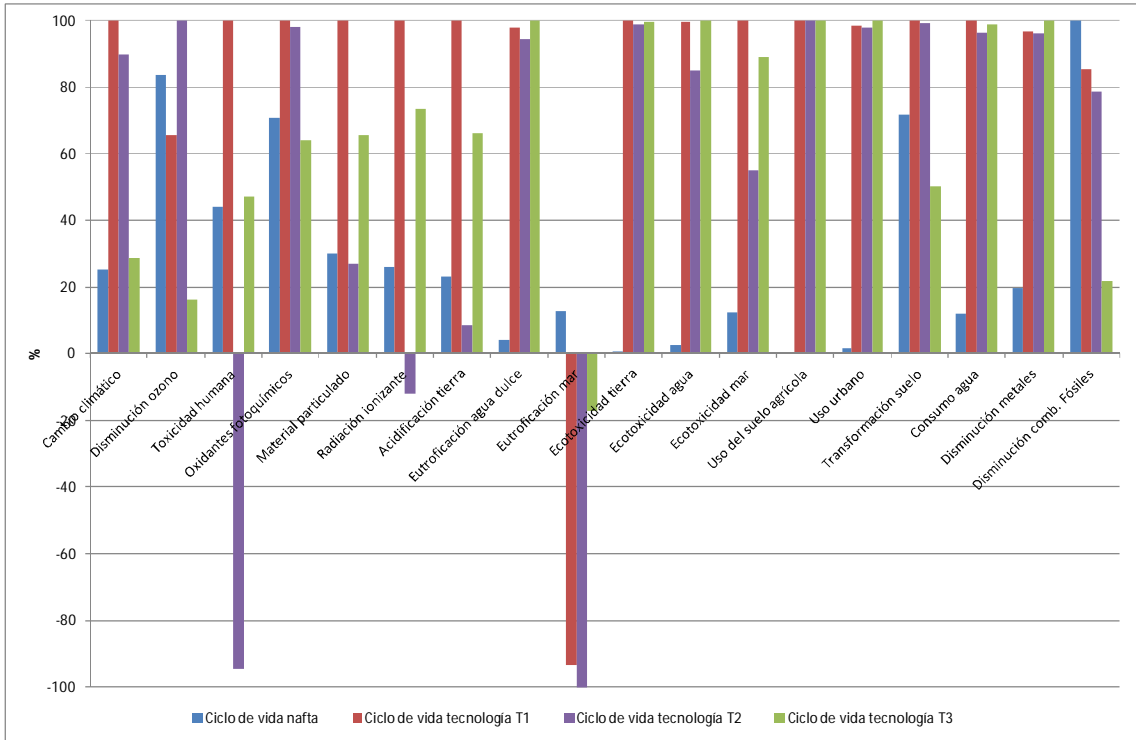


Figura 4-8: Comparación de las caracterizaciones del ciclo de vida del bioetanol y el ciclo de vida de la nafta según ReCiPe.

Respecto a la tecnología T2, se observan mejoras en las mismas categorías que para 1 MJ de etanol, excepto en eutrofización marina. Los impactos relativos menores para E85 y E95 son respectivamente 43 y 51% en toxicidad humana, 83 y 98% en material particulado, 195 y 230% en radiación ionizante, y 112 y 131% en acidificación terrestre. En el caso de la disminución de la capa de ozono los impactos son mayores que en la tecnología T1 (23% y 27%), respectivamente.

La tecnología T3 posee mejoras significativas en las mismas categorías que para 1 MJ de etanol excepto en toxicidad humana. Los impactos relativos menores correspondientes a E85 y E95 son respectivamente -44 y -51% para cambio climático, -50 y -59% para disminución de la capa de ozono, -13 y -15% para formación de oxidantes fotoquímicos, -3% para ambos para transformación del suelo, y -50 y -60% para combustibles fósiles. En ninguna de las tecnologías con cogeneración se adiciona una categoría en la que E85 y E95 tengan menor impacto que E0.

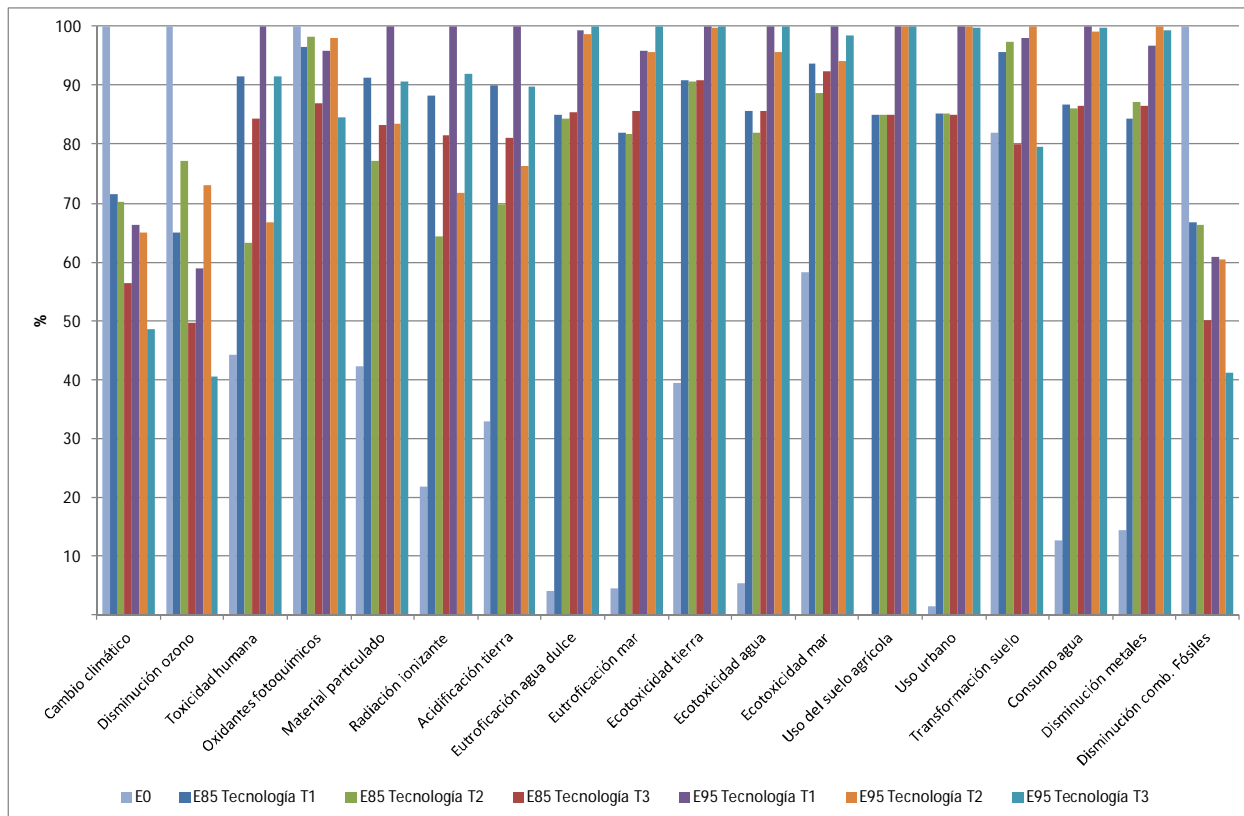


Figura 4-9: Comparación de la caracterización de las operaciones para mezclas nafta/etanol E85 y E95 y las tecnologías T1, T2 y T3 según ReCiPe.

4.7 CONCLUSIONES

En este capítulo se compararon tres diferentes tecnologías para la producción de etanol: la tecnología convencional T1 que utiliza electricidad y gas natural provenientes de la red pública, y dos tecnologías alternativas que integran sistemas de cogeneración; una de ellas se alimenta con gas natural (tecnología T2) y la otra con rastrojo (tecnología T3).

Se demostró que los resultados en la comparación entre tecnologías no sólo dependen del método de evaluación de impacto escogido sino también de los pasos del ACV utilizados en la comparación y de las consideraciones efectuadas, pudiendo llegar a conclusiones incompletas. Se utilizaron distintos pasos de la perspectiva jerárquica del método de evaluación de impacto ReCiPe 2008 para realizar la comparación ambiental entre las tecnologías. Dado que este método brinda la posibilidad de elegir la profundidad de modelado (punto intermedio o punto final), se analizaron los resultados aplicando ambas.

Las dos tecnologías alternativas con cogeneración, T2 y T3, tienen impactos menores que la convencional T1 en la mayoría de las categorías de impacto. Sin embargo, los resultados entre las dos tecnologías con sistemas de cogeneración T2 y T3 pueden ser diferentes dependiendo de los pasos utilizados del método. De hecho, la normalización del sistema es muy diferente según la profundidad de modelado que se aplique.

Respecto a los límites del sistema, la consideración de la valorización de la burlanda influye significativamente en los resultados. Si bien el nivel de punto intermedio es el que posee menor subjetividad y es el más completo, muchas veces se elige el nivel de punto final debido a la facilidad en el manejo de las categorías de daño. Por lo tanto, si en el afán de encontrar un único objetivo ambiental o reducir excesivamente la cantidad de los mismos se utilizan las categorías de daño para formular el problema de optimización del proceso pueden omitirse impactos significativos. De hecho, el triángulo de ponderación, donde puede observarse fácilmente qué producto posee una carga ambiental menor según la combinación de pesos establecida, está basado en el nivel punto final.

Sin embargo, se puede concluir que, a pesar de las diferencias debido a los pasos y profundidad de modelado aplicada, ambas tecnologías con sistemas de cogeneración mejoran el desempeño ambiental del sistema de estudio.

Las tecnologías con cogeneración analizadas (T2 y T3), a pesar de considerar un rendimiento de grano menor, continúan presentando un mejor desempeño ambiental que la convencional T1 con mejor rendimiento de grano.

Es necesario notar el gran impacto que produce la deforestación en el ACV; por ende, se debería evitar extender la frontera agrícola para la producción de biocombustibles a través de un detallado análisis del uso del suelo en la región considerada. En el caso de Argentina, al ser un país agro-exportador, no existiría competencia con los alimentos para abastecer el mercado interno pero tal competencia existe a nivel mundial. No obstante, la deforestación tendría que asignarse no solamente al maíz utilizado para la producción de etanol sino también a los cultivos que compiten con el mismo. Además debe contemplarse el suelo evitado al utilizar la burlanda como reemplazo de forrajes en la competencia por los usos del mismo.

Se observa que el uso intensivo del ferrocarril en lugar del camión no mejora significativamente el impacto ambiental. No obstante, el ACV realizado no contempla los costos sociales que implica cada medio de transporte. Además, se debe tener en cuenta que en una planificación a nivel país, las distancias del sistema total pueden ser mayores, y con ello, incrementarse su influencia.

Respecto a la comparación con la nafta, se encontraron diferencias significativas en los impactos en algunas categorías en las cuales el bioetanol resulta desfavorable, particularmente en la producción del combustible. Ambas tecnologías con cogeneración poseen iguales o menores impactos que la nafta en categorías donde la tecnología convencional tiene un impacto mayor que aquélla. Sin embargo, en las categorías eutrofización del agua; ecotoxicidad de la tierra, agua y mar; y uso del suelo la producción de bioetanol continúan siendo más desfavorables frente a la de la nafta. En cuanto a la operación, sólo existen cambios significativos entre tecnologías con mezclas con alta proporción de etanol, E85 y E95, que profundizan los efectos, positivos y negativos, de la tecnología convencional.

4.8 REFERENCIAS

- [1] H. Huo, M. Wang, y M. Wu, «Life cycle energy and greenhouse gas emission impacts of different corn ethanol plant types», *Environ. Res. Lett.*, vol. 2, p. 024001, 2007.
- [2] P. Lamers, K. McCormick, y J. A. Hilbert, «The emerging liquid biofuel market in Argentina: Implications for domestic demand and international trade», *Energy Policy*, vol. 36, pp. 1479-1490, 2008.
- [3] J. Cramer, «Testing framework for sustainable biomass», the Project Group «Sustainable Production of Biomass», Final Report, 2007.
- [4] A. Mol, «Boundless biofuels? Between environmental sustainability and vulnerability», *J. Eur.*, vol. 4, n.º 47, pp. 297-315, 2007.
- [5] C. Razo, S. Astete-Miller, A. Saucedo, y C. Ludeña, «Biocombustibles y su impacto potencial en la estructura agraria, precios y empleo en América Latina», CEPAL, Santiago de Chile, Chile., 2007.
- [6] P. Thompson, «The agricultural ethics of biofuels: a first look», *J. Agric. Environ. Ethics*, vol. 2, n.º 21, pp. 183-198, 2008.
- [7] T. O. West y G. Marland, «A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States», *Agric. Ecosyst. Environ.*, vol. 91, n.º 1-3, pp. 217-232, sep. 2002.

- [8] Conservation Technology Information Center, «Crop Residue Management Executive Summary», Conservation Technology Information Center, West Lafayette, Indiana, 1998.
- [9] R. Lal, «Soil quality impacts of residue removal for bioethanol production», *Soil Tillage Res.*, vol. 102, n.º 2, pp. 233-241, mar. 2009.
- [10] S. Montico, «Bioenergy production capacity in the province of Santa Fe, Argentina», *Cienc. E Investig. Agrar.*, vol. 36, n.º 3, pp. 465-474, 2009.
- [11] R. Alvarez y H. S. Steinbach, «A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas», *Soil Tillage Res.*, vol. 104, n.º 1, pp. 1-15, jun. 2009.
- [12] G. F. Domínguez, G. A. Studdert, H. E. Echeverría, y F. H. Andrade, «Sistemas de cultivo y nutrición nitrogenada en maíz», *Cienc. Suelo*, vol. 19, pp. 47-56, 2001.
- [13] Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP), «Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP) Presidencia de la Nación», 2012. <http://www.minagri.gob.ar/site/index.php>.
- [14] U.S. Environmental Protection Agency y Combined Heat and Power Partonership, «Impact of Combined Heat and Power on Energy Use and Carbon Emissions in the Dry Mill Ethanol Process», 2007.
- [15] F. Cherubini y S. Ulgiati, «Crop residues as raw materials for biorefinery systems – A LCA case study», *Appl. Energy*, vol. 87, n.º 1, pp. 47-57, ene. 2010.
- [16] H. Forján, «La siembra directa y los rastrojos», Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Chacra Experimental Integrada Barrow, 2002.
- [17] R. Frischknecht, «Life cycle inventory modelling in the Swiss national database ecoinvent 2000. Sustainability in the Information Society (Proceedings)», presentado en 15th International Symposium Informatics for Environmental Protection, Zürich: ETH, 2001, pp. 699 – 708.
- [18] ENARGAS - Ente Nacional Regulador del Gas, *Norma NAG - 301 Artefactos para gas, clasificación, gases de uso y de ensayo*. 2006.

- [19] M. De Kam, R. V. Morey, y D. G. Tiffany, «Integrating Biomass to Produce Heat and Power at Ethanol Plants», American Society of Agricultural and Biological Engineers, Minneapolis, Minnesota, 076232, 2007.
- [20] S. Mani, S. Sokhansanj, S. Tagore, y A. F. Turhollow, «Techno-economic analysis of using corn stover to supply heat and power to a corn ethanol plant – Part 2: Cost of heat and power generation systems», *Biomass Bioenergy*, vol. 34, n.º 3, pp. 356-364, mar. 2010.
- [21] R. Dones, C. Bauer, R. Bolliger, B. Burger, T. Heck, A. Röder, M. F. Emmenegger, R. Frischknecht, N. Jungbluth, y M. Tuchschnid, «Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for current systems in Switzerland and other UCTE countries», Villigen and Uster, Ecoinvent report 5, 2007.
- [22] M. Goedkoop y M. Oele, «Introduction to LCA with SimaPro 7», Amersfoort Pre Consult., 2008.
- [23] ISO 14040, «Environmental Management – Life Cycle Assessment – principles and framework», International Standard Organization, Basel, Switzerland, ISO/FDIS/TC207SC514040/1997(E)., 2006.
- [24] L. Panichelli, A. Dauriat, y E. Gnansounou, «Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export», *Int. J. Life Cycle Assess.*, pp. 144-159, 2009.

5. DISEÑO Y PLANIFICACIÓN DEL DESARROLLO DE LA PRODUCCIÓN ÓPTIMA DEL BIOETANOL EN ARGENTINA

5.1 INTRODUCCIÓN

En el desarrollo y diseño sustentable de la producción y distribución del bioetanol en el país para alcanzar el mínimo estipulado por la legislación vigente puede recurrirse a herramientas computacionales que permiten analizar la problemática económica y ambiental.

El programa matemático presentado en este trabajo consiste en una formulación general que integra todos los componentes de la producción y distribución del etanol a partir de maíz. Matemáticamente, el diseño y la planificación se representan mediante un problema mixto entero lineal multi-objetivo, maximizando el valor presente neto y minimizando el impacto ambiental total. Se analizan los tres eslabones correspondientes a la cadena de suministro: producción, almacenamiento y mercado, como se puede observar en la Figura 5-1.

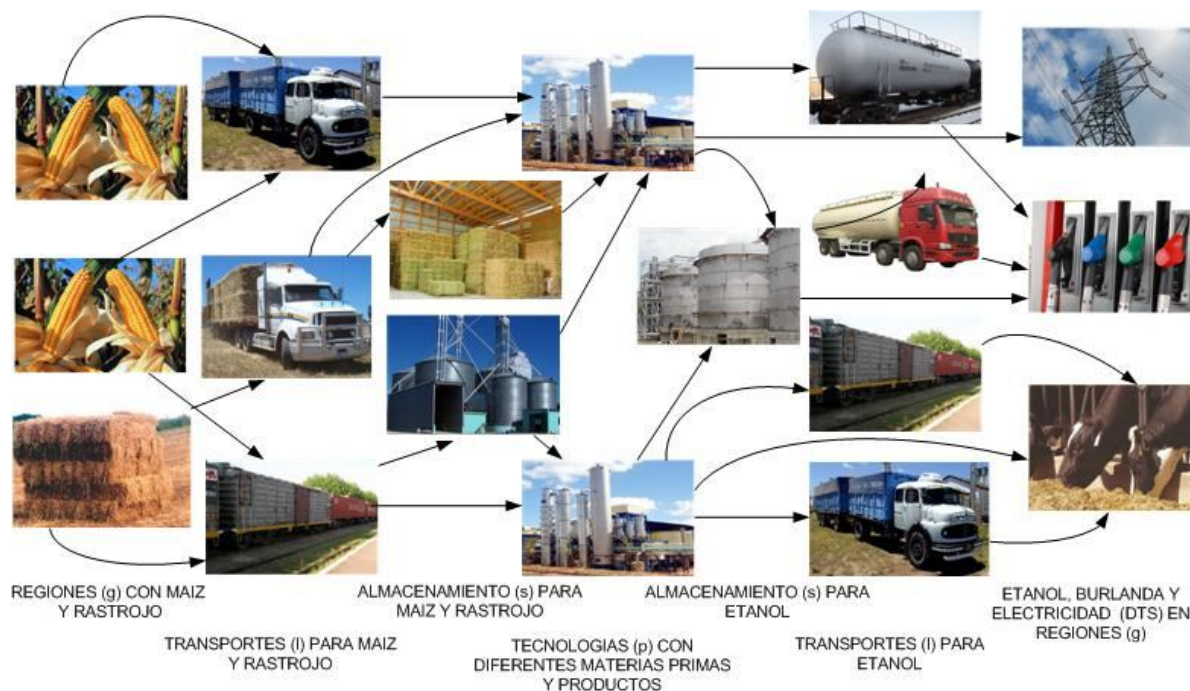


Figura 5-1: Estructura de la producción y distribución del etanol.

En este esquema se incluye la producción de maíz en las provincias seleccionadas en el Capítulo 2: Buenos Aires, Catamarca, Córdoba, Entre Ríos, La Pampa, San Luis, Santa Fe y Santiago del Estero. Además, se consideran las tres tecnologías de producción estudiadas (convencional T1, cogeneración con gas natural T2 y cogeneración con rastrojo T3), el almacenamiento de maíz, rastrojo y etanol y las demandas de etanol, burlanda y

electricidad de cada provincia. Se asume un horizonte de tiempo dividido en un número de periodos. Se considera que cada provincia productora posee la misma producción de maíz en cada período. En el primer período se contempla una demanda de etanol correspondiente al 5% del volumen de las naftas, mientras que a partir del segundo período la demanda corresponde al 10%. Se tienen en cuenta seis tipos de transporte: camiones y vagones para fardos (rastrojo), camiones y vagones cerealeros (maíz y burlanda) y camiones tanque y vagones tanque (etanol). El maíz, rastrojo y etanol pueden almacenarse o utilizarse en la provincia o bien transportarse a otras con los mismos fines. En el caso de la burlanda, se asume que la misma no se almacena, sino que sólo puede ser utilizada en la provincia o transportarse a otras provincias, y la electricidad producida sólo puede utilizarse en la provincia donde se genera.

En el caso de estudio se contempla un horizonte de tiempo fijo, precios de productos, costos de producción, almacenamiento y transporte de los materiales, demanda de productos estimada, tasa de impuestos, costos fijos y variables de inversión, tasa de interés, período de almacenamiento, límite de capital invertido, impactos ambientales correspondientes a la producción de maíz según la provincia, producción de etanol según la tecnología, y operación y establecimiento de cada tipo de transporte. La única variación en el horizonte de tiempo corresponde a la demanda.

El objetivo del estudio es determinar el diseño y la planificación de la producción y distribución de bioetanol a partir de maíz para lograr un sistema sustentable desde el punto de vista ambiental y económico. Entre las decisiones a adoptar se incluyen el número; la ubicación y la capacidad de las plantas de producción y los centros de acopio; las políticas de expansión de la capacidad de las instalaciones según los precios y demandas estimadas a lo largo del horizonte de tiempo; y las conexiones y los medios de transporte que deben establecerse entre los centros de producción, almacenamiento y venta de la red. Además, se analiza la influencia de los principales parámetros de costos y diferentes escenarios relacionados con la demanda, el capital de inversión y disponibilidad de insumos en las provincias.

5.2 FUNCIÓN OBJETIVO AMBIENTAL

En base a la evaluación de la metodología de ACV realizada en los capítulos anteriores, se escogió la caracterización correspondiente al punto intermedio del método ReCiPe 2008- perspectiva jerárquica - para formular la función de impacto ambiental. En la Tabla 5-1, Tabla 5-2 y Tabla 5-3 se observan los factores de caracterización para cada módulo:

producción de maíz en cada provincia; producción de etanol según cada tecnología analizada; operación; y establecimiento de cada medio de transporte.

Luego, estos factores son multiplicados por las toneladas consumidas/producidas, las toneladas transportadas por la distancia en km (tkm) y el número de unidades del medio de transporte que corresponda. En cuanto a las provincias productoras de maíz, las diferencias se deben principalmente al tipo y cantidad de los fertilizantes utilizados y a los rendimientos del grano de cada una. Los factores de caracterización de las tecnologías para la producción de etanol difieren con los presentados en el Capítulo 4 debido a que en este capítulo el transporte y la producción de maíz se contabilizan por separado. Respecto al transporte, su contribución se dividió en su establecimiento y operación, ya que en el modelo se considera el costo de inversión del mismo.

Se propusieron tres formulaciones de la función objetivo ambiental, una basada en la normalización del método ReCiPe, otra en una normalización "local" y una tercera en base a asignaciones económicas "locales". En la primera opción, con el fin de disminuir la cantidad de objetivos, se realiza la normalización de alcance global del método ReCiPe para obtener las categorías más relevantes del sistema que resultaron de la optimización económica previa. Luego, se resuelve el problema de optimización minimizando cada categoría de impacto por separado. Con este análisis se puede observar si la minimización de unas categorías conlleva a la minimización de otras y la posibilidad de agruparlas. En base a los resultados de ambos análisis, se seleccionan las categorías de impacto a minimizar y sus prioridades para la optimización multi-objetivo. De esta forma se evita la ponderación en el cálculo de los puntos de Pareto y se contabilizan, directa o indirectamente, la mayoría de las categorías de impacto. Sin embargo, no se obtiene un único indicador ambiental para realizar la curva de Pareto. En la normalización "local", los resultados de las optimizaciones individuales de cada categoría son los valores "normales" de las categorías. Luego, de forma arbitraria, se suman todas las categorías otorgándoles igual importancia, obteniendo el ITL y se resuelve el problema de minimización. De esta manera, se puede observar cómo se "alejan" del mínimo las categorías de impacto escogidas. Ambas formulaciones permiten fácilmente escoger alguna categoría de impacto de interés en forma particular sin realizar grandes modificaciones en el modelo. Por último, la tercera alternativa se basa en la pérdida en el Valor Actual Neto relacionada con la minimización de cada categoría de impacto (denominada VANE). En esta última alternativa se asume igual satisfacción de la demanda para ambas funciones objetivo, económica y ambiental.

Tabla 5-1: Caracterización para el sistema agrícola (ton maíz).

	MAÍZ (Fcm)							
	Buenos Aires	Catamarca	Córdoba	Entre Ríos	La Pampa	San Luis	Santa Fe	Santiago del Estero
Cambio climático [kg CO2 eq]	277,36	352,96	251,57	288,89	607,65	386,78	296,67	384,03
Disminución ozono kg CFC-11 eq]	4E-05	5E-05	4E-05	5E-05	1E-04	6E-05	4E-05	6E-05
Toxicidad humana [kg 1,4-DB eq]	43,22	56,91	36,49	45,61	108,66	64,93	43,65	62,83
Oxidantes fotoquímicos [kg NMVOC]	1,05	1,42	0,93	1,13	2,27	1,58	1,03	1,56
Material particulado [kg PM10 eq]	0,55	0,77	0,48	0,58	1,37	0,87	0,59	0,86
Radiación ionizante [kg U235 eq]	36,23	41,80	32,31	36,89	66,41	46,12	35,42	44,69
Acidificación tierra [kg SO2 eq]	2,18	3,16	1,93	2,30	6,01	3,55	2,49	3,55
Eutrofización agua dulce [kg P eq]	0,23	0,34	0,20	0,20	0,58	0,39	0,33	0,38
Eutrofización mar [kg N eq]	0,76	1,10	0,64	0,80	2,55	1,31	0,87	1,27
Ecotoxicidad tierra [kg 1,4-DB eq]	7,05	9,90	5,67	8,12	26,89	12,27	6,38	11,24
Ecotoxicidad agua [kg 1,4-DB eq]	17,36	25,50	14,62	16,88	51,99	30,11	22,75	28,93
Ecotoxicidad mar [kg 1,4-DB eq]	2,62	3,59	2,23	2,68	7,27	4,18	2,97	4,01
Uso del suelo agrícola [m2a]	1024,2	1678,9	958,6	1139,2	3966,6	1933,2	984,6	1908,5
Uso del suelo urbano [m2a]	22,08	22,55	21,23	22,01	27,23	23,48	21,76	23,04
Transformación suelo [m2a]	0,07	0,08	0,07	0,07	0,11	0,09	0,07	0,09
Consumo agua [m3]	3,35	3,92	2,68	3,12	9,33	5,03	3,68	4,51
Disminución metales [kg Fe eq]	12,61	16,63	10,25	13,33	28,45	18,65	11,92	18,28
Disminución comb. Fósiles [kg petróleo eq]	72,95	87,50	66,98	75,52	128,07	94,40	72,07	93,45

Tabla 5-2: Caracterización para la refinería (ton etanol).

	ETANOL (Fcp)		
	Tecnología T1	Tecnología T2	Tecnología T3
Cambio climático [kg CO2 eq]	898,64	-245,38	-482,00
Disminución ozono [kg CFC-11 eq]	0,00	0,00	0,00
Toxicidad humana [kg 1,4-DB eq]	-24,08	-295,67	-92,26
Oxidantes fotoquímicos [kg NMVOC]	0,71	-1,17	-0,99
Material particulado [kg PM10 eq]	-0,02	-1,89	-0,72
Radiación ionizante [kg U235 eq]	-16,92	-142,03	-42,63
Acidificación tierra [kg SO2 eq]	-0,24	-8,45	-2,94
Eutrofización agua dulce [kg P eq]	-0,07	-0,09	-0,04
Eutrofización mar [kg N eq]	-3,35	-3,13	-2,89
Ecotoxicidad tierra [kg 1,4-DB eq]	-3,01	-3,17	-3,04
Ecotoxicidad agua [kg 1,4-DB eq]	-3,98	-12,10	-3,54
Ecotoxicidad mar [kg 1,4-DB eq]	-0,65	-4,85	-1,54
Uso del suelo agrícola [m2a]	-378,81	-378,64	-375,83
Uso del suelo urbano [m2a]	-16,50	-16,39	-15,13
Transformación suelo [m2a]	0,15	0,00	-0,05
Consumo agua [m3]	9,78	8,90	9,59
Disminución metales [kg Fe eq]	-8,05	-12,08	-6,32
Disminución comb. Fósiles [kg petróleo eq]	441,93	11,14	-87,27

Tabla 5-3: Caracterización para la operación (tkm) y establecimiento del transporte (unidad).

	TRANSPORTE			
	Camión		Ferrocarril	
Cambio climático [kg CO2 eq]	0,16	0,04	8,68E+04	8,98E+06
Disminución ozono kg CFC-11 eq]	2,33E-08	4,95E-09	1,78E-02	6,03E-01
Toxicidad humana [kg 1,4-DB eq]	4,81E-03	1,28E-03	4,69E+04	5,70E+06
Oxidantes fotoquímicos [kg NMVOC]	1,33E-03	6,88E-04	6,67E+02	3,04E+04
Material particulado [kg PM10 eq]	3,31E-04	1,68E-04	2,10E+02	1,97E+04
Radiación ionizante [kg U235 eq]	2,89E-03	7,45E-04	4,13E+04	4,81E+06
Acidificación tierra [kg SO2 eq]	8,09E-04	3,93E-04	3,87E+02	3,10E+04
Eutrofización agua dulce [kg P eq]	3,52E-06	1,04E-06	3,67E+01	4,34E+03
Eutrofización mar [kg N eq]	4,85E-05	2,40E-05	2,13E+01	1,65E+03
Ecotoxicidad tierra [kg 1,4-DB eq]	2,61E-05	3,60E-06	1,21E+01	1,25E+03
Ecotoxicidad agua [kg 1,4-DB eq]	1,30E-04	3,34E-05	8,16E+02	1,11E+05
Ecotoxicidad mar [kg 1,4-DB eq]	2,22E-04	4,28E-05	8,46E+02	1,19E+05
Uso del suelo [m2a]	8,71E-05	2,32E-05	1,75E+03	2,81E+05
Uso urbano [m2a]	2,41E-04	6,71E-05	5,68E+03	1,50E+06
Transformación suelo [m2a]	5,51E-05	1,98E-05	3,57E+01	4,09E+03
Consumo agua [m3]	1,83E-04	4,69E-05	1,44E+03	2,00E+05
Disminución metales [kg Fe eq]	5,59E-04	1,43E-04	2,29E+04	4,20E+06
Disminución comb. Fósiles [kg petróleo eq]	5,27E-02	1,37E-02	4,63E+04	2,51E+06

5.3 MODELO MATEMÁTICO

El modelo matemático propuesto corresponde a la ecuación 1-3 del Capítulo 1 (sección 1.2) presentada por Guillén-Gosálbez y colaboradores^[1] para optimización multi-objetivo y fue validado con el modelo de tipo mixto entero lineal MILP realizado por Mele y colaboradores^[2] para etanol a partir de caña de azúcar. En el modelo formulado en esta tesis, todas las tecnologías consideradas producen etanol, mientras que en el modelo formulado por Mele y colaboradores, los productos son azúcar o etanol según las tecnologías. Otra diferencia importante es que en el modelo propuesto se consideran los requerimientos energéticos de gas y electricidad en forma independiente, ya que su consumo depende de la tecnología utilizada. Respecto al transporte, el modelo propuesto incluye al ferrocarril además del camión como alternativa de transporte para una misma materia prima o producto. Finalmente, la vinaza que se obtiene en el proceso a partir de la caña de azúcar representa un volumen importante de residuo mientras que la burlanda que se obtiene a partir de maíz es un co-producto que se vende. En base a lo discutido en el Capítulo 3, la función objetivo ambiental considerada en el modelo propuesto está formulada en base al método ReCiPe 2008 en lugar del Eco-indicator 99, como lo hicieron aquellos autores.

Como se mencionó anteriormente, se consideraron las tres tecnologías de producción descritas en los Capítulos 2 y 4: convencional (T1), cogeneración con gas natural (T2) y cogeneración con rastrojo (T3). Se consideran costos de inversión, fijos y variables, y costos de operación de las plantas según lo especificado en las tablas 2-8 y 2-9 del Capítulo 2. Cada planta puede expandir su capacidad de producción dentro de un rango definido (3945-78900 ton/año) a lo largo del tiempo en función de la demanda asignada. La ubicación y el tipo de planta establecida resultan de la demanda de cada provincia, los recursos de la misma para satisfacer las necesidades de la planta y los costos de transporte. El modelo incluye tres tipos de *almacenamiento*: fardos para el rastrojo, silos para el maíz y tanques para el etanol. Para cada uno, se definieron los costos fijos y variables de inversión y los de operación (Tablas 2-8 y 2-9 del Capítulo 2), y la capacidad mínima y máxima de expansión. La capacidad de almacenamiento puede expandirse según cambios en la demanda, precios de productos y disponibilidad o costo de materias primas.

Las unidades de transporte vinculan las plantas de producción con las estaciones de servicio y las materias primas con los centros de acopio y/o las plantas de producción. El modelo considera dos alternativas de transporte de rastrojo, maíz, burlanda y etanol: camiones o ferrocarril. No se considera el transporte de gas natural y electricidad. Cada

medio de transporte posee costos de inversión, generales, de mantenimiento, salarios y de combustible, cuyas especificaciones se listan en la Tabla 2-10 del Capítulo 2. Dicha Tabla incluye también las capacidades máximas unitarias de transporte.

Problema multi-objetivo

El problema de optimización multi-objetivo puede formularse de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} \min f(x, N) &= [-VAN(x, N), IT(x, N)] \\ \text{s.t.} \quad & \text{restricciones 5 – 44} \\ & x \in \mathbb{R} \\ & N \in \mathbb{Z}^+ \end{aligned} \quad \text{Ecuación 5-1}$$

La variable x corresponde a las variables continuas del problema (capacidad de expansión, flujos de materiales, niveles de almacenamiento y niveles de producción o consumo) y N representa las variables enteras como número de plantas de producción, centros de acopio o unidades de transporte. Este problema posee soluciones alternativas dadas por los puntos de Pareto que representan configuraciones óptimas como resultado de relaciones de compromiso entre las dos funciones objetivo: valor actual neto (VAN) e impacto total (IT). Se utilizó el método de las ϵ -restricciones (*ϵ -constraints method*) presentado en la Ecuación 1.4 (Capítulo 1 - sección 1.2) para calcular las distintas soluciones de Pareto:

$$\begin{aligned} \min \{ & -VAN(x, N) \} \\ \text{s.t.} \quad & IT(x, N) \leq \epsilon \\ & \text{restricciones 5 – 44} \\ & \epsilon_{\min} \leq \epsilon \leq \epsilon_{\max} \\ & x \in \mathbb{R} \quad N \in \mathbb{Z}^+ \end{aligned} \quad \text{Ecuación 5-2}$$

Las cotas máximas y mínimas del parámetro ϵ se obtienen de la optimización de cada función objetivo por separado:

$$\begin{aligned} (X^* N^*) &= \operatorname{argmin} \{ IT(x, N) \} \\ \text{s.t.} \quad & \\ & \text{restricciones 5 – 45} \\ & x \in \mathbb{R} \quad N \in \mathbb{Z}^+ \end{aligned} \quad \text{Ecuación 5-3}$$

$$\begin{aligned} (X^* N^*) &= \operatorname{argmin} \{-VAN(x, N)\} \\ &\text{s.t.} \\ &\text{restricciones 5-45} \\ &x \in \mathbb{R} \quad N \in \mathbb{Z}^+ \end{aligned} \quad \text{Ecuación 5-4}$$

donde, $\varepsilon_{\min} = IT(X^* N^*)$ y $\varepsilon_{\max} = IT(X^* N^*)$. En resumen, el modelo incluye ecuaciones que representan los objetivos (económico y ambiental), las restricciones de balances de masa y las restricciones de capacidad.

Función objetivo

La solución del modelo permite encontrar un desempeño óptimo desde el punto de vista económico y ambiental. La función objetivo económica es el valor actual neto (VAN) mientras que la función objetivo ambiental (IT) se obtiene de la metodología ACV.

El valor actual neto se determina de los flujos de caja descontados (CF_t) correspondientes a cada período t en los que se divide el horizonte de tiempo:

$$VAN = \sum_t \frac{CF_t}{(1+\theta)^t} \quad \text{Ecuación 5-5}$$

donde θ representa la tasa de interés, la cual se asumió igual a 0,1 en base al trabajo de Mele y colaboradores^[2]. El flujo de caja descontado correspondiente a los períodos anteriores al último se determina por las ganancias netas (NE_t) y el capital total depreciable (FDC). Para el cálculo del flujo de caja correspondiente al último período, se asume que parte del total del capital de inversión (FCI) se recupera al final del horizonte de tiempo. Esta cantidad está representada por el valor de salvamento (sv), el que puede variar según el tipo de industria, asumiéndose aquí un valor de 0,2^[2] (Ecuación 5-6 Ecuación 5-7).

$$CF_t = NE_t - FDC_t \quad t = 1, \dots, FT - 1 \quad \text{Ecuación 5-6}$$

$$CF_t = NE_t - FDC_t + svFCI \quad t = FT \quad \text{Ecuación 5-7}$$

Las ganancias netas (NE_t) se calculan según los ingresos (INC_t) y los costos operativos de producción y almacenamiento (POC_t), transporte (TOC_t) e insumos (SC_t), y la depreciación del capital fijo invertido (DP_t), debidamente afectados por la tasa de impuestos φ , la cual se asume igual a 0,36^[3]:

$$NE_t = (1-\varphi)(INC_t - POC_t - TOC_t - SC_t) + \varphi DP_t \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-8}$$

Los ingresos están determinados por las cantidades vendidas de los productos (PTS_{igt}) y sus respectivos precios (PS_{igt}), siendo estos últimos 1022 US\$/ton, 205,7US\$/ton y 58,344 US\$/Mwh para el etanol, burlanda seca y electricidad, respectivamente^{[4]-[6]}, los que se mantienen constantes para todo el horizonte de tiempo.

$$INC_t = \sum_{i \in pas(i)} PTS_{igt} PS_{igt} \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-9}$$

Los costos operativos se calculan en base al costo unitario de producción (UPC_{pt}) y la correspondiente producción (PE_{ipgt}) para cada tecnología p en cada período t y al costo unitario de almacenamiento (USC_{st}) para la tecnología s y los requerimientos de almacenamiento ($STON_{igt}$) en ese período t. Los costos de producción y almacenamiento unitarios corresponden a los presentados en el Capítulo 2 (sección 2.8).

$$POC_t = \sum_{p,g} \sum_{i \in m(i)} UPC_{pt} PE_{ipgt} + \sum_{i,g} \sum_{s \in S(i,s)} USC_{st} STON_{igt} \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-10}$$

Los costos de transporte incluyen el combustible (FC_t), salario del conductor (LC_t), mantenimiento (MC_t) y costos generales (GC_t) para cada período t:

$$TOC_t = FC_t + LC_t + MC_t + GC_t \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-11}$$

El costo de combustible es función de su precio y su rendimiento (Ecuación 5-12). El término fraccional representa el combustible usado, el cual se determina por la distancia total recorrida en un viaje ($2DT_{gga}$), consumo de combustible correspondiente al medio de transporte l (FU_l) y número de viajes realizado en un período t ($Q_{lggat}/TCap$). Esta formulación considera que los empalmes se realizan solamente entre dos provincias. El parámetro DT_{gga} se presenta en la Tabla 5-4 para las 23 provincias del país^[2].

Tabla 5-4: Distancias entre provincias

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
1	0	711	933	1167	1080	1178	511	1008	1379	953	2542	1542	1140	800	1229	1565	484	607	1070	1122	948	1098	3162
2	711	0	900	460	680	1153	360	1118	1524	880	2638	844	600	420	597	867	340	667	439	433	1208	1031	3258
3	933	900	0	1024	1490	1913	573	335	2206	20	3369	830	1460	1190	794	853	540	1388	635	857	1774	186	3989
4	1167	460	1024	0	612	1427	820	1333	1872	1007	3087	704	355	559	382	727	800	1015	389	171	1565	1139	3707
5	1080	680	1490	612	0	815	952	1710	1628	1470	2783	1311	166	264	872	1329	930	789	1007	725	1342	1600	3403
6	1178	1153	1913	1427	815	0	1413	2075	746	1880	1909	1997	981	890	1581	2020	1373	535	1618	1536	557	2020	2529
7	511	360	573	820	952	1413	0	758	1715	590	2887	1107	950	691	794	1130	30	855	635	803	1252	746	3507
8	1008	1118	335	1333	1710	2075	758	0	2356	332	3511	1142	1708	1449	1086	1165	785	1518	927	1179	1896	508	4131
9	1379	1524	2206	1872	1628	746	1715	2356	0	2236	1172	2308	1705	1382	2107	2331	1685	857	1986	1900	809	2450	1792
10	953	880	20	1007	1470	1880	590	332	2236	0	3388	813	1460	1190	774	833	540	1368	618	820	1756	173	4008
11	2542	2638	3369	3087	2783	1909	2887	3511	1172	3388	0	3482	2868	2545	3192	3505	2850	2020	3070	3167	1952	3593	620
12	1542	844	830	704	1311	1997	1107	1142	2308	813	3482	0	1150	1264	310	90	1077	1462	472	533	2066	959	4102
13	1140	600	1460	355	166	981	950	1708	1705	1460	2868	1150	0	320	708	1163	920	848	840	497	1509	1540	3488
14	800	420	1190	559	264	890	691	1449	1382	1190	2545	1264	320	0	838	1287	660	525	859	674	1087	1345	3165
15	1229	597	794	382	872	1581	794	1086	2107	774	3192	310	708	838	0	328	764	1257	164	221	1803	925	3812
16	1565	867	853	727	1329	2020	1130	1165	2331	833	3505	90	1163	1287	328	0	1092	1485	490	563	2095	921	4125
17	484	340	540	800	930	1373	30	785	1685	540	2850	1077	920	660	764	1092	0	828	605	777	1218	709	3470
18	607	667	1388	1015	789	535	855	1518	857	1368	2020	1462	848	525	1257	1485	828	0	1129	1065	580	1492	2640
19	1070	439	635	389	1007	1618	635	927	1986	618	3070	472	840	859	164	490	605	1129	0	234	1669	751	3690
20	1122	433	857	171	725	1536	803	1179	1900	820	3167	533	497	674	221	563	777	1065	234	0	1645	985	3787
21	948	1208	1774	1565	1342	557	1252	1896	809	1756	1952	2066	1509	1087	1803	2095	1218	580	1669	1645	0	1922	2572
22	1098	1031	186	1139	1600	2020	746	508	2450	173	3593	959	1540	1345	925	921	709	1492	751	985	1922	0	4213
23	3162	3258	3989	3707	3403	2529	3507	4131	1792	4008	620	4102	3488	3165	3812	4125	3470	2640	3690	3787	2572	4213	0

$$FC_t = \sum_{g,l} \sum_{ga \neq g} \sum_{i \in LL(i,l)} \left[\frac{2DT_{gga} Q_{ilg gat}}{FU_l TCap_l} \right] FP_{lt} \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-12}$$

El costo de la mano de obra en el transporte resulta del salario del conductor correspondiente al medio de transporte l (DS_l) y el tiempo total trabajado (factor dentro del corchete en la Ecuación 5-13). Este último depende del número de viajes, distancia recorrida, velocidad (SR_l) y tiempo de carga y descarga requerido para el medio de transporte l (LDT_l). Para el caso del ferrocarril, se supone que el tiempo de carga y descarga corresponde al de la capacidad de un vagón (54 ton maíz/etanol o 16,6 ton rastrojo) considerando que si se requiere dos o más vagones se cargan/descargan simultáneamente.

$$LC_t = \sum_{g,l} \sum_{ga \neq g} \sum_{i \in LL(i,l)} \frac{DS_{lt}}{TCap_l} \left[Q_{ilg gat} \left(\frac{2DT_{gga}}{SR_l} + LDT \right) \right] \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-13}$$

El costo de mantenimiento del sistema de transporte es función del costo por unidad de distancia (MD_l) y de la distancia total recorrida:

$$MC_t = \sum_{g,l} \sum_{ga \neq g} \sum_{i \in LL(i,l)} MD_l \left(\frac{2DT_{gga} Q_{ilg gat}}{TCap_l} \right) \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-14}$$

Finalmente, los costos generales de transporte incluyen el seguro, licencia y registro, y está determinado por los costos generales diarios (GO_{it}), y número de unidades de transporte utilizadas (NT_{it}) en el período t:

$$GC_t = \sum_l GO_{lt} NT_{lt} 365 \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-15}$$

Los parámetros relacionados con el transporte se listan en la Tabla 5-5.

Los costos de los insumos (maíz, rastrojo, gas natural y electricidad) están determinados por su precio (RP_{it}) y consumo correspondiente (Consump_{ipgt}) en el período t:

$$SC_t = \sum_{i,p,g} RP_{it} \text{Consump}_{ipgt} \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-16}$$

La depreciación se calcula mediante el método de línea recta, al igual que en otros modelos de cadenas de suministro disponibles en la literatura^{[2][7]-[9]}.

$$DP_t = \frac{(1-sv)FCI}{FT} \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-17}$$

Tabla 5-5: Parámetros relacionados con los medios de transporte.

	Camión tolva	Camión tanque	Camión fardos	Ferrocarril tolva	Ferrocarril tanque	Ferrocarril fardos
Velocidad promedio (km/h)	60	60	60	70	70	70
Capacidad (Ton/viaje)	25	5,5	11	1242	1242	382
Disponibilidad de la unidad de transporte (h/d)	18	18	23	10	10	22,5
Salario conductor (\$/h)	10,37	10,37	10,37	15,84	15,84	15,84
Consumo combustible (km/lt)	37	37	37	147	147	147
Precio combustible (\$/lt)	0,659	0,659	0,659	0,659	0,659	0,659
Tiempo de carga y descarga (h/viaje)	6	6	0,86	14	14	1,5
Costo por unidad de distancia (\$/km)	0,0976	0,0976	0,0976	0,0587	0,0587	0,0587
Costos generales diarios (\$/d)	8,22	8,22	8,22	4,93	4,93	4,93

FCI corresponde al capital de inversión, el cual se determina por la expansión de la capacidad realizada en las plantas ($PCapE_{pgt}$) y centros de acopio ($SCapE_{sgt}$) y por el número de unidades de transporte adquiridas durante el horizonte de tiempo total (NTE_{lt}). Se considera un límite máximo para el capital de inversión de 600 millones de dólares:

Ecuación 5-18

$$FCI = \sum_{p,g,t} \alpha Pr_{pt} NP_{pgt} + \beta Pr_{pt} PCapE_{pgt} + \sum_{s,g,t} \alpha St_{st} NS_{sgt} + \beta St_{st} SCapE_{sgt} + \sum_{l,t} NTE_{lt} TC_{lt}$$

Los parámetros αPr_{pt} , βPr_{pt} , αSt_{st} , βSt_{st} , son los coeficientes de los costos fijos y variables de inversión correspondientes a las plantas de producción y centros de acopio, respectivamente, y TC_{lt} representa el costo de inversión asociado al medio de transporte l.

Todos los parámetros corresponden a los costos presentados en el Capítulo 2 (sección 2.8). Las unidades de transporte utilizadas en cada período se calculan según el flujo de materiales entre provincias, disponibilidad ($atli$) y capacidad del medio de transporte, distancia recorrida entre provincias, velocidad promedio y tiempo de carga y descarga.

$$NT_{it} \geq \sum_{i \in LL(i,l)} \sum_{g, ga \neq g} \sum_{i \in LL(i,l)} \left[\frac{Q_{ilg gat}}{atli TCap_l} \left(\frac{2DT_{gga}}{SR_l} + LDT \right) \right] / 365 \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-19}$$

Se considera que las unidades de transporte adquiridas en un período t (NTE_{it}) pueden utilizarse en el período siguiente (nótese la diferencia entre unidades adquiridas y utilizadas); por lo tanto, el número de unidades de transporte adquiridas se calcula como:

$$NTE_{it} = NT_{it} \quad \forall l, t = 1 \quad \text{Ecuación 5-20}$$

$$NTE_{it} \geq NT_{it} - NT_{it-1} \quad \forall l, t > 1 \quad \text{Ecuación 5-21}$$

Finalmente, el capital total depreciable (FDC_t) es el capital de inversión (FCI) dividido en cuotas iguales a lo largo del horizonte de tiempo total (FT):

$$FDC_t = \frac{FCI}{FT} \quad \forall t \quad \text{Ecuación 5-22}$$

Respecto a la función objetivo ambiental, los impactos asociados al caso de estudio se dividieron en diferentes módulos (maíz, etanol, operación, y establecimiento de transporte), como se describió en la sección anterior. Los impactos ambientales, calculados por ton, tkm o unidad de transporte, pueden expresarse en función de variables continuas del modelo. Específicamente, los impactos ambientales calculados para cada categoría de impacto b se incorporan al modelo a través de la producción de etanol, consumo de maíz, flujo de materiales y distancia recorrida entre provincias y unidades de transporte establecidas:

Ecuación 5-23

$$EI_b = \sum_{pgt} Consump_{ipgt} Fcm_{bg} + \sum_{pgt} PE_{iapgt} Fcp_{bp} + \sum_{i,l \in LL(i,l)} \sum_{g,t,ga \neq g} Q_{ilg gat} DT_{gga} Fco_{bl} + \sum_{it} NTE_{it} Fct_{bl} \quad \forall b, i = \text{maíz}, ia = \text{etanol}, la = \text{camiónMD}$$

El primer término del segundo miembro representa el impacto ambiental correspondiente al subsistema agrícola descrito en los capítulos anteriores y el segundo corresponde al impacto de la producción de etanol según las tecnologías descritas en el Capítulo 4, sin considerar la matriz de transporte y la producción de maíz. El tercer y cuarto término están determinados por el impacto de la operación del transporte necesario, el cual depende de

la distancia recorrida, y el establecimiento de las unidades de transporte, respectivamente. En los términos relacionados con la producción, los flujos de referencia corresponden al maíz y al etanol. El impacto de la energía requerida está contabilizado en el factor de caracterización para cada tecnología. $F_{cm_{bg}}$, $F_{cp_{bp}}$, F_{cob_l} y $F_{ct_{bl}}$ son los factores de caracterización correspondientes a cada módulo, según la tecnología, transporte o provincia.

En la alternativa basada en la normalización ReCiPe, la función objetivo ambiental para las categorías de impacto elegidas como relevantes corresponde a la Ecuación 5-23. En el caso de la normalización "local", la función objetivo ambiental se formula sumando todos los impactos normalizados según el factor de normalización del caso de estudio para cada categoría b (F_{n_b}):

$$IT = \sum_b \frac{EI_b - F_{n_b}}{|F_{n_b}|} \quad \text{Ecuación 5-24}$$

La Ecuación 5-24 se define en base al valor absoluto de F_{n_b} ya que algunos factores de normalización "locales" son valores negativos.

Restricciones de balances de masa

El balance de masa global para cada provincia está representado por la Ecuación 5-25 Ecuación 5-26 Ecuación 5-27 y Ecuación 5-28. Para el período 1 y cada materia prima i que se almacena según la tecnología S , $RS(i)$, la cantidad total producida (PT_{igt}) más el flujo de entrada desde otras provincias (Q_{ilggat}) debe ser igual al almacenamiento (ST_{isgt}) sumado a la cantidad total consumida ($Consumptotal_{igt}$) y al flujo de salida hacia otras provincias (Q_{ilgagt}). Para el resto de los periodos se adiciona en el lado izquierdo de la ecuación el almacenamiento inicial proveniente de periodos anteriores (ST_{isgt-1}). Para el caso de los productos, $pas(i)$, la cantidad consumida se reemplaza por la cantidad vendida a las estaciones de servicios (PTS_{igt}).

Ecuación 5-25

$$PT_{igt} + \sum_{l \in L(i,l)} \sum_{g \neq ga} Q_{ilggat} = \sum_{s \in S(i,s)} ST_{isgt} + Consumptotal_{igt} + \sum_{l \in L(i,l)} \sum_{g \neq ga} Q_{ilgagt} \quad \forall i \in rs_l, g, t = 1$$

Ecuación 5-26

$$\sum_{s \in S(i,s)} ST_{isgt-1} + PT_{igt} + \sum_{l \in L(i,l)} \sum_{g \neq ga} Q_{ilggat} = \sum_{s \in S(i,s)} ST_{isgt} + Consumptotal_{igt} + \sum_{l \in L(i,l)} \sum_{g \neq ga} Q_{ilggat} \quad \forall i \in rs_l, g, t > 1$$

Ecuación 5-27

$$PT_{igt} + \sum_{l \in LL(i,l)} \sum_{g \neq ga} Q_{ilggat} = \sum_{s \in IS(i,s)} ST_{isgt} + PTS_{igt} + \sum_{l \in LL(i,l)} \sum_{g \neq ga} Q_{ilggat} \quad \forall i \in pas_i, g, t = 1$$

Ecuación 5-28

$$\sum_{s \in IS(i,s)} ST_{isgt-1} + PT_{igt} + \sum_{l \in LL(i,l)} \sum_{g \neq ga} Q_{ilggat} = \sum_{s \in IS(i,s)} ST_{isgt} + PTS_{igt} + \sum_{l \in LL(i,l)} \sum_{g \neq ga} Q_{ilggat} \quad \forall i \in pas_i, g, t > 1$$

En estas ecuaciones, IS(i,s) es el conjunto de pares ordenados que relaciona el material i con su modo de almacenamiento s, mientras que el conjunto LL(i,l) relaciona el material i con su correspondiente medio de transporte l. La producción total del material i en la provincia g se determina por los flujos de producción (PE_{ipgt}) de cada tecnología p instalada en la provincia g (Ecuación 5-29) mientras que el consumo total del material i en la provincia g está determinada por el consumo (Consump_{ipgt}) de cada tecnología p instalada en la provincia g (Ecuación 5-30). La producción de maíz y el uso de rastrojo correspondiente a la provincia g en el período t están limitados por la capacidad de producción de la provincia y por la cantidad de rastrojo que puede utilizarse sin afectar la calidad del suelo. En algunas provincias (La Pampa, San Luis, Santiago del Estero y Catamarca) el rastrojo no puede ser utilizado para cogeneración ya que las ton/ha requeridas para no disminuir la calidad del suelo son suficientes solamente reteniendo todo el rastrojo en el suelo. Las capacidades de producción de cada provincia productora de maíz se presentan en la Tabla 5-7. En el modelo se limita el uso de rastrojo y la capacidad de producción de maíz mediante cotas.

$$PT_{igt} = \sum_{p \in PP(i,p)} PE_{ipgt} \quad \forall i \in pas(i), g, t \quad \text{Ecuación 5-29}$$

$$Consumptotal_{igt} = \sum_{p \in IR(i,p)} Consump_{ipgt} \quad \forall i \in IR(i,p), g, t \quad \text{Ecuación 5-30}$$

El conjunto PP(i,p) relaciona los productos i con la tecnología p e IR(i,p) relaciona las materias primas i con la tecnología p. Los flujos de materiales asociados a cada tecnología se determinan por los coeficientes tecnológicos (ρ_{pi}) para 1 kg de etanol (Tabla 5-6) donde m(i) corresponde al producto principal etanol (normalizado en 1):

$$PE_{ipgt} = \rho_{pi} PE_{iapgt} \quad \forall i \in PP(i,p), p, g, t \quad \forall ia \in m(i) \quad \text{Ecuación 5-31}$$

$$Consump_{ipgt} = \rho_{pi} PE_{iapgt} \quad \forall i \in IR(i,p), p, g, t \quad \forall ia \in m(i) \quad \text{Ecuación 5-32}$$

La cantidad almacenada del material i en la provincia g durante el período t (ST_{isgt}) es menor o igual a la capacidad de almacenamiento $SCap_{sgt}$ en esa provincia y período y mayor al almacenamiento necesario estimado STN_{igt} :

$$\sum_{s \in IS(i,s)} ST_{isgt} \leq SCap_{sgt} \quad \forall s, g, t \quad \text{Ecuación 5-33}$$

$$ST_{isgt} \geq STN_{igt} \quad \forall i, s, g, t \quad \text{Ecuación 5-34}$$

El almacenamiento necesario estimado para las condiciones de producción elegidas es función de los productos vendidos o de la materia prima consumida, según corresponda, y del período de almacenamiento del material (sp_i). Se consideran 15 días de almacenamiento para etanol y maíz y 7 días para el rastrojo.

$$STN_{igt} = \frac{sp_i PTS_{igt}}{330} \quad \forall i \in pas_i, g, t \quad \text{Ecuación 5-35}$$

$$STN_{igt} = \frac{sp_i Consumtotal_{igt}}{330} \quad \forall i \in rs_i, g, t \quad \text{Ecuación 5-34}$$

Para afrontar fluctuaciones máxicas en la demanda y en el suministro de materias primas, se asume una capacidad mínima de almacenamiento igual al doble del almacenamiento necesario de los materiales i . Esta suposición es igual a la propuesta por Simchi-Levi y colaboradores^[10] para la demanda.

$$2 \sum_{i \in IS(i,s)} STN_{igt} \leq SCap_{sgt} \quad \forall s, g, t \quad \text{Ecuación 5-35}$$

Se fijaron cotas mínimas y máxicas para la cantidad de los productos vendidos en cada provincia. Para el caso del etanol, el mínimo corresponde a la cantidad necesaria para cumplir con el 5% de etanol en las naftas, mientras que el máximo corresponde a ese volumen para el primer período y al volumen correspondiente a un 10% de etanol en las naftas en los períodos restantes. Respecto a la burlanda y electricidad, sólo se fijan cotas máxicas, dadas por la demanda en cada provincia (Tabla 5-8)

Restricciones de capacidad

La producción de etanol en una provincia se encuentra limitada por el rango de capacidad de producción de cada planta. La cota inferior se expresa como la capacidad mínima ($PCap_{min}$) multiplicada por el número de plantas (NP_{pgt}):

$$PE_{ipgt} \geq PCap_{\min} NP_{pgt} \quad \forall i \in m(i), p, g, t \quad \text{Ecuación 5-36}$$

La capacidad de producción de la tecnología p en los períodos t distintos de 1 es igual a la sumatoria de la capacidad existente al final del período anterior y la expansión de la capacidad realizada en el período ($PCapE_{pgt}$), mientras que para el período 1 es igual a la expansión en ese período.

$$PCap_{pgt} = PCapE_{pgt} \quad \forall p, g, t = 1 \quad \text{Ecuación 5-37}$$

$$PCap_{pgt} = PCap_{pgt-1} + PCapE_{pgt} \quad \forall p, g, t > 1 \quad \text{Ecuación 5-40}$$

Se asume que la expansión de la capacidad de producción también está acotada por el mismo rango de capacidad (entre 3945 y 78900 ton/año). El modelo asume que la expansión de la capacidad debe comenzar y terminar en un período de tiempo.

$$PCapE_{pgt} \geq PCap_{\min} NP_{pgt} \quad \forall p, g, t \quad \text{Ecuación 5-38}$$

$$PCapE_{pgt} \leq PCap_{\max} NP_{pgt} \quad \forall p, g, t \quad \text{Ecuación 5-39}$$

La expansión de la capacidad de almacenamiento s en el período t se determina de forma análoga a la capacidad de producción:

$$SCap_{sgt} = SCapE_{sgt} \quad \forall s, g, t = 1 \quad \text{Ecuación 5-40}$$

$$SCap_{sgt} = SCap_{sgt-1} + SCapE_{sgt} \quad \forall s, g, t > 1 \quad \text{Ecuación 5-41}$$

La capacidad de almacenamiento para cada tipo de material i se encuentra limitada por una capacidad máxima, $SCap_{\max s}$, igual a 1833, 1824 y 1250 ton para silos, fardos y tanques, respectivamente:

$$SCapE_{sgt} \leq SCap_{\max s} NP_{sgt} \quad \forall s, g, t \quad \text{Ecuación 5-45}$$

Tabla 5-6: Coeficientes tecnológicos del maíz, rastrojo, burlanda, electricidad (consumida y producida) y gas correspondientes a la producción de 1 kg de etanol.

Tecnología	Maíz (kg)	Etanol (kg)	Burlanda (kg)	Rastrojo (kg)	Electricidad (Kwh)	Gas Natural (Mj)	Electricidad Producida (Kwh)
Convencional (Tecnología 1)	3,17	1	1	0	0,325	15,785	0
Cogeneración_GN (Tecnología 2)	3,17	1	1	0	0,036	29,801	2,043
Cogeneración_R (Tecnología 3)	3,17	1	1	1,321	0,036	0	0,389

Tabla 5-7: Capacidad de producción de maíz de cada provincia – Año 2011/2012

Capacidad actual (ton/año)	
BUENOS AIRES	7629560
CATAMARCA	40800
CORDOBA	4794540
ENTRE RIOS	1169460
LA PAMPA	461120
SAN LUIS	485590
SANTA FE	3830970
SANTIAGO DEL ESTERO	1561380

Tabla 5-8: Demanda de etanol, burlanda y electricidad correspondiente al período 1 para cada provincia.

Provincia	Número	Etanol (ton)	Burlanda (ton)	Electricidad (GWh)
Buenos aires y Capital Federal	1	127721	30785490	59701
Córdoba	2	25766	6102437	5083
Corrientes	3	5825	9450101	1687
La Rioja	4	2391	350092	2420
Mendoza	5	9155	1001313	2420
Neuquén	6	5601	463396	1538
Entre Ríos	7	8181	7793609	7476
Misiones	8	6980	825188	1687
Chubut	9	7895	492075	1276
Chaco	10	5493	4802360	1687
Santa Cruz	11	4899	165818	1276
Salta	12	4920	2010006	1823
San Juan	13	3251	68924	2420
San Luis	14	2709	3119613	5083
Tucumán	15	6242	261130	1823
Jujuy	16	2419	171392	1823
Santa Fe	17	22593	8996807	7476
La Pampa	18	3359	4618777	1538
Santiago del Estero	19	3143	2587580	1823
Catamarca	20	1941	475916	1823
Río Negro	21	6493	961112	1538
Formosa	22	2287	3574293	1687
Tierra del Fuego	23	2145	86334	1276

5.4 OPTIMIZACIÓN MULTI-OBJETIVO

La solución del modelo matemático descrito con los valores de los parámetros asignados permite obtener las estructuras principales de planificación y distribución del etanol en Argentina. El modelo multi-objetivo fue escrito en GAMS versión 23.5^[11] y resuelto con el resolvidor CPLEX para problemas de tipo MIP en dos computadoras: Acer Aspire 7540 portátil con procesador AMD Turion II Dual core 2,30 GHz y 4 GB de memoria RAM y Dell Vostro 430 de escritorio con procesador Intel Core i5 2,67 GHz y 2,96 GB de memoria RAM. El modelo de optimización resultante posee 9025 ecuaciones, 6860 variables continuas y 2360 variables enteras. El tiempo de resolución para encontrar una solución de Pareto varía entre 4540 y 4649 s.

En cuanto a la maximización del VAN, se encontraron 8 soluciones alternativas con cambios menores al 1% en su valor. Con respecto a la producción, todas las opciones instalan 6 plantas con cogeneración con gas natural (Tecnología T2). La diferencia entre las opciones radica en el tiempo de instalación (período 1 o 2) y en su ubicación. De las 8 alternativas, 6 instalan 3 plantas en Buenos Aires y 2 instalan 4 plantas en esa provincia, mientras que las restantes plantas se instalan individualmente en diferentes combinaciones entre las provincias de Córdoba, La Pampa, Santa Fe, Entre Ríos, Santiago del Estero y San Luis (Figura 5-2). La producción total de todas las alternativas es muy similar. En cuanto al almacenamiento, se instalan 37 o 38 silos en Buenos Aires para la solución que propone 3 plantas productoras y 50 silos en los casos de 4 plantas, y entre 12 y 13 silos en las provincias con 1 planta productora instalada, existiendo diferencias en el periodo de tiempo (período 1 o 2). Todas las alternativas poseen similar cantidad de tanques para almacenar etanol, centralizados en Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe (17 a 19, 3 a 4 y 2 a 4 tanques, respectivamente) ya que la demanda es mayor en estas provincias. Las diferencias en los volúmenes de almacenamiento se corresponden con la satisfacción de la demanda escogida según la ubicación de las plantas. Sólo se transporta etanol y la burlanda se consume donde se produce ya que su demanda supera ampliamente la oferta. En el período 1, para todas las alternativas, el etanol se transporta sólo en ferrocarril excepto en las provincias que no tienen acceso (Santa Cruz y Tierra del Fuego), para las cuales se transporta en camión desde Chubut. La infraestructura del transporte necesaria en este período consiste en 1 unidad ferroviaria, que incluye 23 vagones tanque, y 11 camiones tanque. En el período 2, en el cual la demanda aumenta, algunas soluciones alternativas continúan con esta infraestructura y otras adicionan de 1 a 3 camiones tanque. En el último caso, se transporta etanol en camión desde Santa Fe o Santiago del Estero hacia Entre Ríos (o Tucumán) y Catamarca. Todas las alternativas satisfacen entre el 70 y 80% de la

demanda total y su distribución depende de la ubicación de las plantas. San Luis y Santiago del Estero son las únicas provincias abastecidas en un 100% en todas las soluciones alternativas debido a que corresponde a demandas bajas y se encuentran accesibles a las ubicaciones establecidas de las plantas de producción. Santa Cruz y Tierra del Fuego sólo son abastecidas en un 50% en todos los casos debido principalmente a las largas distancias y a no tener acceso al ferrocarril.

El maíz necesario para todas las alternativas sobrepasa apenas el 7% de la capacidad de producción total y se utiliza el máximo capital de inversión permitido.

Respecto al impacto ambiental, como se describió en la sección 5.2, se realizó la normalización con el método ReCiPe de los resultados de la optimización para obtener las categorías de impacto más relevantes del sistema al maximizar el VAN. Al igual que en el Capítulo 4, la eutrofización del agua, ecotoxicidad de la tierra, del agua dulce y del mar continúan siendo las 4 categorías de impacto más afectadas; el uso de combustibles posee igual relevancia que en el capítulo 4; y el uso del suelo agrícola en este caso alcanza similar importancia que la toxicidad humana (Figura 5-3). Al minimizarse cada categoría por separado se encontraron relaciones entre las mismas. En particular, la minimización de la ecotoxicidad de la tierra minimiza además la ecotoxicidad del mar y del agua dulce; la eutrofización del agua dulce; y consumo de agua. La minimización de la toxicidad humana conlleva a los mínimos valores de las categorías: material particulado, radiación ionizante y acidificación terrestre. Finalmente, la minimización del cambio climático minimiza los impactos en el uso de los combustibles fósiles. Estas relaciones se verificaron con una matriz resultante del VAN correspondiente a la minimización de cada categoría, el VAN máximo y las relaciones entre los valores de las categorías de impacto:

$$VANE_{b1} = VAN^o_b + \sum_b (EI_b^{b1} - EI^o_b) \quad \forall b1 \quad \text{Ecuación 5-46}$$

Donde b1 y b corresponden a las categorías de impacto.

La Tabla A-1 en el Anexo presenta los valores de todas las categorías de impacto correspondiente a la minimización de cada categoría. En la tabla A-2 se observa la matriz resultante de la Ecuación 5-46. Se puede observar que los valores correspondientes a las relaciones encontradas son iguales en todas las columnas, reflejando igual comportamiento en el modelo.



Figura 5-2: Alternativas para la maximización del Valor Actual Neto. Las plantas remarcadas en negro son instaladas en el período 2 y las restantes en el período 1.

Se escogieron, en orden de prioridad, las siguientes categorías: Ecotoxicidad de la tierra (Eco-T), uso del suelo agrícola (Uso-SA), toxicidad humana (Tox-H) y cambio climático (CC).

La primera se debe a que, además de ser una de las categorías más afectadas, minimiza las restantes categorías más relevantes. El uso del suelo agrícola corresponde a un tema ambientalmente controversial, altamente sensible en casos de deforestación^[12] y corresponde al segundo rango en importancia según la normalización del caso de estudio. La toxicidad humana también se encuentra en el segundo rango de relevancia y minimiza otras tres categorías, incluyéndolas en forma indirecta. Finalmente, el cambio climático, si bien se encuentra en el tercer rango de importancia, minimiza el uso de los combustibles fósiles y corresponde a uno de los principales objetivos del uso de los biocombustibles. Además, esta categoría de impacto es muy sensible a la deforestación en caso de que tenga que evaluarse extensión de la frontera agrícola.

En la Tabla 5-9 se presentan los valores “normales” según el método ReCiPe y los calculados en base al caso de estudio.

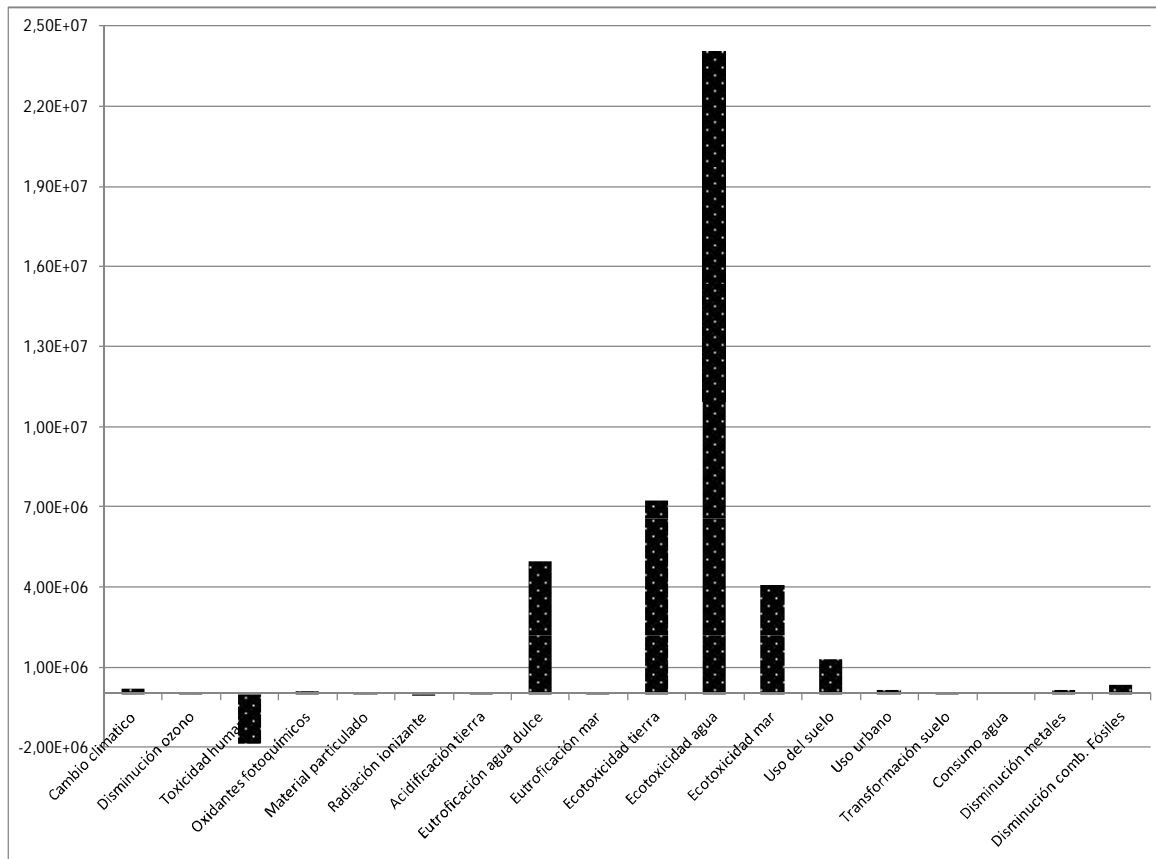


Figura 5-3: Normalización global del método ReCiPe para el sistema de estudio optimizado en función de la maximización del VAN.

En la minimización de cada categoría seleccionada, excepto para el caso de la toxicidad humana, donde la producción de etanol alcanza el 74% de la requerida para satisfacer la

Tabla 5-9: Factores de normalización mundiales según ReCiPe y locales según el caso de estudio.

	Factores de normalización (Fn)	
	ReCiPe	Caso de estudio
Cambio climático [kg CO2 eq]	6892	4,06E+08
Disminución ozono kg CFC-11 eq]	0,04	-1,54E+02
Toxicidad humana [kg 1,4-DB eq]	117	-2,83E+08
Oxidantes fotoquímicos [kg NMVOC]	48,95	2,52E+06
Material particulado [kg PM10 eq]	14,06	-3,62E+05
Radiación ionizante [kg U235 eq]	1316	-5,08E+07
Acidificación tierra [kg SO2 eq]	38,18	-3,41E+06
Eutrofización agua dulce [kg P eq]	0,29	5,94E+05
Eutrofización mar [kg N eq]	7,34	-2,19E+06
Ecotoxicidad tierra [kg 1,4-DB eq]	6,50	1,64E+07
Ecotoxicidad agua [kg 1,4-DB eq]	4,33	3,83E+07
Ecotoxicidad mar [kg 1,4-DB eq]	2,41	2,76E+06
Uso del suelo [m2a]	5423	2,95E+09
Uso urbano [m2a]	775	5,87E+07
Transformación suelo [m2a]	12,03	1,96E+05
Consumo agua [m3]		1,98E+07
Disminución metales [kg Fe eq]	445	2,98E+07
Disminución comb. Fósiles [kg oil eq]	1374	1,57E+08

totalidad de la demanda, la producción de etanol corresponde a la mínima (50% de la demanda) para satisfacer la demanda del 5% de etanol en todas las provincias. A excepción de la categoría Tox-H en la que se instalan 6 plantas en Córdoba, en todos los casos se instalan 4 plantas en Córdoba, la cual es la provincia con menor impacto en la producción de maíz, adicionando 1 planta en Buenos Aires, al minimizar CC. Las tecnologías que resultaron elegidas son la cogeneración con gas natural (Tecnología T2) para las categorías Eco-T y Tox-H, convencional (Tecnología T1) para Uso-SA y cogeneración con rastrojo (Tecnología T3) para CC. La carga transportada (tkm) es igual o mayor al doble de la que resulta al maximizarse el VAN; por lo tanto, las unidades de transporte necesarias corresponden a 2 o 3 unidades de ferrocarriles y entre 11 y 20 camiones tanques. A excepción de la minimización de Tox-H, que sobrepasa el 7% de la producción total de maíz, similar a la maximización del VAN, el resto de los casos utiliza el 4,7% del maíz existente.

En cuanto al impacto total "local", los valores "normales" corresponden a los valores mínimos que puede alcanzar cada categoría. Por lo tanto, algunos valores son negativos, ya que reflejan los impactos positivos que posee el caso de estudio en algunas categorías. Al minimizarse el impacto total "local" (ITL), también se satisface la demanda mínima (50%) y se instalan 4 plantas con cogeneración con gas natural en Córdoba y 1 en Buenos Aires. Se requieren 45 y 2 silos para el maíz en Córdoba y Buenos Aires, respectivamente. Los tanques para el almacenamiento de etanol se encuentran centralizados en Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe, al igual que para la maximización del VAN pero en menores proporciones. La infraestructura de transporte corresponde a igual cantidad de camiones tanques que en la maximización del VAN pero igual cantidad de unidades ferroviarias con vagones tanque que en los casos anteriores de minimización de categorías de impacto, ya que la carga transportada (tkm) es igual al doble que la obtenida para la maximización del VAN.

Las variaciones del impacto total "local" (ITL), de los valores de las categorías de impacto escogidas (Eco-T, Uso-SA, Tox-H y CC), del capital de inversión (FCI), de la carga transportada (tkm), de la demanda de etanol satisfecha máxima (PTSt) y del porcentaje de maíz utilizado (PM) entre las 8 alternativas de maximización del VAN se presentan en la Tabla 5-10. Se observan diferencias del 2 al 38% en los valores del impacto total "local" y de las categorías individuales, el FCI y PM prácticamente no varían (menor al 0,1 y 0,38% respectivamente), las tkm varían del 1 al 9% y la demanda satisfecha varía del 2 al 12%.

Las comparaciones entre los distintos objetivos propuestos se observan en las Tabla 5-11 y Tabla 5-12. Para comparar la maximización del VAN se escogió la solución alternativa 1. El

caso más desfavorable es la minimización del Uso-SA ya que posee el mayor impacto total "local", el menor VAN, un impacto 140% y 380% mayor que los valores mínimos de toxicidad humana y cambio climático, respectivamente. Esto se debe fundamentalmente a la tecnología escogida (tecnología T1) que no genera beneficios ambientales por electricidad evitada. La minimización del cambio climático, si bien posee el siguiente valor menor de VAN, el valor de ITL es intermedio y el resto de las categorías escogidas poseen valores cercanos al mínimo, a excepción de la categoría de toxicidad humana. Por otro lado, la minimización de Tox-H determina un impacto total "local" intermedio y valores alejados del mínimo para todas las demás categorías pero un VAN cercano al máximo. Esto último se debe a que su diseño es similar al resultante de la maximización del VAN, instala igual cantidad de plantas con la tecnología T2 y satisface una demanda similar, ya que la tecnología escogida disminuye particularmente el impacto en esa categoría debido a la electricidad evitada. Por último, la minimización de Eco-T determina valores de ITL y Uso-SA cercanos al mínimo y valores bajos para las categorías Tox-H y CC. En la maximización del VAN, el ITL es 3,22 veces mayor que el mínimo y los impactos en las categorías escogidas son 134% y 230% para Uso-SA y CC, respectivamente, mayores que los valores mínimos, excepto para Tox-H, cuyo aumento es sólo del 20%. La minimización del ITL determina valores de las variables estudiadas muy similares a la minimización de Eco-T, pero el FCI es mayor y el VAN es menor. En comparación con la maximización del VAN, el FCI y el VAN son 30 y 39% menores respectivamente, el valor de las tkm es 1,95 veces mayor y el porcentaje de la demanda satisfecha y del maíz requerido es 36% menor.

En la Figura 5-4 y Figura 5-7 se presentan las configuraciones que resultan de la minimización del ITL y la maximización del VAN (Alternativa 1), respectivamente, para el periodo 1. En este periodo, la satisfacción de la demanda es la misma para ambos casos y corresponde al volumen necesario para alcanzar el 5% en la mezcla con las naftas. Se puede observar que para el caso de minimización del ITL, donde el costo del transporte no afecta la función objetivo, 4 de las 5 plantas productoras se concentran en Córdoba y la restante en Buenos Aires. Desde la provincia de Córdoba se distribuye a todas las demás, excepto a Santa Cruz y Tierra del Fuego. Como se comentó anteriormente, la mayor parte del transporte de etanol se realiza mediante ferrocarril; el camión se utiliza sólo para distancias cortas: desde Chubut a Santa Cruz, desde Chubut a Tierra del Fuego y desde Córdoba a Santiago del Estero.

Tabla 5-10: Variaciones entre las alternativas de Maximización del VAN.

	Alternativa 1	Alternativa 2	Alternativa 3	Alternativa 4	Alternativa 5	Alternativa 6	Alternativa 7	Alternativa 8
ITL	25,91	19,76	16,14	32,88	26,31	32,08	18,98	25,39
Eco-T	4,48E+07	3,42E+07	3,08E+07	5,24E+07	4,75E+07	5,32E+07	3,43E+07	3,97E+07
Uso-SA	6,87E+09	5,50E+09	4,79E+09	8,07E+09	7,18E+09	8,25E+09	5,46E+09	6,30E+09
Tox-H	-2,23E+08	-2,54E+08	-2,69E+08	-1,91E+08	-2,18E+08	-1,93E+08	-2,55E+08	-2,28E+08
CC	1,34E+09	1,18E+09	1,11E+09	1,50E+09	1,35E+09	1,47E+09	1,16E+09	1,30E+09
FCI	600	600	600	600	600	599	600	600
NPV	197	196	196	196	196	195	195	195
Tkm	8,02E+08	8,14E+08	8,48E+08	7,61E+08	7,30E+08	7,99E+08	8,30E+08	7,31E+08
PTSt	79,49%	81,08%	69,78%	74,86%	75,04%	76,81%	71,96%	76,20%
PM(total)	7,36%	7,35%	7,35%	7,34%	7,35%	7,33%	7,33%	7,33%

Tabla 5-11: Comparación entre las minimizaciones de las categorías de impacto escogidas y el impacto ambiental total "local" y la maximización del valor actual neto – Funciones objetivo – FCI – Tkm –PTSt –PM –Tecnologías – Transporte.

	Min Eco-T	Min Uso-SA	Min Tox-H	Min CC	Min ITL	Max VAN
ITL	6,16	28,25	12,15	12,81	6,14	25,91
Eco-T [kg 1,4-DB eq]	1,64E+07	1,66E+07	2,49E+07	1,66E+07	1,65E+07	4,48E+07
Uso-SA [m2a]	2,95E+09	2,95E+09	4,47E+09	2,96E+09	2,96E+09	6,87E+09
Tox-H [kg 1,4-DB eq]	-1,86E+08	1,15E+08	-2,83E+08	3,93E+07	-1,87E+08	-2,23E+08
CC [kg CO2 eq]	6,69E+08	1,94E+09	1,00E+09	4,06E+08	6,69E+08	1,34E+09
FCI [MillonesU\$]	381	379	600	424	423	600
VAN [MillonesU\$]	137	86	190	110	120	197
Tkm	1,58E+09	1,58E+09	2,18E+09	1,56E+09	1,56E+09	8,02E+08
PTSt [%]	50,00%	50,00%	74,54%	50,00%	50,00%	79,49%
PM(total) [%]	4,70%	4,70%	7,24%	4,70%	4,70%	7,36%
Tecnología	Cogeneración GN	Convencional	Cogeneración GN	Cogeneración R	Cogeneración GN	Cogeneración GN
Tiempo=1						
Ferrocarril tanque	2	2	3	2	2	1
Camion tanque	20	20	11	11	11	11
Tiempo=2						
Camión tanque			1			

Tabla 5-12: Comparación entre las minimizaciones de las categorías de impacto escogidas y el impacto ambiental total "local" y la maximización del valor actual neto – Planificación de producción y almacenamiento.

Min Eco-T					Min Uso-SA					Min Tox-H				
Región	NP	PE	NS	Scap	Región	NP	PE	NS	Scap	Región	NP	PE	NS	Scap
Córdoba	4	2,96E+05	47	8,53E+04	Córdoba	4	2,96E+05	47	8,53E+04	Córdoba	4	3,13E+05	50	9,11E+04
Córdoba		2,71E+05		8,53E+04	Córdoba		2,71E+05		8,53E+04	Córdoba	2	4,56E+05	22	1,31E+05
Min CC					Min ITL					Max VAN				
Región	NP	PE	NS	Scap	Región	NP	PE	NS	Scap	Región	NP	PE	NS	Scap
Buenos Aires	1	1,19E+04	2	3,42E+03	Buenos Aires	1	1,18E+04	2	3,39E+03	Buenos Aires	3	205123	37	6,78E+04
Córdoba	4	2,84E+05	45	8,19E+04	Córdoba	4	2,84E+05	45	8,19E+04	Córdoba	1	44651	10	1,83E+04
										Santa Fe	1	59809	10	1,72E+04
										La Pampa	1	3970	12	2,10E+04
Buenos Aires				3,42E+03	Córdoba		2,71E+05		3,39E+03	Buenos Aires		2,35E+05		6,78E+04
Córdoba		2,71E+05		8,19E+04					8,19E+04	Córdoba		7,64E+04	2	2,20E+04
										Santa Fe		7,89E+04	3	2,27E+04
										La Pampa		7,29E+04		2,10E+04

En esta última conexión sólo completa la demanda, transportando la mayor cantidad en ferrocarril. Se satisface la mínima demanda requerida en cada provincia para todos los periodos (5% de etanol en las naftas). Los flujos que resultan de la minimización de Eco-T son similares a los de la minimización de ITL. Las diferencias radican en que se transporta mayor cantidad de etanol desde Córdoba a Buenos Aires, se transporta etanol desde Santa Cruz a Tierra del Fuego, y la mayor cantidad de etanol desde Córdoba a Santa Fe se transporta en camión tanque en vez de ferrocarril.

En el caso de la maximización del VAN, las plantas productoras están más distribuidas geográficamente de manera de disminuir los costos de transporte, ya que el impacto ambiental de cada provincia no afecta a la función objetivo. El número de silos presentados es menor a lo descrito anteriormente debido a que los restantes se instalan en el período 2. En el primer periodo, no hay flujo desde y hacia La Pampa. Las plantas restantes (Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe) abastecen a las provincias en función de su ubicación, es decir, tratando de disminuir las distancias a recorrer. Las demandas de las provincias de Misiones y Corrientes se satisfacen desde Entre Ríos y Chaco, respectivamente. El etanol se transporta en ferrocarril, excepto en las provincias de Santa Cruz y Tierra del Fuego que no tienen acceso, las que se abastecen mediante camión desde Chubut. Contrariamente a la minimización de ITL, la satisfacción de la demanda crece en el período 2, y se mantiene en los restantes periodos. En la Figura 5-5 se observa el porcentaje de satisfacción de la demanda alcanzado para cada provincia.

Las contribuciones relativas de los costos que resultan para ambos casos extremos (maximización del VAN y minimización del ITL) son similares. Los costos de los insumos y de inversión representan el 60% y 30%, respectivamente, mientras que el costo de operación de las plantas representa el 8,5% y el de operación del transporte no alcanza el 1%. En cuanto a la comparación de los valores absolutos, los costos totales de operación, inversión e insumos que resultan de la minimización de ITL son entre 65 y 70% menores que para la maximización del VAN mientras que el costo de operación del transporte total es sólo 15% menor (Figura 5-6).

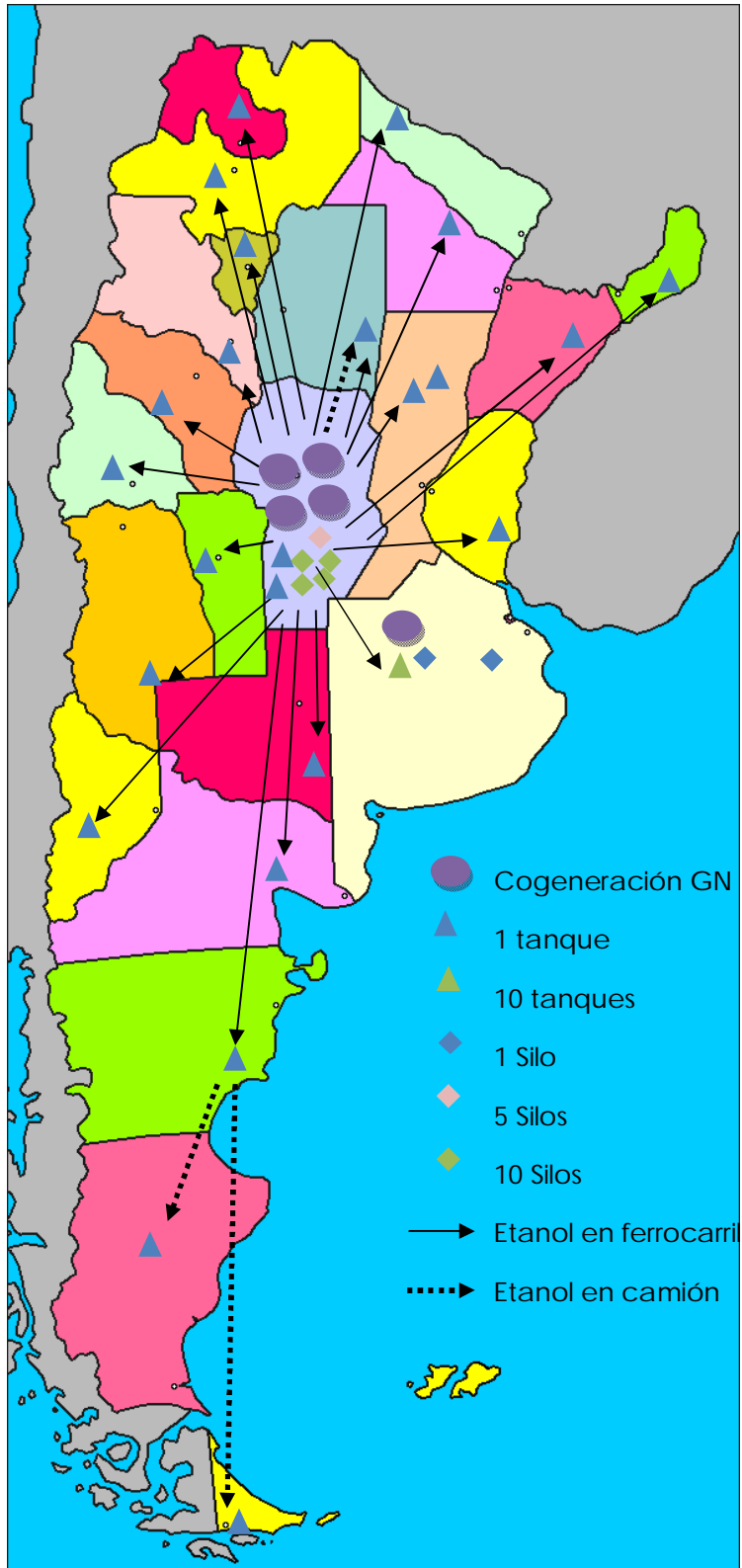


Figura 5-4: Configuración correspondiente a la minimización del ITL

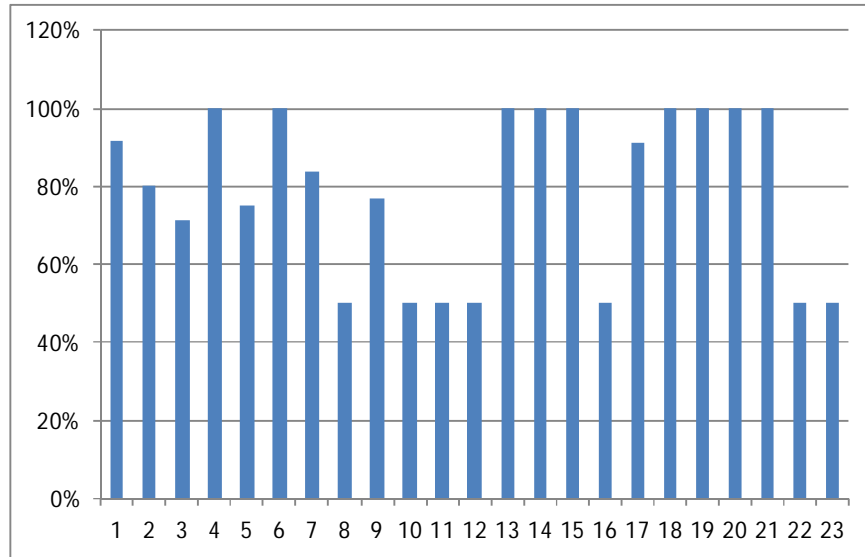


Figura 5-5: Satisfacción de la demanda correspondiente a la maximización del VAN.

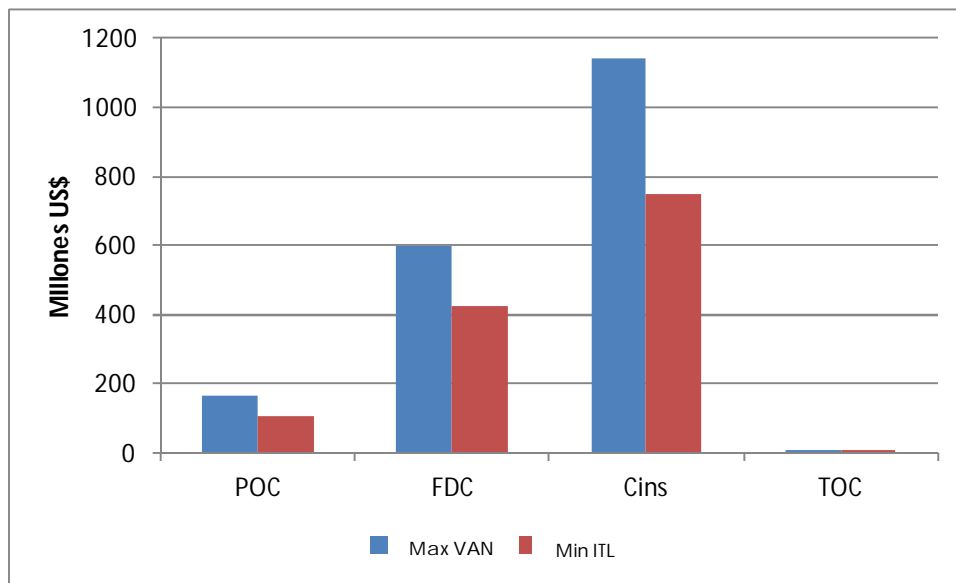


Figura 5-6: Distribución de los costos operativos de producción (POC), los costos de inversión (FDC), costos de insumos (Cins) y costos operativos de transporte (TOC) para las dos soluciones extremas.

Las contribuciones de cada módulo en el impacto total para cada categoría seleccionada y para el impacto total "local" se presentan en las figuras 5-8, 5-9, 5-10, 5-11 y 5-12 para las dos soluciones extremas. Tanto la producción de maíz como la de etanol poseen contribuciones relevantes en todos los casos analizados, mientras que la influencia de la operación y establecimiento de los medios de transporte es despreciable.

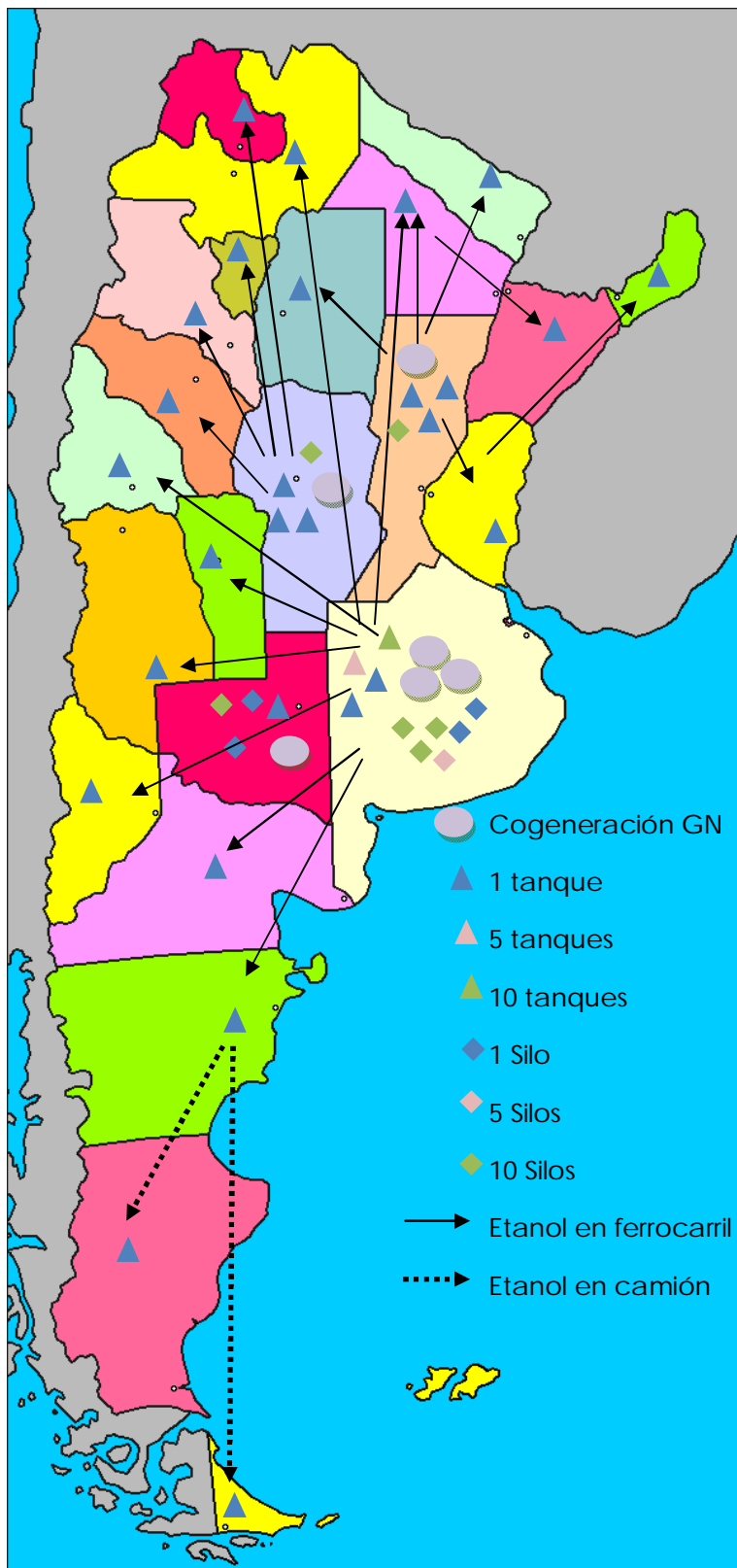


Figura 5-7: Configuración correspondiente a la maximización del VAN

La producción de etanol tiene impactos positivos (valores negativos) en todas las categorías de impacto escogidas y en el impacto total "local". Sin embargo, el impacto debido a la producción de maíz es mayor, resultando en un impacto total con valores positivos en la maximización del VAN, excepto en la categoría Tox-H donde tanto para la maximización del VAN como para la minimización del ITL, los impactos positivos de la producción de etanol superan a los impactos negativos de la producción de maíz alcanzando un impacto total positivo, es decir valores de impacto numéricamente negativos.

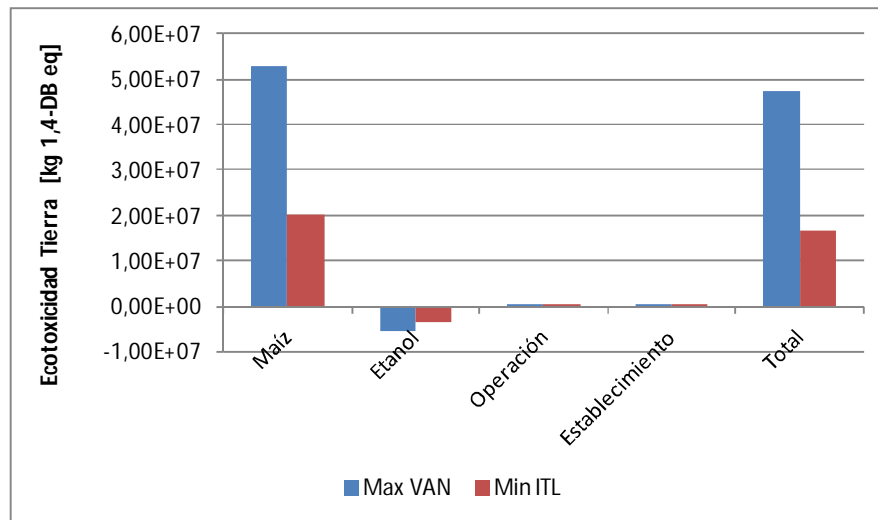


Figura 5-8: Contribución de los diferentes módulos en la Ecotoxicidad de la tierra (Eco-T) para las dos soluciones extremas.

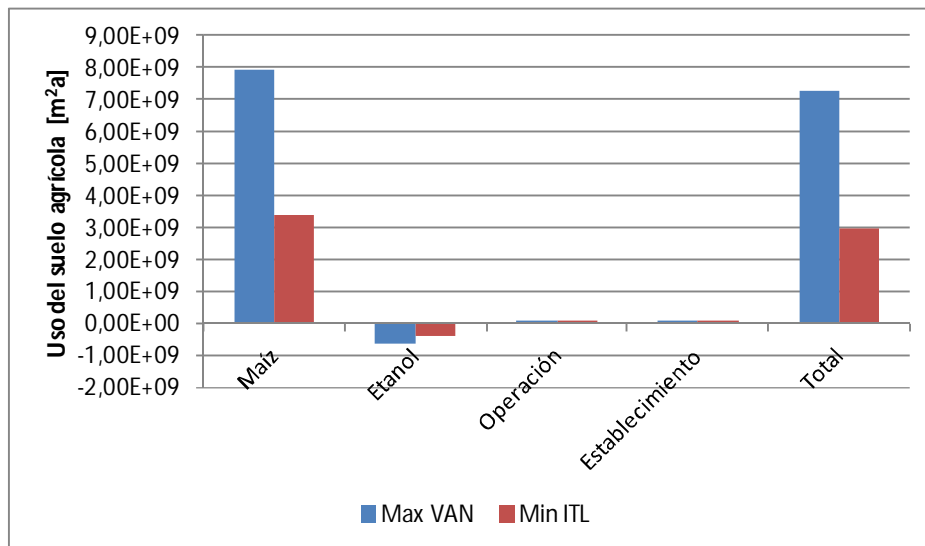


Figura 5-9: Contribución de los diferentes módulos en el Uso de suelo agrícola (Uso-SA) para las dos soluciones extremas.

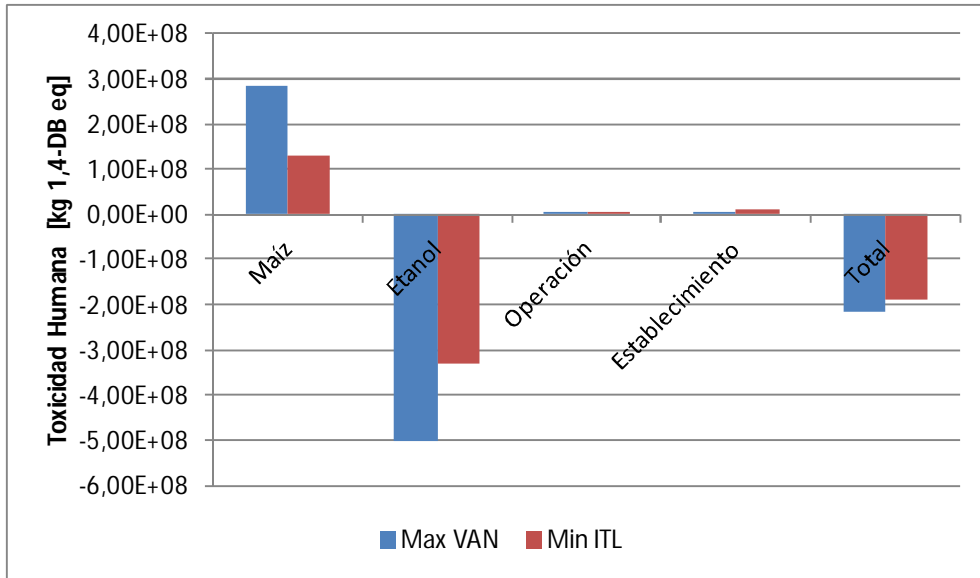


Figura 5-10: Contribución de los diferentes módulos en la Toxicidad Humana (Tox-H) para las dos soluciones extremas.

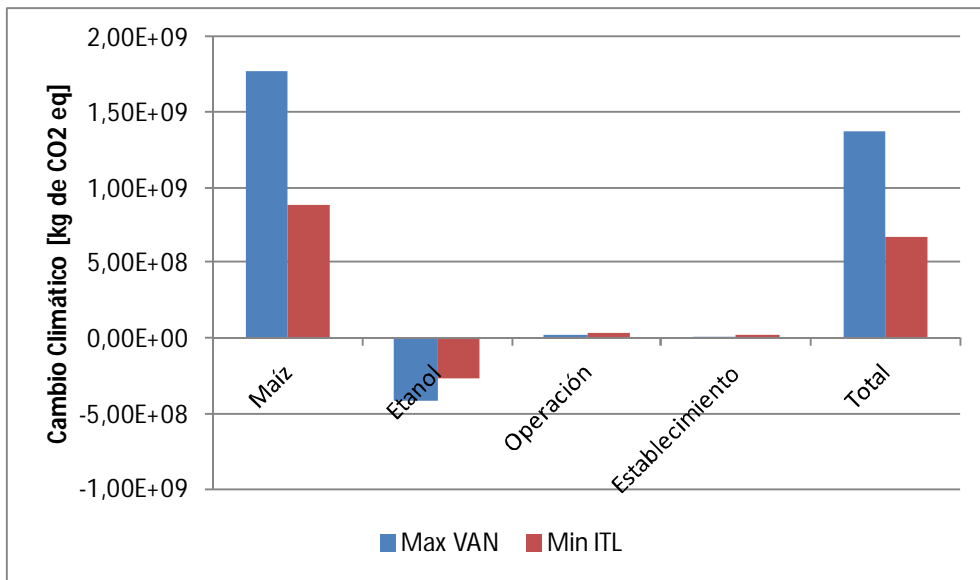


Figura 5-11: Contribución de los diferentes módulos en el cambio climático (CC) para las dos soluciones extremas.

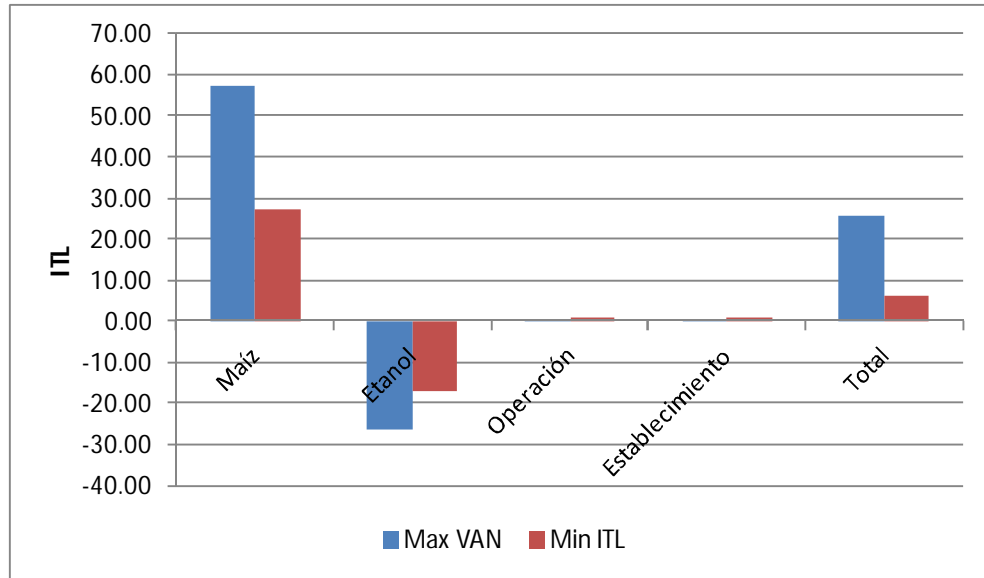


Figura 5-12: Contribución de los diferentes módulos en el impacto total “local” (ITL) para las dos soluciones extremas.

Finalmente, se resuelve el problema de optimización multiobjetivo formulado obteniendo las soluciones o puntos de Pareto. En primer lugar se comparó el VAN con el ITL. En la Figura 5-13 se observa la relación entre los dos objetivos y los valores correspondientes a la categoría Eco-T. A medida que aumenta el VAN, tanto el ITL como la Eco-T aumentan en forma similar. La estructura o configuración de los puntos 1, 2, 3 y 4 determina la instalación entre 4 y 5 plantas distribuidas entre Córdoba y Buenos Aires; en el punto 5 se instalan 6 plantas sólo en Córdoba; en los puntos 6 y 7 se distribuyen entre Córdoba y Buenos Aires; y a partir del punto 8 las 6 plantas se instalan en 3 o 4 provincias. A partir de este último punto, las diferencias entre el VAN de un punto dado con el máximo VAN posible (es decir, el correspondiente al caso extremo) son menores al 1%, mientras que el ITL varía abruptamente desde 148 a 323% del valor mínimo (correspondiente al caso extremo) y la Eco-T aumenta desde 81 a 173%. El punto 8 corresponde a una configuración que no se había obtenido como solución alternativa al maximizar el VAN: 3 plantas en Buenos Aires, 2 en Córdoba y 1 en Santa Fe.

Luego se analizó la relación entre la categoría Eco-T y el VAN teniendo en cuenta el resto de las categorías: Uso-SA, Tox-H y CC. En la Figura 5-14 se puede observar que, al igual que en el caso anterior, a medida que el VAN aumenta, los valores de Uso-SA y CC aumentan con un comportamiento similar a Eco-T. Las estructuras correspondientes a los puntos de la curva son similares al caso anterior. En los puntos 1, 2, 3 y 4 se instalan entre 4 y 5 plantas pero sólo en la provincia de Córdoba; en el punto 5, al igual que el caso anterior, se instalan

6 plantas sólo en Córdoba; y a partir del punto 7 se instalan 6 plantas en 3 o más provincias. Al igual que en el caso anterior, la primera configuración que involucra 3 provincias consiste en la misma solución no encontrada al maximizarse el VAN. A partir del punto 8, la diferencia entre el VAN de un punto dado y el máximo VAN posible no alcanza el 1%, mientras que los valores de Uso-SA varían desde 60 a 132% de su mínimo y los valores de CC aumentan desde 167 a 229%. Los valores correspondientes a la toxicidad humana Tox-H se presentan en la Figura 5-15. Si bien posee un comportamiento diferente a Eco-T, aumentando los impactos positivos hasta el punto 6, en el punto 8 y al igual que el resto de las categorías, comienza a aumentar su valor alejándose del mínimo desde 3 a 20%. Finalmente, se observa que independiente de la función objetivo ambiental escogida, los resultados obtenidos son similares.

Entre el tercer y sexto punto o solución de Pareto de la curva ITL vs VAN, los valores de ITL y Eco-T son aproximadamente entre el 13 y 37% mayores que sus valores mínimos y el VAN disminuye hasta 15%. Por lo tanto, cualquier solución en este rango podría resultar una solución intermedia apropiada.

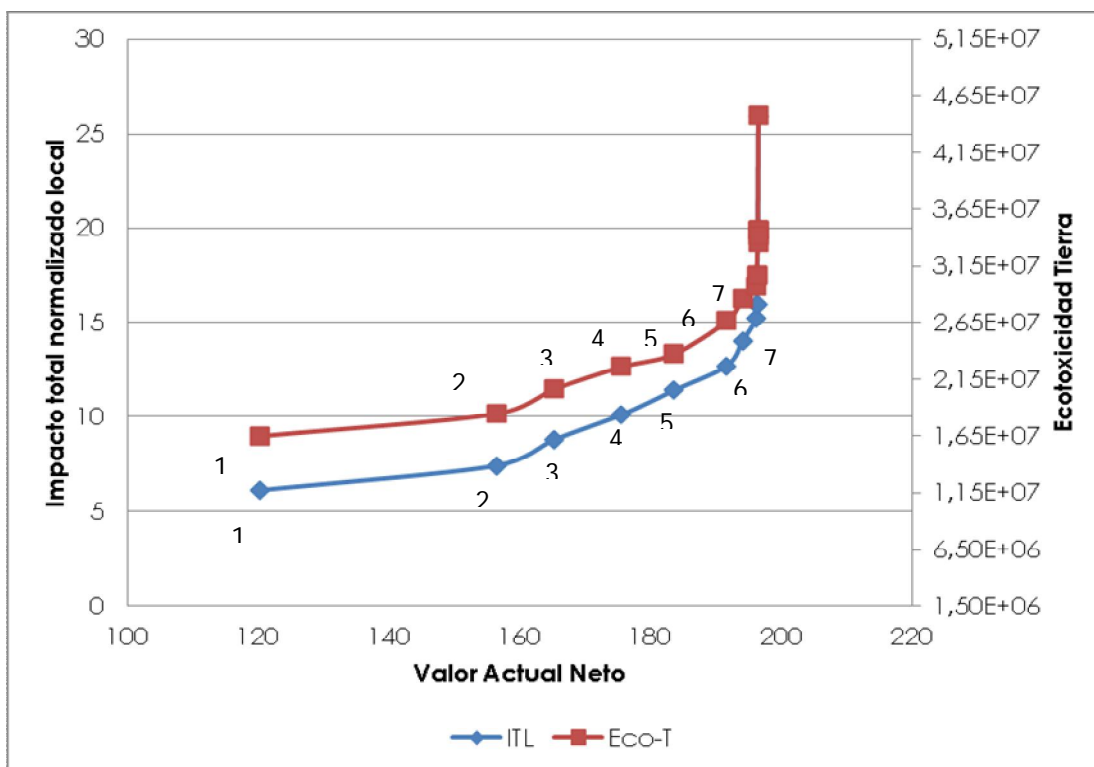


Figura 5-13: Puntos de Pareto de las soluciones ITL vs VAN y los correspondientes valores de Eco-T.

El mismo rango de variación del VAN se refleja entre los puntos de Pareto 3 y 6 de la curva Eco-T vs VAN. Entre estos puntos, Eco-T y Uso-SA varían en un rango similar al del caso

anterior, mientras que para CC y Tox-H los valores son 90% mayores que sus mínimos correspondientes.

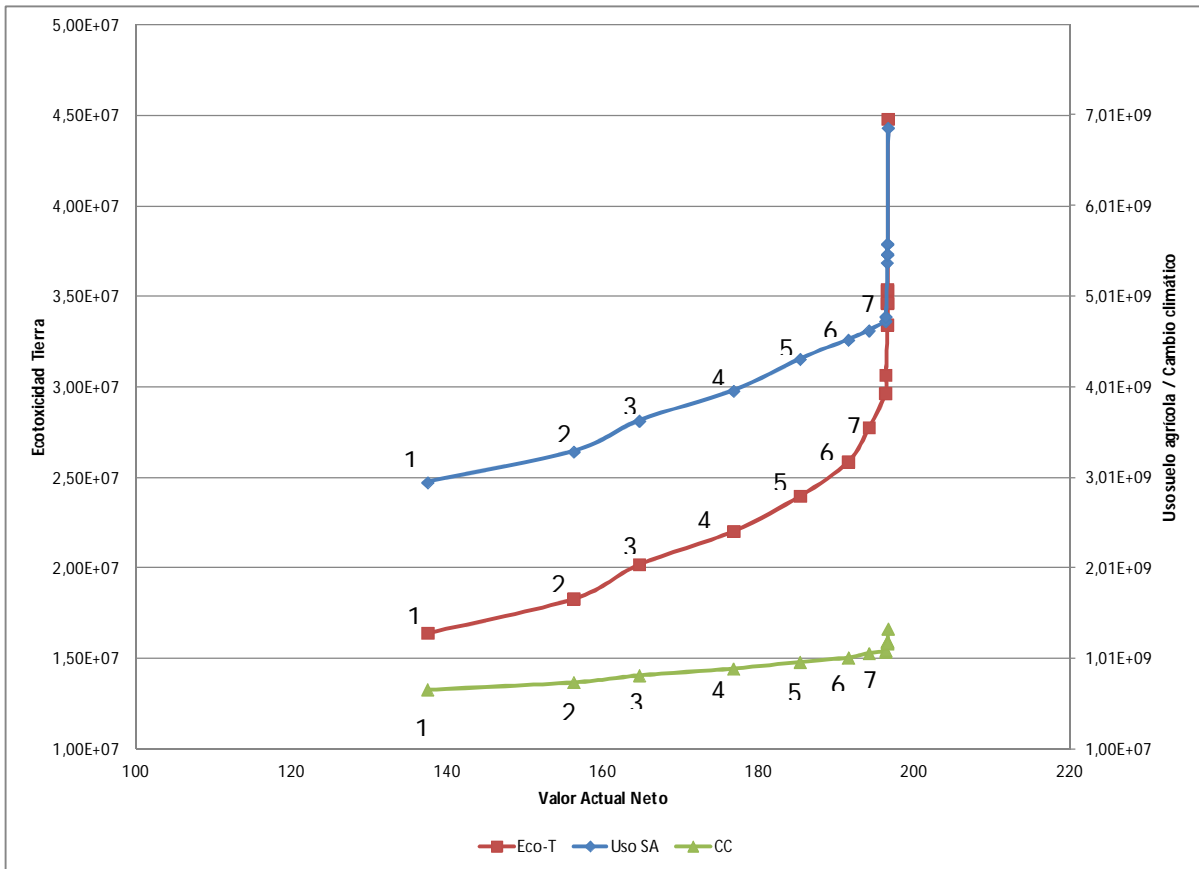


Figura 5-14: Puntos de Pareto de las soluciones Eco-T vs VAN y los correspondientes valores de Uso-SA y CC.

5.5 INCORPORACIÓN DE “INVERSIONES AMBIENTALES”

En la sección anterior, la importancia de las diferentes categorías se basó en la normalización del método ReCiPe o mediante una normalización “local”. En esta sección se calcula una importancia económica (μ) “local” basada en los valores actuales netos (VAN) correspondientes a la minimización de cada categoría de impacto.

Los coeficientes μ_b dependen del VAN máximo (VAN^0) que se puede alcanzar, sus impactos correspondientes a cada categoría de impacto b (EI^0_b), los impactos correspondientes a los mínimos valores de cada categoría (Fnb) y sus valores actuales neto ambientales correspondientes ($VANE_b$):

$$VANE_b = VAN^o_b - \mu_b(EP_b - Fn_b) \quad \forall b \quad \text{Ecuación 5-47}$$

Los $VANE_b$, El_b y μ_b se presentan en la Tabla 5-13. En este caso, las categorías de impacto con mayor importancia son disminución de la capa de ozono, transformación del suelo y eutrofización del agua dulce.

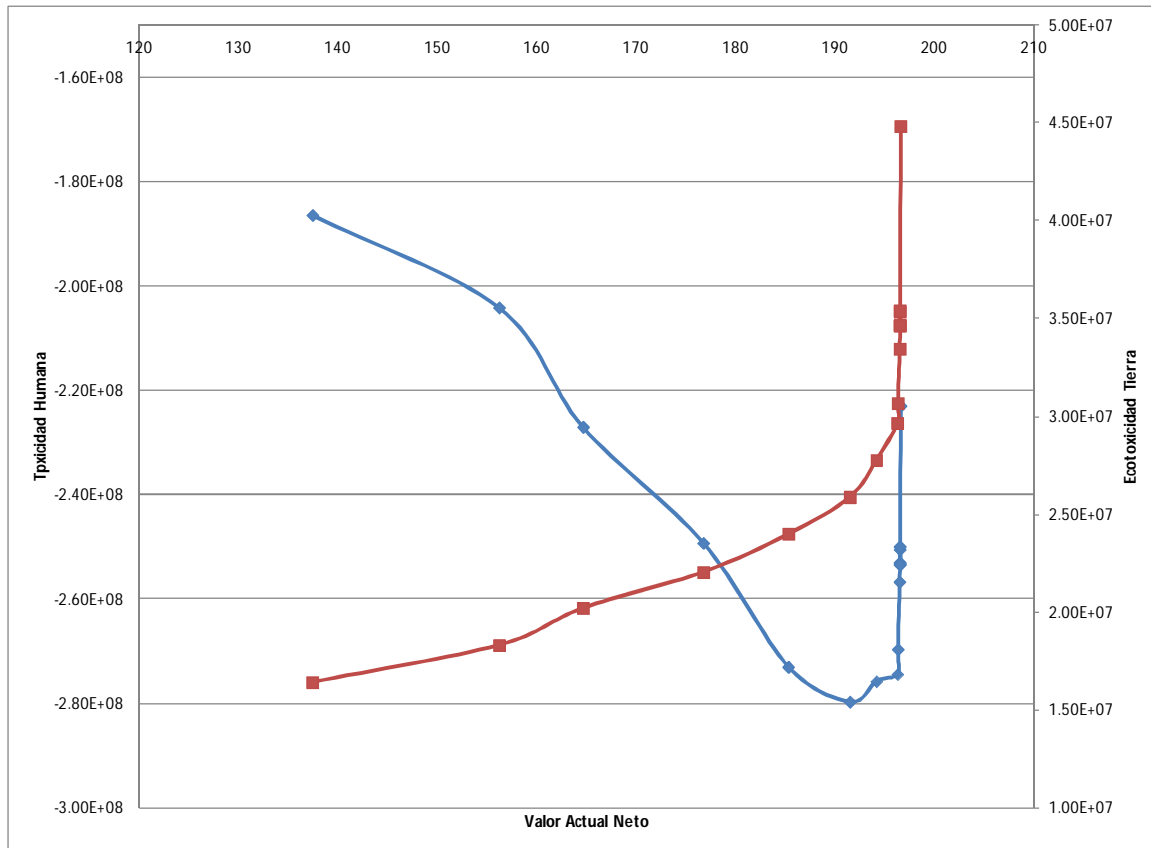


Figura 5-15: Puntos de Pareto de las soluciones Eco-T vs VAN y los correspondientes valores de Tox-H.

Luego, se calculó la nueva función objetivo ambiental, el Valor Actual Neto Ambiental total ($VANE_{total}$):

$$VANE_{total} = \sum_b \mu_b(EP_b - El_b) \quad \text{Ecuación 5-48}$$

Si bien esta función objetivo tiene unidades de millones de US\$ anuales, al igual que el VAN, es un valor ficticio ya que se calcula sin considerar las relaciones entre categorías de impacto mencionadas en la sección 5.4. Para evitar que los impactos ambientales sean mayores que los obtenidos en la maximización del VAN se agrega la siguiente restricción:

$$El_b \leq EP_b \quad \forall b \quad \text{Ecuación 5-49}$$

Luego, la nueva función objetivo resulta:

$$z = VAN + VANE_{total} \quad \text{Ecuación 5-50}$$

Tabla 5-13: Valor actual neto ambiental, impactos correspondientes a la maximización del valor actual neto y coeficientes de importancia económica para cada categoría de impacto b.

Categoría de impacto	VANE _b	EI ^o _b	μ _b
Cambio climático	110	1,34E+09	9,32E-08
Disminución ozono	148	4,15E+02	8,62E-02
Toxicidad humana	190	-2,23E+08	1,16E-07
Oxidantes fotoquímicos	137	4,76E+06	2,68E-05
Material particulado	190	4,07E+05	9,09E-06
Radiación ionizante	190	-2,36E+07	7,24E-06
Acidificación tierra	190	3,41E+05	5,25E-05
Eutrofización agua dulce	134	1,40E+06	7,82E-05
Eutrofización mar	114	5,58E+04	3,69E-05
Ecotoxicidad tierra	137	4,48E+07	2,11E-06
Ecotoxicidad agua	137	1,00E+08	3,17E-06
Ecotoxicidad mar	137	9,30E+06	3,01E-05
Uso del suelo agrícola	86	6,87E+09	2,84E-08
Uso urbano	54	9,55E+07	3,88E-06
Transformación suelo	112	4,23E+05	3,75E-04
Consumo agua	137	3,74E+07	3,39E-06
Disminución metales	105	6,05E+07	2,99E-06
Disminución comb. Fósiles	110	4,56E+08	6,59E-07

En la Figura 5-16 y Figura 5-17 se presentan las soluciones de Pareto entre el VAN y VANE_{total} y la función objetivo z para los distintos valores de VANE_{total}, respectivamente. Se puede observar que la relación entre z y VANE_{total} es lineal debido a que éste último posee un orden de magnitud mayor que el VAN y que a medida que el VANE_{total} calculado aumenta, el ITL disminuye. Es necesario aclarar que todas las soluciones corresponden a satisfacer la demanda de etanol correspondiente a la maximización del VAN. Éste último sólo disminuye en un 5% mientras que el ITL varía en la misma razón que el VANE_{total} (hasta un 100%). Al igual que lo observado en la sección anterior, la maximización del VAN establece 6 plantas distribuidas en Buenos Aires, Córdoba, Santa Fe y La Pampa, mientras que la maximización de z, donde el VANE_{total} posee mayor influencia, establece las 6 plantas en la provincia de Córdoba. El número de plantas varía en relación a la minimización del ITL de la sección anterior debido a que en este caso se obliga a satisfacer la demanda. Además se observa que en los últimos puntos de Pareto, el VAN disminuye su valor con muy poca variación del VANE_{total}, siendo una relación de compromiso aceptable el punto 3. El mismo, corresponde a 5 plantas instaladas en Córdoba y 1 en Buenos Aires y 3 unidades ferroviarias con vagones

tanques y 11 camiones tanques para la distribución del etanol. Esta solución coincide con el punto 6 de los puntos de Pareto de las soluciones ITL vs VAN analizados en la sección anterior.

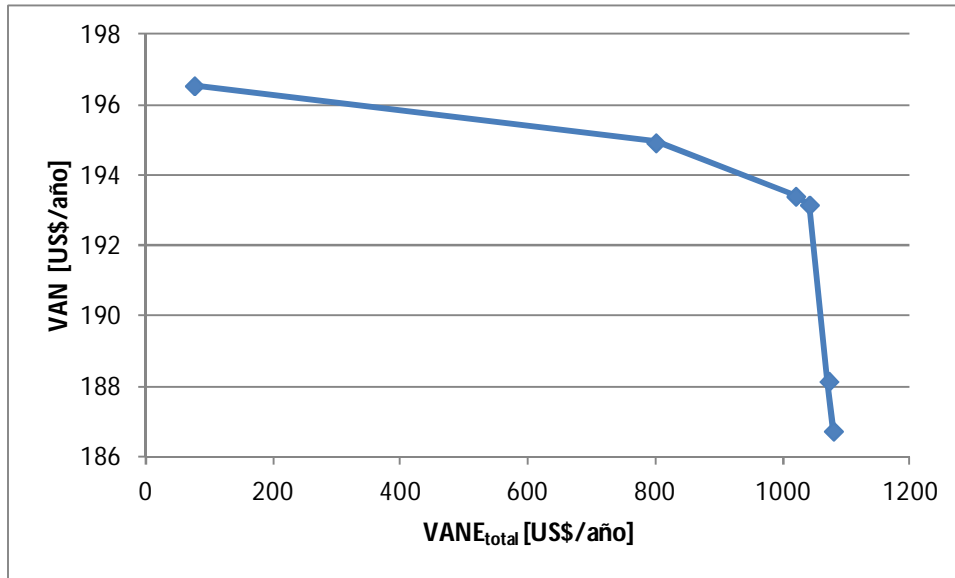


Figura 5-16: Puntos de Pareto de las soluciones VAN vs VANE_{total}.

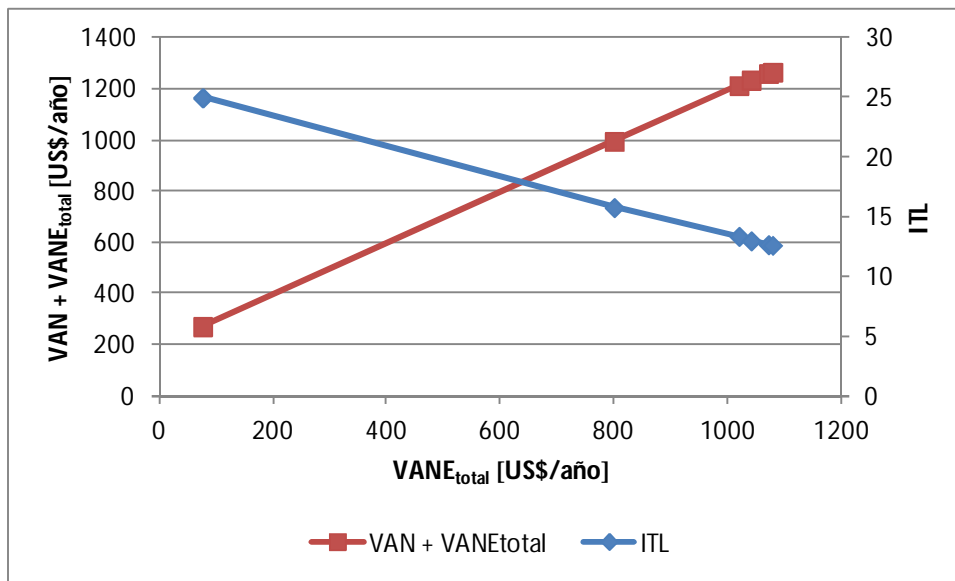


Figura 5-17: Relación del Valor Actual Neto Ambiental total con la suma del VAN y VANE_{total} y el Impacto total local (ITL).

5.6 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

En esta sección se analizó la incertidumbre de los parámetros estimados y su importancia en las soluciones obtenidas. Para ello se seleccionaron aquéllos que presentan mayor incertidumbre y/o importancia en las ecuaciones del modelo. Respecto a estos últimos, se observó que los costos de los insumos y los de inversión son los más importantes según el modelo propuesto. De esta manera, se analizaron los parámetros relativos a los costos de maíz, electricidad, gas natural y rastrojo, así como los relacionados a los costos de inversión para transporte, producción y almacenamiento. Respecto a la incertidumbre de los datos, el salario del conductor, los costos generales y por unidad de distancia y el costo unitario de almacenamiento son parámetros que, a priori, no resultan muy relevantes, ya que corresponden a los costos de operación, pero al ser obtenidos de bibliografía pueden no ser del todo representativos del contexto argentino.

La influencia de los distintos parámetros se evaluó considerando como función objetivo la maximización del VAN, ya que todos los parámetros escogidos corresponden a costos. Se observó, además de las diferencias en la función objetivo, el impacto total "local", el capital de inversión, la carga transportada, la satisfacción de la demanda de etanol y cambios en el diseño (plantas y silos) respecto al caso de referencia. El caso de referencia consiste en la alternativa 1 analizada en la sección 5.4. En la Tabla 5-14 se presentan los resultados del análisis de sensibilidad de la solución óptima con respecto a los parámetros seleccionados.

En relación al costo del maíz, se puede observar que una disminución del 25% no ejerce cambios significativos. Sin embargo, una disminución del 50% aumenta en más de 100% el VAN, mientras que al aumentar el costo un 50% el proyecto es inviable, ya que el VAN es negativo, el impacto ambiental disminuye un 50%, el capital de inversión disminuye un 35% y la satisfacción de la demanda decae un 33%. En cuanto al diseño, sólo existen cambios significativos al aumentar el costo del maíz, donde sólo se instalan 4 plantas (2 en Buenos Aires, 1 en Córdoba y 1 en Santa Fe) y por ende el número de sitios de almacenamiento también disminuye. Estos resultados son significativos, ya que si bien se propuso el costo de la Cámara de Rosario en todo el país, el mismo varía según la provincia debido al costo del flete.

Para el caso de la electricidad, los cambios son menores ya que no sólo cambia su costo como insumo sino también su precio como producto. Para cambios entre el 25 y 50%, las diferencias en las variables estudiadas alcanzan hasta un 25% mientras que el diseño no se modifica para ningún caso.

Respecto al gas natural, se analizó un costo 25% menor y 50 y 75% mayor para analizar la conveniencia de la utilización de la tecnología elegida. No se observaron diferencias

mayores al 28% en la función objetivo; sin embargo, se obtuvo un aumento del 70% en el flujo de materiales y sólo con un aumento del 75% se presentó una diferencia en el diseño, estableciéndose 5 plantas con cogeneración con rastrojo (tecnología T3) (3 en Buenos Aires, 1 en Córdoba y 1 en Santa Fe) en el período 1 y 1 planta con cogeneración con gas natural en el período 2 (en La Pampa). En este caso, el impacto ambiental total es 19% menor. Estos resultados también son importantes ya que el costo del gas natural varía hasta un 100% entre provincias.

Se disminuyó el costo del rastrojo hasta un 99% y, aún así, se mantiene el uso de la tecnología con cogeneración con gas natural.

En cuanto a la inversión, se modificaron hasta un 50% los costos de producción y almacenamiento. Ambos costos tienen una influencia similar, resultando en un aumento hasta del 43% del VAN, una demanda satisfecha máxima, 16% mayor a la de referencia, y un capital de inversión 12% menor a su valor máximo, al disminuirse los costos al 50%. El impacto ambiental total oscila entre variaciones del 10 al 20% para todas las variaciones estudiadas (disminución y aumento en 25 y 50%). En cuanto al diseño, al disminuirse los costos de inversión un 50 o 25%, se instala 1 planta más, con la diferencia de que al disminuir en un 25% la nueva planta se instala en el período 2. Por otro lado, cuando se aumentan los costos en un 50%, se instala 1 planta menos en Buenos Aires.

Respecto al costo de establecimiento del transporte, existe un amplio rango de valores según el año y las especificaciones técnicas. Por ende, se analizaron variaciones desde una disminución del 80% hasta un aumento del 400%, para el caso del ferrocarril, y una disminución del 50 y 80% para el caso del camión, observando una máxima variación de sólo 10% en la función objetivo y cambios despreciables en el resto de las variables analizadas.

En cuanto a los costos de operación relativos al transporte (salario del conductor, costos por unidad de distancia y costos generales), variaciones entre -80% y 400% no generaron cambios significativos en las variables analizadas, a excepción de la carga transportada donde se alcanzaron diferencias hasta el 90%. El costo unitario de almacenamiento, con variaciones entre -50% y 400%, no influye significativamente, a excepción de una variación en el flujo de transporte del 64% cuando se disminuye en un 50%. En cambio, el costo unitario de producción, evaluado en el mismo rango, tiene mayor influencia generando pérdidas (con una disminución del VAN del 132%), con un impacto total, capital invertido y satisfacción de la demanda 50, 36 y 41% menor, respectivamente.

En función de los resultados relativos al transporte, se modificaron parámetros correspondientes a los costos de operación. Se evaluaron los costos generales, los costos

por unidad de distancia, el tiempo de carga y descarga, el costo de establecimiento y el salario del conductor en manera conjunta (Tabla 5-15). Se realizó una comparación teniendo en cuenta modificaciones en los valores relativos entre el ferrocarril y el camión que beneficien al camión para evaluar la infraestructura de transporte modelada. Los parámetros que no se modificaron fueron los correspondientes a la capacidad de carga y al consumo de combustible de ambos medios de transporte. Se puede observar que en este caso la estructura del transporte continúa siendo la misma, con despreciables cambios en las variables analizadas.

Tabla 5-14: Análisis de sensibilidad de parámetros del modelo matemático para maximizar el VAN.

	ITL	FCI	NPV	Tkm	Tpet (t=2)
Caso de Referencia	25,910	600	196,554	8,02E+08	0,795
Costo maíz (-25%)	26,077	600	212,537	7,92E+08	0,804
Diferencia (%)	0,65%	0,00%	8,13%	-1,32%	1,17%
Costo maíz (-50%)	25,648	600	433,587	1,01E+09	0,796
Diferencia (%)	-1,01%	0,00%	120,59%	25,96%	0,16%
Costo maíz (50%)	11,594	390,578	12,892	7,33E+08	0,531
Diferencia (%)	-55,25%	-34,90%	-93,44%	-8,62%	-33,20%
Costo EE (-25%)	23,788	600	157,403	8,58E+08	0,798
Diferencia (%)	-8,19%	0,00%	-19,92%	6,86%	0,36%
Costo EE (-50%)	26,649	600	150,678	8,19E+08	0,798
Diferencia (%)	2,85%	0,00%	-23,34%	2,07%	0,36%
Costo EE (50%)	28,299	600	243,159	8,06E+08	0,805
Diferencia (%)	9,22%	0,00%	23,71%	0,41%	1,31%
Costo GN (-25%)	26,077	600	212,537	1,36E+09	0,797
Diferencia (%)	0,65%	0,00%	8,13%	69,33%	0,26%
Costo GN (50%)	28,077	600	166,021	1,63E+09	0,820
Diferencia (%)	8,37%	0,00%	-15,53%	102,91%	3,10%
Costo GN (75%)	26,902	600	151,423	8,48E+08	0,801
Diferencia (%)	3,83%	0,00%	-22,96%	5,72%	0,82%
Costo rastrojo (-50%)	26,508	600	196,559	8,17E+08	0,794
Diferencia (%)	2,31%	0,00%	0,00%	1,79%	-0,10%
Costo rastrojo (-75%)	27,794	600	196,565	7,80E+08	0,792
Diferencia (%)	7,27%	0,00%	0,01%	-2,80%	-0,31%
Costo rastrojo (-99%)	27,863	600	196,567	7,60E+08	0,790
Diferencia (%)	7,54%	0,00%	0,01%	-5,31%	-0,59%
Costo inversión Producción (-25%)	29,538	600	245,945	9,84E+08	0,886
Diferencia (%)	14,01%	0,00%	25,13%	22,62%	11,42%
Costo inversión Producción (-50%)	30,845	528,160	282,734	1,14E+09	0,923
Diferencia (%)	19,05%	-11,97%	43,85%	42,50%	16,10%

Capítulo 5

Costo inversión Producción (50%)	22,973	600	124,414	1,35E+09	0,800
Diferencia (%)	-11,34%	0,00%	-36,70%	68,20%	0,69%
Costo inversión Almacenamiento (-25%)	29,322	600	246,146	8,50E+08	0,884
Diferencia (%)	13,17%	0,00%	25,23%	5,93%	11,25%
Costo inversión Almacenamiento (-50%)	29,629	526,712	261,158	1,05E+09	0,923
Diferencia (%)	14,36%	-12,21%	32,87%	31,11%	16,10%
Costo inversión Almacenamiento (50%)	21,507	600	124,550	7,97E+08	0,776
Diferencia (%)	-16,99%	0,00%	-36,63%	-0,72%	-2,43%
Costo inversión Ferrocarril (-80%)	25,922	600	200,570	8,34E+08	0,807
Diferencia (%)	0,05%	0,00%	2,04%	3,99%	1,51%
Costo inversión Ferrocarril (400%)	23,854	600	177,291	8,05E+08	0,801
Diferencia (%)	-7,93%	0,00%	-9,80%	0,29%	0,71%
Costo inversión Camión (-50%)	27,389	600	197,817	7,17E+08	0,798
Diferencia (%)	5,71%	0,00%	0,64%	-10,61%	0,41%
Costo inversión Camión (-80%)	27,558	600	198,568	7,21E+08	0,802
Diferencia (%)	6,36%	0,00%	1,02%	-10,05%	0,88%
Salario conductor (-80%)	19,289	600	197,741	1,57E+09	0,813
Diferencia (%)	-25,55%	0,00%	0,60%	95,44%	2,32%
Salario conductor (400%)	25,849	600	191,044	8,02E+08	0,795
Diferencia (%)	-0,23%	0,00%	-2,80%	0,00%	0,00%
Costos por unidad de distancia (-80%)	26,225	600	197,169	8,06E+08	0,781
Diferencia (%)	1,22%	0,00%	0,31%	0,48%	-1,74%
Costos por unidad de distancia (400%)	25,849	600	193,927	8,02E+08	0,795
Diferencia (%)	-0,23%	0,00%	-1,34%	0,00%	0,00%
Costos generales (-80%)	26,209	600	196,621	1,26E+09	0,782
Diferencia (%)	1,16%	0,00%	0,03%	56,85%	-1,67%
Costos generales (400%)	25,104	600	196,356	8,15E+08	0,788
Diferencia (%)	-3,11%	0,00%	-0,10%	1,52%	-0,93%
Costos de almacenamiento unitario (-25%)	26,481	600	197,435	8,42E+08	0,800
Diferencia (%)	2,21%	0,00%	0,45%	4,87%	0,68%
Costos de almacenamiento unitario (-50%)	25,899	600	196,721	1,32E+09	0,786
Diferencia (%)	-0,04%	0,00%	0,09%	64,31%	-1,08%
Costos de almacenamiento unitario (400%)	25,849	600	195,356	8,04E+08	0,795
Diferencia (%)	-0,23%	0,00%	-0,61%	0,25%	0,00%
Costos de producción unitario (-25%)	25,849	600	215,562	8,02E+08	0,795
Diferencia (%)	-0,23%	0,00%	9,67%	0,00%	0,00%
Costos de producción unitario (-50%)	25,351	600	234,427	1,32E+09	0,802
Diferencia (%)	-2,16%	0,00%	19,27%	65,01%	0,85%

Costos de producción unitario (400%)	12,659	384,785	-64,400	8,94E+08	0,472
Diferencia (%)	-51,14%	-35,87%	-132,76%	11,47%	-40,63%
TOC (1)	25,251	600	197,949	8,14E+08	0,791
Diferencia (%)	-2,54%	0,00%	0,71%	1,41%	-0,47%
TOC (2)	25,953	600	199,188	8,15E+08	0,757
Diferencia (%)	0,17%	0,00%	1,34%	1,55%	-4,75%

Tabla 5-15: Modificaciones en forma conjunta de los costos operativos de transporte.

	DS Camión/DS Ferrocarril	MD Camión/MD Ferrocarril	TC Camión/TC Ferrocarril	GO Camión/GO Ferrocarril	NTE	
					Camión tanque	Ferrocarril il tanque
TOC Referencia	0,655	1,667	0,088	1,667	11	1
TOC (1)	0,505	1,000	0,061	1,000	11	1
TOC (2)	0,316	0,427	0,034	0,450	11	1

5.7 ANÁLISIS DE ESCENARIOS

En esta sección se analizan diferentes escenarios como consecuencia de los resultados obtenidos. En principio, el capital de inversión en la maximización del VAN alcanza su cota máxima. Por lo tanto, se analiza un escenario donde no exista límite en la inversión para verificar si es realmente un factor limitante.

Como los cambios en la operación de vehículos con mezclas etanol/nafta son significativos sólo para los casos de E85 y E95, se analiza la planificación considerando satisfacer esta demanda en todo el país.

Debido a que en el país las plantas existentes de etanol a partir de maíz comercializan demanda húmeda, se analizó la comercialización de ésta en lugar de la burlanda seca. Para ello se debe considerar un volumen mayor, 2,6 ton de burlanda húmeda cada 1 ton de etanol, una menor cantidad de combustible, 33% menos, y un precio menor (70% del costo del maíz)

Tanto en la maximización del VAN como en la minimización de la mayoría de los impactos ambientales la tecnología escogida es cogeneración con Gas Natural. Por lo tanto, se observa la variación en casos en que no se pueda utilizar gas natural en Buenos Aires, para el caso de la maximización del VAN y en Córdoba al minimizar el ITL.

A continuación se presenta una breve descripción de los escenarios analizados, los escenarios E1 al E6 se basan en el caso de maximización del VAN, mientras que el E7 se basa en la minimización del ITL.

E1: Sin límite en el capital de inversión (FCI).

E2: Sin límite en el capital de inversión (FCI). En el período 3 se obliga a satisfacer la demanda necesaria para la mezcla etanol/nafta E85.

E3: Sin límite en el capital total fijo de inversión (FCI). En el período 3 se obliga a satisfacer la demanda necesaria para la mezcla etanol/nafta E85. El precio del etanol se duplica en el período 3.

E4: Sin límite en el capital de inversión (FCI). En el período 3 se obliga a satisfacer la demanda necesaria para la mezcla etanol/nafta E85. El ferrocarril está disponible en todas las provincias.

E5: Sin límite en el capital de inversión (FCI). En el período 3 se obliga a satisfacer la demanda necesaria para la mezcla etanol/nafta E95. El ferrocarril está disponible en todas las provincias.

E6: No hay disponibilidad de gas natural en la provincia de Buenos Aires.

E7: No hay disponibilidad de gas natural en la provincia de Córdoba.

En la Tabla 5-16 se presentan las diferencias en las variables analizadas, ITL, categorías de impacto CC; Tox-H, Eco-T, Uso-SA, FCI, VAN, tkm, PM y PTSt máxima.

En el E1, se adiciona una planta con igual tecnología en Santiago del Estero, y 1 unidad de ferrocarril en el período 2 satisfaciendo la demanda en todas las regiones a excepción de Santa Cruz. Se observa que al no limitar la inversión el modelo tiende a satisfacer la demanda, con excepción de Santa Cruz debido a que la demanda resulta grande para satisfacerla mediante camiones, cumpliendo con el 96% de la demanda total del país. Para ello, el porcentaje de maíz utilizado supera apenas el 8%. El resultado de este escenario se manifiesta en una variación en el VAN del 11% respecto al caso de referencia, del 30% en el ITL y aumentos del 3 al 20% en los valores de las categorías de impacto relevantes.

En E2 se puede observar que la satisfacción de la demanda para una mezcla etanol/nafta igual a E85 en el sistema planteado es inviable (VAN igual a -122%) y el FCI aumenta un 896%. Ésto se debe principalmente a que son necesarios 173 camiones tanques para satisfacer la demanda en las provincias donde el ferrocarril no está disponible. Para cumplir con esta demanda son necesarias 59 plantas, las cuales se distribuyen de la siguiente manera: 24 plantas en Buenos Aires, 12 en Santa Fe, 11 en Córdoba, 5 en Santiago del Estero, 3 en Entre Ríos y 2 en San Luis y en La Pampa. El ITL aumenta un 569% y los valores en las categorías de impacto aumentan desde 426 a 546%, excepto la categoría de toxicidad

humana que disminuye en un 546%. Para satisfacer la mezcla etanol/nafta igual a E85 el porcentaje de la producción total de maíz sobrepasa el 73%.

En el escenario E3, se aumenta el precio del etanol como una medida para aumentar la rentabilidad. Con esta medida el VAN aumenta 5715%, mientras que las otras variables se mantienen similares al escenario anterior. Las plantas requeridas se distribuyen en forma similar que en el escenario E2.

La última alternativa analizada respecto a esta demanda es el escenario E4 donde se mantiene el precio del etanol del caso de referencia y existe disponibilidad de ferrocarril en todas las provincias. En este caso, el VAN disminuye un 60% pero aún se obtienen ganancias, los valores de las demás variables son apenas menores al escenario E2. Para este caso se requieren 13 unidades de ferrocarril y la distribución de las plantas es muy similar a los casos anteriores.

En el escenario E5 se analiza la máxima demanda que puede alcanzarse, al tener disponibilidad de ferrocarril en todas las provincias, no se producen pérdidas, y el VAN disminuye en un 72%. Los impactos ambientales no varían significativamente en comparación al escenario E2 pero el porcentaje necesario de la producción de maíz alcanza el 80%. En este caso son necesarias 64 plantas que respetan las distribuciones anteriores y 16 unidades ferroviarias.

Respecto a la comercialización de la burlanda húmeda en lugar de la seca, se obtiene un VAN 3 veces mayor, con cambios despreciables en las demás variables analizadas e igual distribución que el caso de referencia. Si bien el precio del co-producto es menor, el gasto en gas natural también disminuye, dando como resultado mayores beneficios.

Finalmente, en E6 se observa que al no disponer de gas natural en vez de cambiar de tecnología se instalan plantas en otra provincia, resultando 2 plantas en Santa Fe y 1 en Entre Ríos, Córdoba, La Pampa y Santiago del Estero. La demanda satisfecha alcanza el 91%. De esta forma no se aprecian diferencias significativas en el VAN ni en el FCI, mientras que el ITL aumenta en un 30% y los valores de las categorías de impacto entre un 10 y 16%. En relación a la minimización del ITL, al no tener disponibilidad de gas natural en Córdoba, produce en esta provincia mediante cogeneración con rastrojo solo el 6% de la producción correspondiente al caso de referencia, distribuyendo el resto de la producción en Buenos Aires (80%) y Entre Ríos (20%) utilizando cogeneración con gas natural. De esta manera, el ITL aumenta en un 54%, el VAN disminuye un 61% y los valores de las categorías de impacto se modifican de un 10 a un 30%. La demanda satisfecha y el porcentaje de maíz requeridos no presentan cambios.

Tabla 5-16: Comparación entre distintos escenarios para maximización del VAN y minimización del ITL.

	Max VAN	Min ITL	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8
ITL	25,91	6,14	33,61	173,39	166,77	156,02	182,36	27,56	33,07	9,43
CC	1,34E+09	6,69E+08	1,58E+09	7,79E+09	7,56E+09	7,27E+09	8,28E+09	1,38E+09	1,50E+09	7,34E+08
Tox-H	-2,23E+08	-1,87E+08	-2,30E+08	-1,44E+09	-1,42E+09	-1,47E+09	-1,59E+09	-2,17E+08	-1,85E+08	-1,6E+08
Eco-T	4,48E+07	1,65E+07	5,33E+07	2,36E+08	2,27E+08	2,14E+08	2,47E+08	4,73E+07	4,96E+07	21746609
Uso-SA	6,87E+09	2,96E+09	8,32E+09	3,72E+10	3,58E+10	3,39E+10	3,90E+10	7,24E+09	7,79E+09	3,24E+09
FCI	600	423	693	5975	5973	5838	6540	600	600	592
VAN	197	120	220	-44	5715	76	55	666	191	47
Tkm	8,02E+08	1,56E+09	8,27E+08	5,76E+09	5,49E+09	5,70E+09	7,21E+09	7,21E+08	1,91E+09	9,45E+08
PTSt _{max}	79,49%	50,00%	96,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	80,19%	91,22%	50,00%
PM(total)	7,36%	4,70%	8,38%	73,21%	73,18%	73,21%	79,96%	7,40%	7,26%	4,70%

5.8 CONCLUSIONES

En este capítulo se presentó un diseño y planificación óptimos de la producción y distribución del etanol y sus co-productos considerando aspectos económicos y ambientales. Se tuvieron en cuenta las tres tecnologías analizadas, la capacidad de producción de maíz y las demandas de las diferentes provincias del país. Respecto a la función objetivo ambiental, se analizaron diferentes variantes, teniendo en cuenta la normalización del método de evaluación de impacto elegido, ReCiPe, considerando una normalización "local" y calculando pesos económicos "locales".

En el proceso de las formulaciones de las funciones objetivo ambientales, se obtuvieron relaciones de minimización de categorías de impacto, al igual que los autores Azapagic y Clift^[13], analizado en el Capítulo 1 (Sección 1.6).

Se encontraron 8 soluciones alternativas para la función objetivo económica analizada, maximización del VAN, en las cuales se presenta una centralización de las plantas en Buenos Aires, con el resto de las plantas distribuidas en combinaciones de 3 provincias entre Santa Fe, Córdoba, Entre Ríos, Santiago del Estero, La Pampa y San Luis. En cambio, en el caso de la función objetivo ambiental, minimización del Impacto Total Local o categorías de impacto relevantes, las plantas se concentran en la provincia de Córdoba adicionando como máximo a la provincia de Buenos Aires. Para ambas optimizaciones, la tecnología escogida fue la cogeneración con gas natural (tecnología T2).

En el caso de la maximización del VAN se encuentra al capital de inversión como un factor limitante mientras que en la minimización de los impactos, la demanda satisfecha corresponde a la mínima establecida. La única excepción es la categoría de toxicidad humana donde la tecnología escogida posee impactos positivos.

En cuanto al transporte, ambas optimizaciones escogen el ferrocarril frente al camión, fundamentalmente debido a la gran capacidad de carga en relación al camión (226 veces mayor).

En relación a los costos, para ambos casos extremos (VAN e ITL), el mayor costo se debe a insumos e inversión, siendo despreciables los costos operativos del transporte. En cuanto a las contribuciones en el ITL y las categorías de impacto de mayor relevancia, la mayor contribución corresponde a la producción de maíz, y luego la producción de etanol, siendo despreciable el impacto del transporte, dando como resultado impactos negativos. La única excepción es la toxicidad humana, donde la producción de etanol posee una mayor contribución y se obtienen impactos totales positivos para ambos casos extremos.

En cuanto a la optimización multi-objetivo, para las tres formulaciones presentadas de la función objetivo ambiental (ITL, la categoría de impacto más relevante, Eco-T y el VANE) se observa un menor impacto ambiental en la instalación de las plantas en la provincia de Córdoba a costa de mayor establecimiento de medios de transporte debido a mayores distancias. Esto se debe a la gran influencia de la producción de maíz en el impacto total frente a una contribución prácticamente despreciable de los medios de transporte. En cambio, en la maximización del VAN, donde los costos de transporte son tenidos en cuenta, resulta más conveniente una distribución en las provincias centrales del país para minimizar las distancias establecidas. Finalmente, un diseño centralizado en la provincia de Córdoba con parte de la producción instalada en Buenos Aires, resulta en una buena relación de compromiso entre los objetivos planteados.

Respecto al análisis de sensibilidad, se observa una gran influencia del aumento del costo del maíz y del gas natural, tornando el proyecto infactible económicamente en caso de un costo del maíz igual a 374 US\$/ton. Dado que las soluciones obtenidas relativas a cambios en el costo del rastrojo no presentaron diferencias significativas, la selección de la tecnología T2 se debe fundamentalmente a los beneficios económicos de la venta de electricidad. En cuanto a los costos de inversión, se observó que la gran influencia en el sistema se debe a los requeridos para almacenamiento y producción y no para el establecimiento del transporte. En relación a la elección del medio de transporte, el camión no resulta conveniente económicamente a pesar de disminuir 5 veces su costo. Ésto se debe fundamentalmente a que si bien la unidad ferroviaria considerada es 11 veces más costosa, su capacidad de carga es 226 veces mayor.

Respecto al aumento de la demanda debido a un futuro uso de autos "flex-fuel" con mezclas etanol/nafta E85 y E95, se puede observar una disminución en el VAN manteniendo igual horizonte de tiempo y precio del etanol, siendo inviable sin disponibilidad del sistema ferroviario en todo el país. Esto se debe principalmente a que son necesarias 59 plantas de etanol para satisfacer la demanda establecida (en lugar de 6) con pocos periodos de tiempo para amortizar la inversión. No obstante, en caso de que se duplique el precio del etanol (escenario E3), el VAN resulta de un orden de magnitud mayor al caso de referencia para una demanda correspondiente a mezcla etanol/nafta E85 y un sistema de transporte igual al caso de referencia. Es necesario aclarar que el porcentaje necesario de la producción total del maíz para satisfacer la demanda de mezclas etanol/nafta E95 alcanzaría el 80%. No obstante, como cada 1 kg de etanol se sustituye 0,8 kg de maíz destinado para forraje, paralelamente el 34% de la producción de maíz puede destinarse para forraje. Este porcentaje sobrepasa al mercado nacional, 26% de la producción actual,

por ende, o puede aumentarse ese porcentaje o puede exportarse como forraje. En este contexto, el mercado de la exportación disminuye (60 vs 20%), teniendo que considerar un reemplazo de los usos de ese maíz para evitar usos indirectos del suelo.

La comercialización de la burlanda húmeda en lugar de seca, como ocurre en la realidad en nuestro país, posee mayores beneficios a pesar de tener un precio menor en el mercado, debido a que posee un menor gasto de gas natural.

5.9 REFERENCIAS

- [1] G. Guillén-Gosálbez, J. Caballero, y L. Jiménez, «Application of Life Cycle Assessment to the Structural Optimization of Process Flowsheets», *Ind. Eng. Chem. Res.*, vol. 47, pp. 777-789, 2008.
- [2] F. D. Mele, A. M. Kostin, G. Guillén-Gosálbez, y L. Jiménez, «Multiobjective model for more sustainable fuel supply chains. A case study of the sugar cane industry in Argentina», *Ind. Eng. Chem. Res.*, p. A-T, 2011.
- [3] G. Vergagni, «Estudio de investigación - La industria del etanol a partir de maíz ¿Es factible su desarrollo en la Argentina?», MAIZAR - Asociación Maiz Argentino - V&A Desarrollos Empresarios, Buenos Aires, 2004.
- [4] Secretaria de Energía de la República Argentina, «Secretaria de Energía de la República Argentina», 2011. <http://energia3.mecon.gov.ar/contenidos/verpagina.php?idpagina=2576>.
- [5] Compañía Administradora del Mercado Eléctrico Mayorista -CAMMESA, «Matriz de generación eléctrica», 2011. <http://portalweb.cammesa.com/default.aspx>.
- [6] Bolsa de Comercio de Rosario, «Cámara Arbitral de Cereales de Rosario», *Cotizaciones*, 2011. <http://www.bcr.com.ar/pages/granos/cotizaciones/default.aspx>.
- [7] S. R. Cardoso, A. P. Barbosa-Póvoa, y S. Relvas, «Design and planning of supply chains with integration of reverse logistics activities under demand uncertainty», *Eur. J. Oper. Res.*, vol. 226, pp. 436-451, 2013.
- [8] A. Hugo y E. N. Pistikopoulos, «Environmentally conscious long-range planning and design of supply chain networks», *J. Clean. Prod.*, vol. 13, n.º 15, pp. 1471-1491, dic. 2005.

- [9] G. Guillén-Gosálbez y I. Grossmann, «Optimal design and planning of sustainable chemical supply chains under uncertainty», *Am. Inst. Chem. Eng. J.*, vol. 55, n.º 1, pp. 99-121, 2009.
- [10] D., Simchi-Levi, P., Kaminsky, E., Simchi-Levi, «Designing and Managing the Supply Chain. Concepts, Strategies, and Case Studies»; Irwin/McGraw-Hill, Boston, MA, 1999.
- [11] A. Brooke, Kendrick D., Meeraus A., Raman R., y Rosenthal R., «GAMS A User's Guide», GAMS Development Corporation, Washington, DC, 1998.
- [12] L. Panichelli, A. Dauriat, y E. Gnansounou, «Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export», *Int. J. Life Cycle Assess.*, pp. 144-159, 2009.
- [13] A. Azapagic y R. Clift, «The application of life cycle assessment to process optimisation», *Comput. Chem. Eng.*, vol. 23, pp. 1509-1526, 1999.

6. ESTIMACIÓN DE INVERSIONES PARA DIFERENTES ESCALAS DE PRODUCCIÓN

6.1 INTRODUCCIÓN

El trabajo que se incluye en este capítulo se desarrolló conjuntamente con el Ing. Julio Flores, becario doctoral de CONICET en INGAR y sus directores Dres. Aldo Vecchietti y Marcelo Montagna, cuya motivación se originó por una consulta de terceros interesados en realizar inversiones a pequeña escala en el sector de biocombustibles, particularmente en la producción de bioetanol. Se presenta en forma detallada un estudio para estimar los costos de inversión de la producción de bioetanol mediante simulación utilizando el software Superpro^[1].

Con el objetivo de evaluar la rentabilidad de pequeñas capacidades de producción y obtener una mayor flexibilidad de diseño, se divide la planta de etanol en los siguientes módulos: Molienda, Fermentación, Destilación y Tratamiento. A diferencia del modelo anterior, donde se realizó una aproximación lineal para un rango menor de capacidades, en este capítulo se consideran curvas escalonadas (lineales por tramos) de costo de inversión desde 5 a 200 millones de litros anuales de etanol. Para ello, se incorporaron al modelo matemático descrito en el capítulo 5 las disyunciones correspondientes.

El programa matemático utilizado se basa en la misma formulación general del capítulo anterior para la producción y distribución del etanol a partir de maíz. Se analizan tres eslabones de la cadena de suministro: producción, almacenamiento y mercados. Las mayores diferencias radican en que sólo se considera la tecnología convencional; el país se divide en regiones en vez de provincias; y se incluyen aspectos financieros.

Dado que los impactos ambientales dependen de la cantidad de maíz consumida, de la producción de etanol, de la carga transportada (toneladas por km) y del número de unidades de transporte adquiridas, las cuales dependen de la escala de producción, se calcula el impacto en las categorías relevantes identificadas en el capítulo anterior para las diferentes capacidades de producción estudiadas.

Como en la actualidad existen precios diferenciados para el biodiesel según el tamaño de la planta, se adiciona el análisis de la rentabilidad de la producción de bioetanol a partir de maíz para un escenario análogo.

6.2 EVALUACIÓN ECONÓMICA PARA DIFERENTES ESCALAS DE PRODUCCIÓN

SuperPro Designer permite el modelado, la evaluación y la optimización de procesos integrados de un gran rango de industrias (Farmacéuticas, Biotecnológicas, comida, bienes para el consumidor, procesamiento de minerales, microelectrónicas, purificación de agua, entre otras). Además, provee mediante un modelado genérico y sencillo la producción y el tratamiento de efluentes a la salida de la planta, la evaluación económica de procesos y hasta una evaluación de impacto ambiental. En este caso, se utilizó la evaluación económica del proceso de bioetanol a partir de maíz.

Se realizó un estudio de simulación con el software SuperPro basado principalmente en el trabajo de Kwiatkowski y col.^[2]. Primero se reprodujo tal trabajo y luego se determinaron las relaciones de flujo y composiciones para realizar un análisis del diseño modificando la capacidad de producción.

Se dividió la planta de producción de bioetanol en los módulos mencionados (Molienda, Fermentación, Destilación y Tratamiento) y se realizó una curva de costo de inversión para cada módulo en función de la capacidad producida de etanol anhidro. La composición de los granos utilizada corresponde a la presentada en el capítulo 2 sección 2-3, teniendo en cuenta las diferentes composiciones de los componentes estructurales del mismo.

Módulo de Molienda:

El primer subproceso es la molienda, donde se lleva a cabo una reducción del tamaño para incrementar el área de actividad enzimática y facilitar la degradación del almidón. En este módulo se consideran molinos, extractores de polvo y silos de almacenamiento del producto molido. Un porcentaje de la cáscara del maíz se desprende como polvo (Figura 6-1).

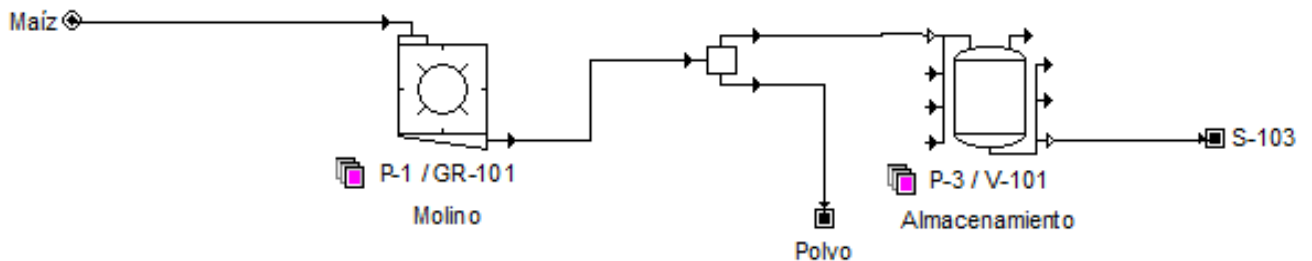


Figura 6-1: Diagrama de flujo del módulo de Molienda.

Módulo de Fermentación:

El módulo de fermentación consiste en un tanque de mezclado en el cual se produce la acción enzimática, se mezcla la α -amilasa con cal y amoníaco y se inicia la preparación del medio de cultivo para la acción metabólica de la levadura. Las composiciones de los

nutrientes, enzimas y agua se estimaron según Kiwastosky y col. Luego, en la etapa de licuefacción se adiciona el “fondaje” proveniente de la centrifugación del módulo de tratamiento. Se calienta gradualmente la corriente de salida de la licuefacción por medio de un tren de intercambiadores de calor y tanques de almacenamiento aislados para obtener una temperatura de 100°C a la entrada del tanque de sacarificación. El calentamiento del medio se realiza para desnaturalizar las proteínas y facilitar la actividad enzimática en los equipos siguientes.

En el tanque de sacarificación se agrega γ -amilasa y ácido sulfúrico, con lo que se completa la conversión enzimática del 98% del almidón en glucosa. La proporción del ácido sulfúrico para ajustar el pH a 4,5 es 0,061% m/m. Esta etapa tiene una duración de 5 hs y la temperatura se mantiene en 60°C.

Por último, este módulo consta de fermentadores batch donde se produce el alcohol. El tiempo de fermentación es 68 hs y el volumen de trabajo del 83%. Los reactores son refrigerados para mantener la temperatura en 32°C. Para una producción continua de etanol, se dispone cierta cantidad de reactores en función a la capacidad de la producción operando en paralelo fuera de fase entre las etapas de carga, fermentación, almacenamiento y descarga. El diagrama de flujo de este módulo se observa en la Figura 6-2.

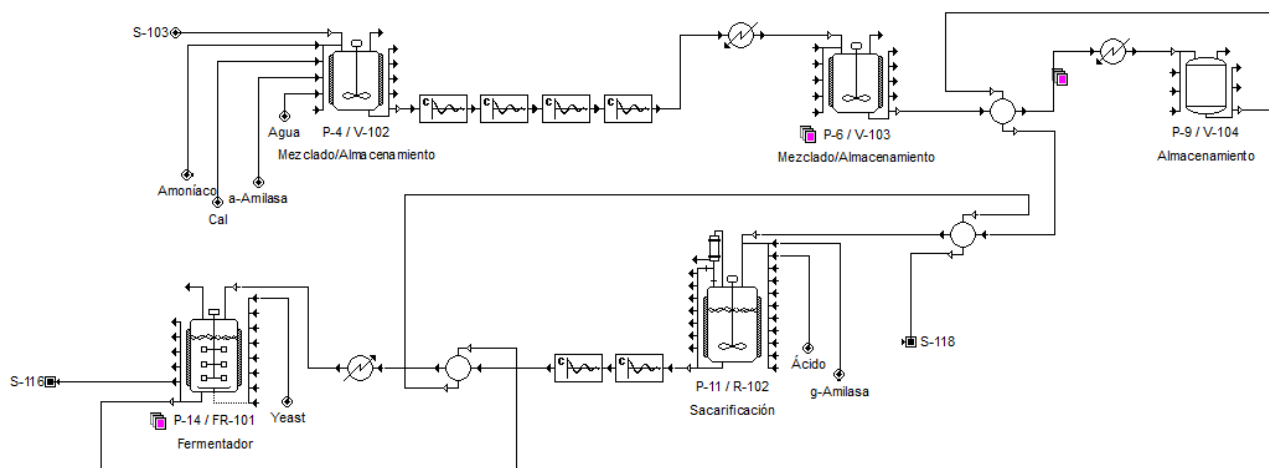


Figura 6-2: Diagrama de flujo del módulo de Fermentación

Módulo de Destilación

En este módulo se alcanza la especificación final del producto principal: etanol anhidro al 99%. La salida de la fermentación es calentada y enviada a un separador (P-18) para

eliminar los productos volátiles. La corriente de vapor está compuesta principalmente por etanol y agua, junto con CO₂ residual. El etanol y el vapor de agua se condensan para combinarse con la corriente líquida (P-19). El CO₂ puede recuperarse, no obstante, en el caso de estudio se libera a la atmósfera junto con los compuestos volátiles.

La destilación se realiza en un tren de torres de destilación que funcionan al vacío para disminuir el consumo de energía. No se emplean revaporizadores en las dos últimas torres. Las condiciones de vacío permiten que la carga se vaporice parcialmente y la energía transferida sea suficiente para mantener la operación normal de las torres. En la primera torre (P-22) se obtiene la mayor parte de etanol con prácticamente igual cantidad de agua, la que luego se separa en la columna rectificadora. La corriente de fondo de la columna contiene una cantidad considerable de agua y material no fermentable (proteínas, aceites, fibras y productos químicos no consumidos durante la fermentación) que se envía al módulo de Tratamiento. La corriente de tope de la primera torre se envía a la torre rectificadora (P-24) junto con el producto de tope de la torre de recuperación (P-25), esta última se alimenta con el producto de fondo de la torre rectificadora y el residuo de los filtros moleculares. El producto de tope de la torre rectificadora se envía a los filtros moleculares, en los cuales se alcanza una composición de salida de 99% en etanol. Para cumplir con las especificaciones finales del producto se agrega un desnaturalizante. El módulo de destilación se presenta en la Figura 6-3.

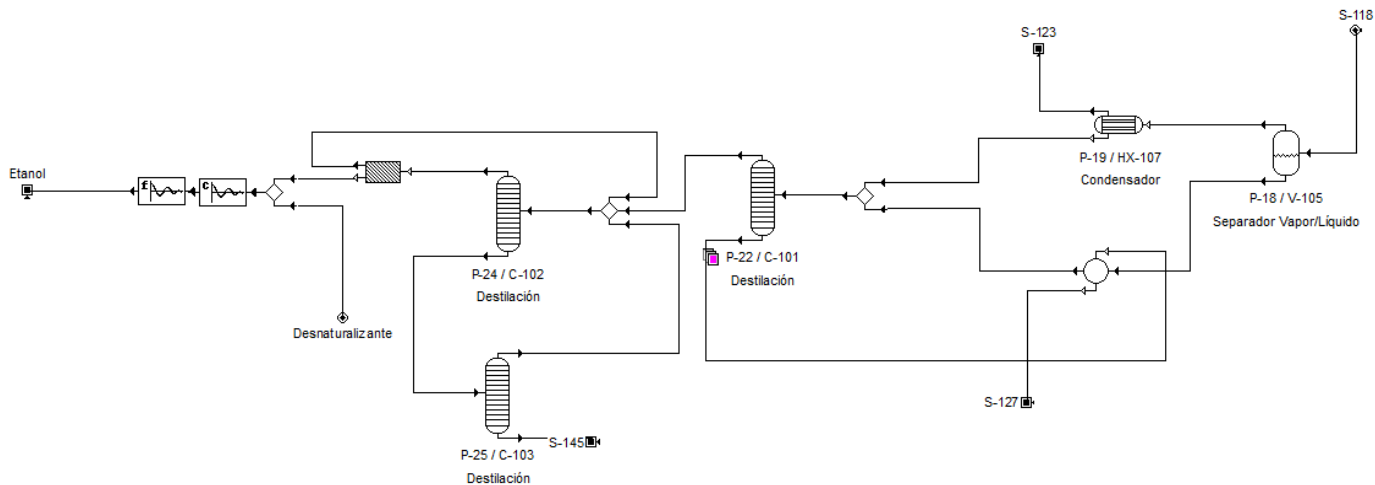


Figura 6-3: Diagrama de flujo del módulo de Destilación.

Módulo de Tratamiento:

El producto de fondo de la primera torre está compuesto por material no fermentable con un contenido de sólidos del 15%. Durante la centrifugación se remueve el 83% del agua

presente, obteniéndose la torta húmeda (DDG). La corriente líquida de la centrifuga se concentra en un evaporador (P-32) para recuperar el producto sólido. Parte de esta corriente se utiliza como "fondaje" en la etapa de licuefacción (P-6) y el resto se envía al tanque de destilado fino (P-31), el cual alimenta en forma constante al evaporador. El concentrado del evaporador, con 35% de sólidos, se mezcla con la torta húmeda proveniente de la centrifuga (P-29) y se envía a la unidad de secado (P-36), en la cual se reduce el contenido de humedad desde 63,7 al 9,9% dando como resultado la burlanda seca.

La corriente de vapor obtenida del evaporador se condensa y almacena en un tanque (P-33). Este líquido se recircula al primer tanque de sacarificación (P-4) del modulo de fermentación junto con los residuos del fermentador y de la corriente de fondo de la torre de recuperación. La salida gaseosa del secador es tratada mediante oxidación térmica para controlar las emisiones de VOCs. El diagrama de flujo de módulo de tratamiento se observa en la Figura 6-4.

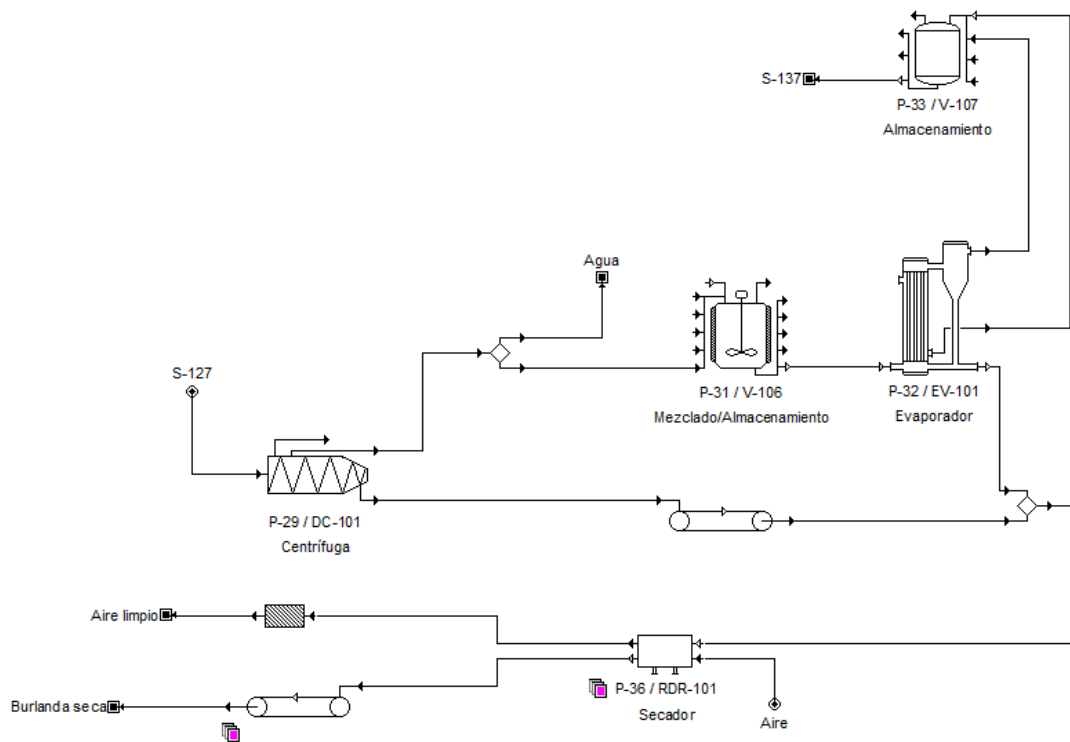


Figura 6-4: Diagrama de flujo del módulo de Tratamiento.

6.3 CURVAS DE COSTOS DE INVERSIÓN

A continuación se presentan las curvas de costos unitarios correspondientes a cada módulo. Las curvas de costos de inversión se obtuvieron mediante la $CI = \alpha + \beta PCap^{0.6}$ Ecuación 6-1. El objetivo es identificar las capacidades de producción donde se produce un incremento en los costos debido al cambio de escala, en particular por un incremento en el número de las unidades requeridas.

$$CI = \alpha + \beta PCap^{0.6} \text{ Ecuación 6-1}$$

La Figura 6-5 muestra los costos de inversión del módulo de Molienda. Se observan cambios en los costos debido al cambio de escala en las siguientes capacidades: 80, 155 y 180 millones de litros anuales. En los dos primeros casos se debe a la adición de 1 tanque de almacenamiento, mientras que en el último se adiciona 1 molino.

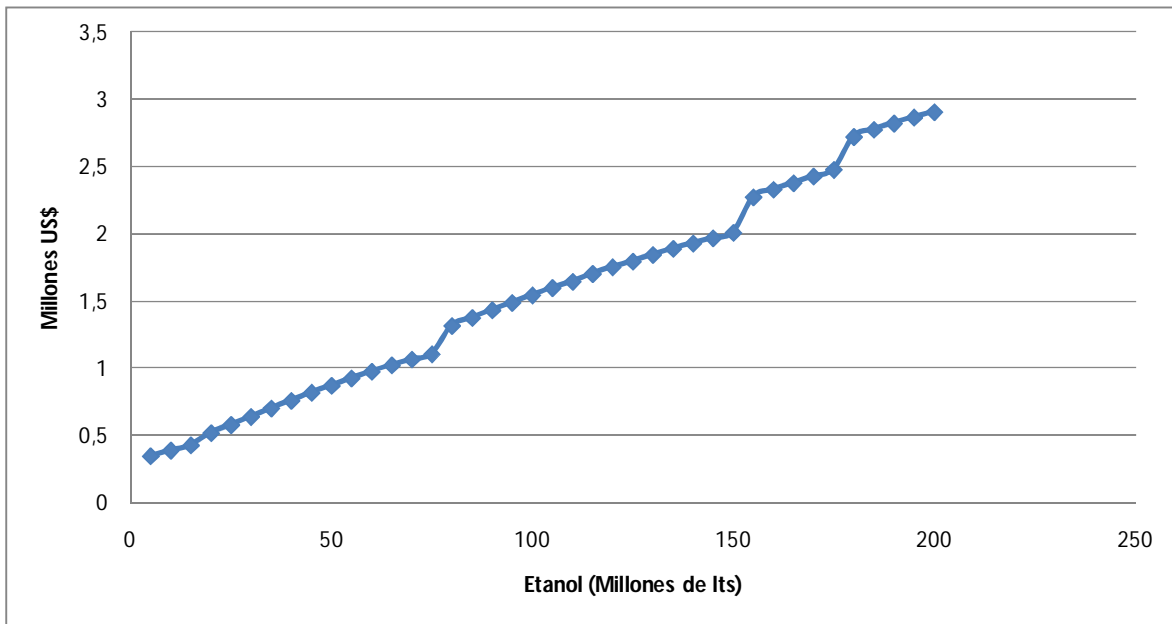


Figura 6-5: Costos de inversión del módulo de Molienda.

En la Figura 6-6 se observan cambios en los costos debido a la escala para el módulo de Fermentación cada 25 millones de litros anuales (25, 50, 75, 100, 125, 150, 175) debido al incremento de 1 fermentador. En dos ocasiones se adicionan intercambiadores de calor, pero al coincidir con el incremento en los fermentadores su contribución es comparativamente despreciable.

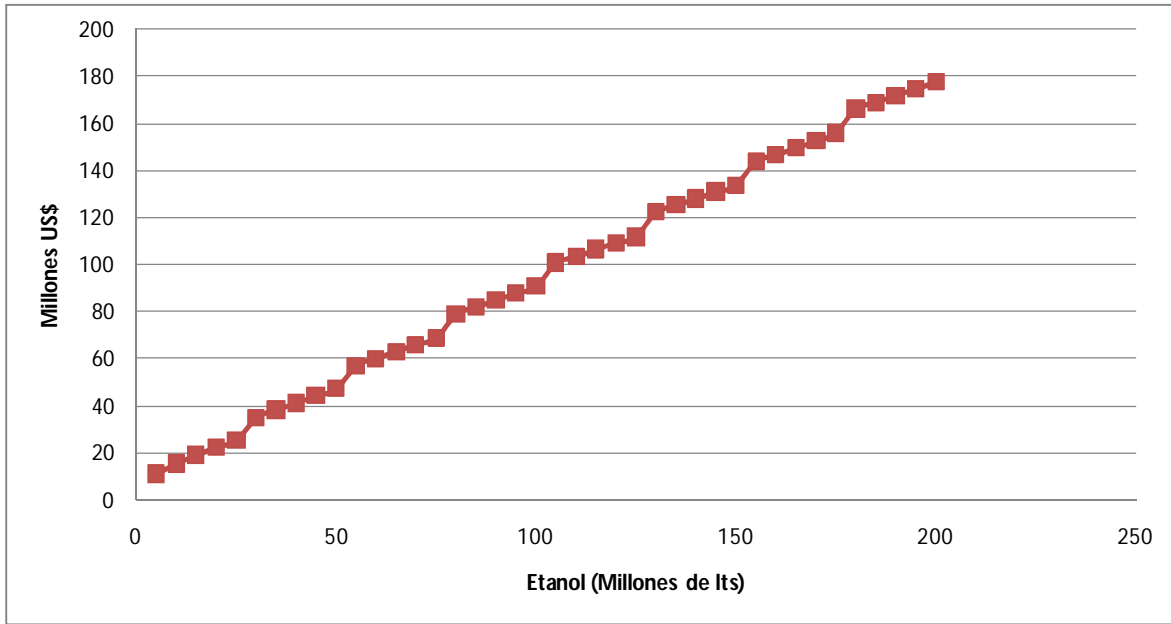


Figura 6-6: Costos de inversión del módulo de Fermentación.

En la Figura 6-7 se identifica un único cambio importante de los costos de inversión debido a la escala para el módulo de Destilación, y corresponde a la capacidad de 135 millones de litros anuales causado por la adición de 1 torre para la primera destilación.

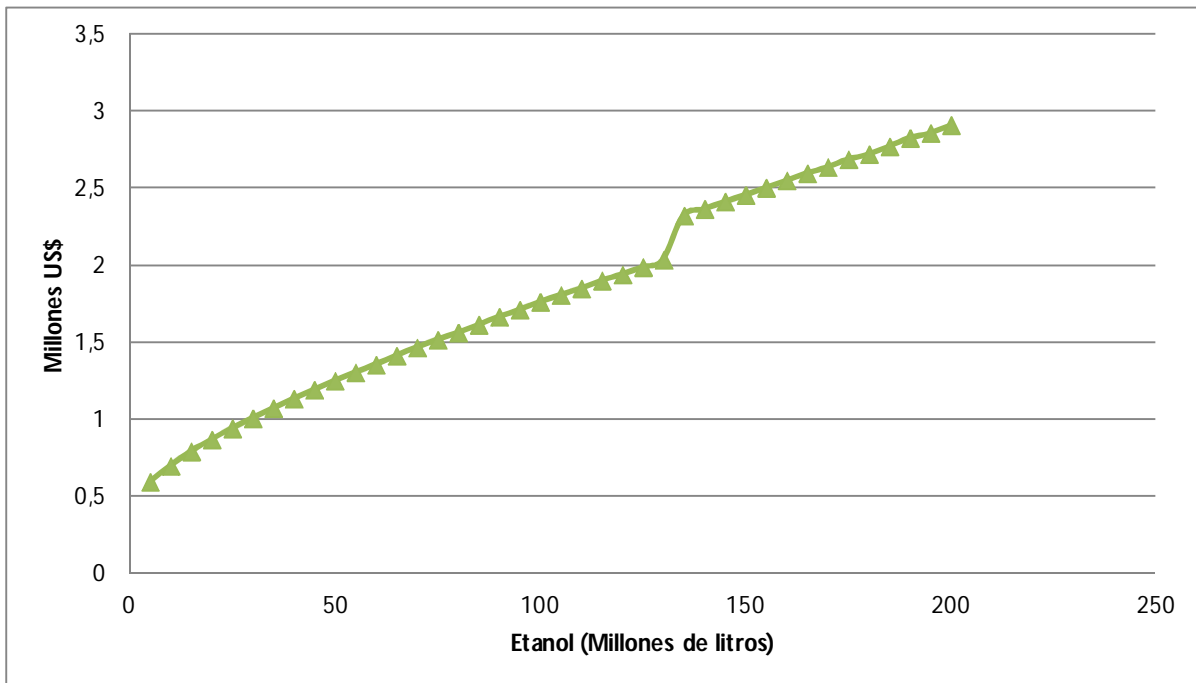


Figura 6-7: Costos de inversión del módulo de Destilación.

Finalmente, en la Figura 6-8 se presentan tres cambios bien diferenciados debido a la escala en 100, 125 y 200 millones de litros anuales para el módulo de Tratamiento. En las tres ocasiones se adiciona 1 cinta transportadora, y en el caso de 125 millones de litros anuales se añade además 1 unidad de secado.

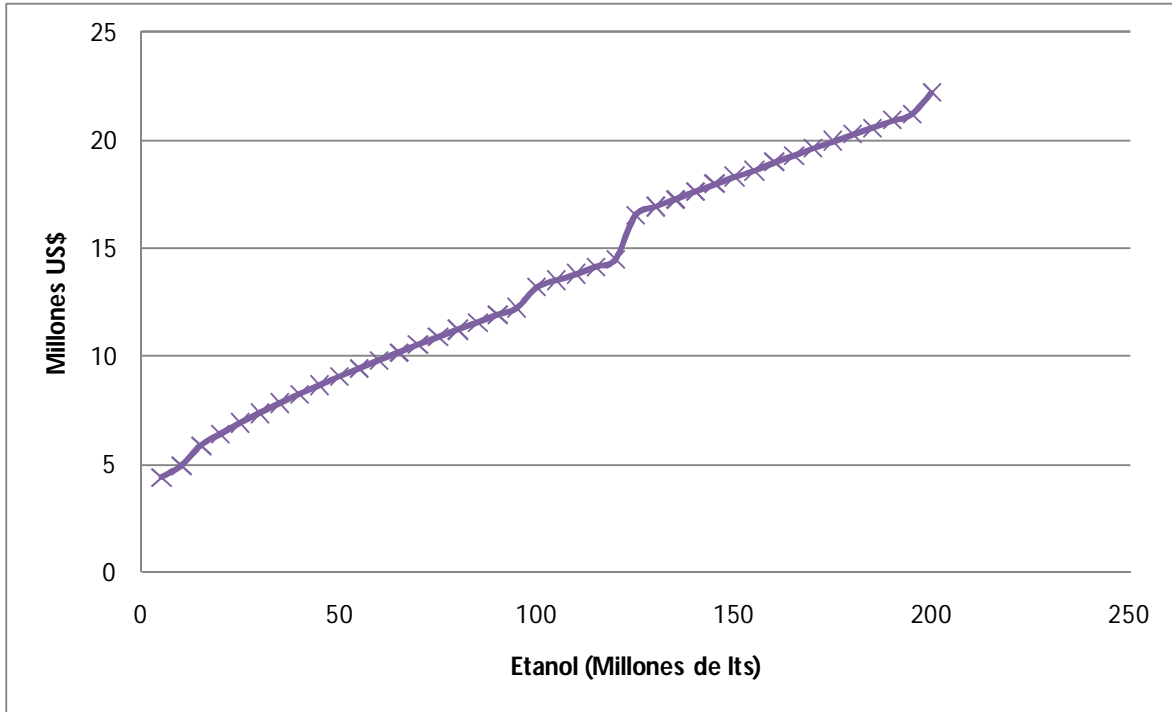


Figura 6-8: Costos de inversión del módulo de Tratamiento.

6.4 MODELO MATEMÁTICO

El modelo matemático propuesto se basa en el modelo presentado en el Capítulo 5. La principal diferencia es el agregado de disyunciones y variables binarias para decidir entre distintas capacidades de los módulos de la planta de producción de etanol y diferenciar los costos correspondientes. Excepto los costos de inversión, los valores de los parámetros se mantienen iguales a los descritos en el capítulo anterior. Como sólo se considera la tecnología convencional, los productos son etanol anhidro y burlanda seca. Además, las 23 provincias son agrupadas en seis regiones: Litoral, Centro, NEA, NOA, Cuyo y Patagonia. Las demandas de etanol y burlanda, capacidades de producción de maíz y distancias entre regiones se presentan en las Tabla 6-1, Tabla 6-2 y Tabla 6-3, respectivamente. Además, dada la disponibilidad de créditos para la ejecución de proyectos de esta naturaleza, el modelo considera la obtención de crédito para realizar la inversión. Como los impactos ambientales están expresados en función de cantidades consumidas/producidas (ton),

números de unidades instaladas/adquiridas y cargas transportadas por distancia (toneladas por km, tkm), se puede evaluar la función objetivo ambiental.

Tabla 6-1: Demandas de etanol y burlanda en el primer período para cada región.

Regiones	Etanol (Ton)	Burlanda (Ton)
Litoral (Santa Fe y Entre Ríos)	30774	16790416
NEA (Corrientes, Misiones, Chaco y Formosa)	20586	18651941
NOA (Jujuy, Salta, Tucumán, Santiago del Estero, La Rioja, Catamarca)	21056	5856117
CENTRO (Córdoba y Buenos Aires)	153487	36887927
CUYO (Mendoza, San Juan y San Luis)	15115	4189850
Patagonia (La Pampa, Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego)	30392	6787511

Tabla 6-2: Capacidad de producción de maíz correspondiente a cada región – Año 2011/2012

Capacidad actual (Ton/año)	
Litoral (Santa Fe y Entre Ríos)	5000430
NOA (Jujuy, Salta, Tucumán, Santiago del Estero, La Rioja, Catamarca)	1602180
CENTRO (Córdoba y Buenos Aires)	1242410
CUYO (Mendoza, San Juan y San Luis)	485590
Patagonia (La Pampa, Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego)	461120

Tabla 6-3: Distancias entre regiones

	Litoral	NEA	NOA	Centro	Cuyo	Patagonia
Litoral	0	785	777	340	660	828
NEA	785	0	857	900	1190	1388
NOA	777	857	0	433	674	1065
Centro	340	900	433	0	420	667
Cuyo	660	1190	674	420	0	525
Patagonia	828	1388	1065	667	525	0

A continuación se presentan las restricciones modificadas o agregadas respecto al modelo anterior. El flujo de caja descontado para un período dado t y para el último período se calcula mediante la Ecuación 6-2 y Ecuación 6-3, respectivamente. El horizonte de tiempo se extendió a 10 años. A diferencia del Capítulo 5, el valor de salvamento varía en el tiempo a razón de 0,05 a partir de un valor igual a 0,2:

$$CF_t = NE_t - \sum_{t=0}^{10} Cred_{t0t} \quad t = 1, \dots, FT - 1$$

Ecuación 6-2

$$CF_t = NE_t - \sum_{t_0}^{t_0+t} Cred_{t_0} - PCred \sum_{t_0=TF-T_0 \leq TCr} \frac{FCI_{t_0}}{TCr} (TCr + FT - T_0) + sv_t FCI_t \quad t = FT \quad \text{Ecuación 6-3}$$

donde $Cred$ corresponde al monto de las cuotas del crédito a pagar, $PCred$ es el porcentaje de la inversión que se financia (80%), TCr es el período en el que se paga el crédito (5 años) y t_0 contabiliza el tiempo en que comienza a pagarse el crédito. Las cuotas a pagar del crédito corresponden a la inversión no financiada en el período 1 y a la inversión financiada considerando la tasa de interés anual del crédito ($TCred$) igual a 0,099.

$$Cred_{t_0} = (1 - PCred) FCI_{t_0} \quad t = T_0 \quad \text{Ecuación 6-4}$$

$$Cred_{t_0} = (1 + TCred) \frac{PCred}{TCr} FCI_{t_0} \quad t > T_0 \wedge t - T_0 \leq TCr \quad \text{Ecuación 6-5}$$

A diferencia del Capítulo 5, el capital de inversión es anual y su límite máximo es 600 millones de dólares. Los términos correspondientes al almacenamiento y transporte se mantienen iguales, mientras que el costo de inversión relativo a la producción depende del módulo m :

$$FCI_t = \sum_{m,g} CI_{mgt} + \sum_{s,g} \alpha St_{st} NS_{sgt} + \beta St_{st} SCapE_{sgt} + \sum_I NTE_{It} TC_{It} \quad \text{Ecuación 6-6}$$

CI_{mgt} se refiere a la suma de los costos fijos y variables de inversión de cada módulo m de la planta de etanol: molienda, fermentación, destilación y tratamiento.

Para mantener la naturaleza lineal del modelo, se realizó la linealización por tramos de la curva de costos presentada en la sección anterior, empleando los valores de las inversiones obtenidas del estudio de simulación.

En la Tabla 6-4 se presentan los coeficientes αPr y βPr correspondientes a cada intervalo representativo de los cambios de escala para cada módulo, mientras que en la Tabla 6-5 se encuentran las relaciones entre los intervalos y las capacidades de producción.

Como se describió en la sección anterior, estos costos no dependen sólo del módulo sino también del intervalo de capacidades. Para cada intervalo de capacidad j se formularon las siguientes disyunciones:

$$CI_{mgt} = \alpha Pr_{jm} + \beta Pr_{jm} PCapEm_{mgt} \quad \forall mgt \quad \text{Ecuación 6-7}$$

$$PCapEm_{mgt} \leq IN_{jm}$$

$$PCapEm_{mgt} \geq IN_{j-1,m}$$

donde $PCapEm_{mgt}$ es la capacidad de producción que alcanza cada módulo. La Ecuación 6-7 se aplica a los 9 intervalos de capacidad considerados, lo que adiciona 26 bloques de restricciones al modelo.

La variable binaria y_{mgt} se relaciona con cada conjunto de disyunciones mediante el algoritmo logmip. La restricción dada por la Ecuación 6- permite seleccionar un solo intervalo por módulo:

$$\sum_j y_{jmgt} = 1 \quad \forall mgt \quad \text{Ecuación 6-8}$$

Tabla 6-4: Coeficientes de inversión según los intervalos correspondientes a los cambios de escala para cada módulo.

Intervalo	Molienda		Fermentación		Destilación		Tratamiento	
	$\alpha Pr(j,n)$	$\beta Pr(j,n)$	$\alpha Pr(j,n)$	$\beta Pr(j,n)$	$\alpha Pr(j,n)$	$\beta Pr(j,n)$	$\alpha Pr(j,n)$	$\beta Pr(j,n)$
a			8,01E+06	7,06E+05				
b			1,67E+07	6,12E+05				
c			2,46E+07	5,91E+05				
d			3,20E+07	5,87E+05			3,85E+06	1,04E+05
e	2,88E+05	1,13E+05	4,13E+07	5,66E+05			4,97E+06	7,85E+04
f	5,42E+05	9,95E+03	4,81E+07	5,71E+05			6,65E+06	6,52E+04
g	7,05E+05	1,01E+04	4,97E+07	6,07E+05	6,55E+05	1,33E+04	8,25E+06	6,68E+04
h	1,07E+06	9,23E+03	6,44E+07	5,66E+05	1,10E+06	9,05E+03	8,71E+06	6,68E+04

Finalmente, se relaciona la producción de etanol en cada región g y período t con la capacidad permitida en cada módulo m :

$$PCapE_{gt} \leq PCapEm_{mgt} \quad \forall m, g, t \quad \text{Ecuación 6-9}$$

Otra diferencia con respecto al modelo original es que no se consideran fluctuaciones másicas en los productos y materias primas, siendo la capacidad de almacenamiento ($SCap_{sgt}$) igual al almacenamiento necesario estimado (STN_{igt}):

$$\sum_{i \in S(i,s)} STN_{igt} = SCap_{sgt} \quad \forall s, g, t \quad \text{Ecuación 6-10}$$

Tabla 6-5: Intervalos correspondientes a los cambios de escala para cada módulo: Molienda, Fermentación, Destilación y Tratamiento.

Intervalo	Molienda	Fermentación	Destilación	Tratamiento
a		30		
b		55		
c		80		
d		105		15
e	75	130		100
f	150	155		125
g	175	180	135	200
h	200	200	200	200

Tabla 6-6: Factores de caracterización de maíz (Fcm) para las diferentes regiones.

	Litoral	NEA	NOA	Centro	Cuyo
Cambio climático	294,415	382,478	264,209	386,783	607,648
Disminución ozono	4,198E-05	5,774E-05	3,999E-05	6,036E-05	1,010E-04
Toxicidad humana	44,22	62,532	39,79	64,94	108,67
Oxidantes fotoquímicos	1,06	1,55	0,99	1,58	2,27
Material particulado	0,59	0,86	0,51	0,87	1,37
Radiación ionizante	35,85	44,55	34,22	46,12	66,41
Acidificación tierra	2,43	3,53	2,05	3,55	6,02
Eutrofización agua dulce	0,30	0,38	0,21	0,39	0,59
Eutrofización mar	0,85	1,26	0,70	1,31	2,55
Ecotoxicidad tierra	6,88	11,18	6,34	12,27	26,90
Ecotoxicidad agua	21,05	28,76	15,96	30,11	51,98
Ecotoxicidad mar	2,86	3,99	2,42	4,18	7,27
Uso del suelo agrícola	1,03E+03	1,90E+03	9,91E+02	1,93E+03	3,97E+03
Uso urbano	21,84	23,02	21,652	23,48	27,23
Transformación suelo	0,07	0,09	0,07	0,09	0,11
Consumo agua	3,52	4,48	3,01	5,03	9,33
Disminución metales	12,331	18,201	11,404	18,649	28,45
Disminución comb. fósiles	73,07	93,15	69,90	94,40	128,07

En este caso no se asumió un mínimo de satisfacción de la demanda y la misma hasta el período 3 corresponde a la cantidad necesaria para alcanzar el 5% en la mezcla con nafta, luego aumenta un 50% y en el período 5 corresponde al 10% de etanol en la mezcla. El precio de los productos y el costo de los insumos, unitarios de operación, y de transporte

(de inversión y operativos) aumentan paulatinamente con los años hasta alcanzar el doble de su valor. Dado que este modelo plantea la distribución territorial en regiones en lugar de provincias como en el modelo anterior, todas las regiones tienen acceso al ferrocarril.

Con respecto al desempeño ambiental de este caso de estudio, se mantienen los factores de caracterización correspondientes al etanol, establecimiento y operación de transporte presentados en el Capítulo 5, sólo los relacionados al maíz varían debido al cambio de distribución de las provincias. La región del NEA es la única que no posee provincias con capacidades de producción de maíz. Los nuevos factores de caracterización para el maíz (Fcm) se calculan teniendo en cuenta el porcentaje de producción de maíz de cada provincia en la región y se presentan en la Tabla 6-6.

6.5 RESULTADOS

El modelo mixto entero lineal MILP con disyunciones fue implementado en GAMS versión 24.1.3^[3] y resuelto con CPLEX mientras que las disyunciones se resolvieron con logmip, en una computadora personal Dell Vostro 430 de escritorio con procesador Intel Core i5 2,67 GHz y 2,96 GB de memoria RAM. El modelo de optimización resultante posee 7651 ecuaciones, 23935 variables continuas y 420 variables enteras. El tiempo de CPU requerido para la resolución de todos los intervalos de capacidad fue de 8 hs aprox. (28800s).

Para evaluar la rentabilidad correspondiente a las diferentes capacidades, se determina la producción de cada módulo de 15, 30, 50, 100, 150 y 200 millones de litros anuales.

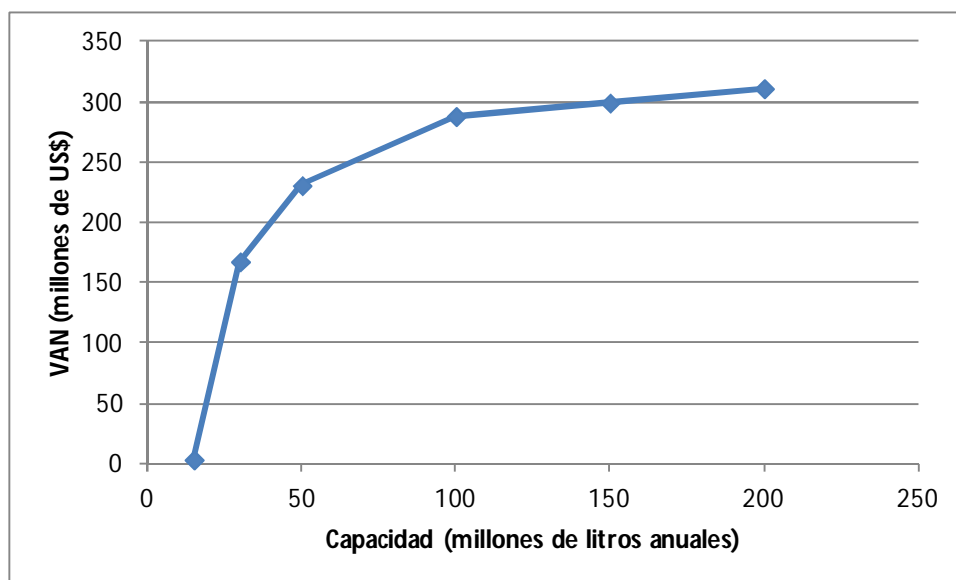


Figura 6-9: Valor Actual Neto vs. Capacidad de producción.

En la Figura 6-9 se presenta el VAN para las diferentes capacidades. Se puede observar que a partir de capacidades mayores o iguales a 30 millones de litros anuales el VAN posee valores considerables para un proyecto rentable, estabilizándose a partir de 100 millones de litros anuales. En el caso de la capacidad mínima, el VAN es cercano a cero y el capital de inversión total es igual al 16% del correspondiente a las capacidades mayores (Figura 6-10). A partir de los 30 millones de litros anuales, el FCI comienza a disminuir, desde 1064 millones de US\$, hasta estabilizarse en aprox. 900 millones de US\$.

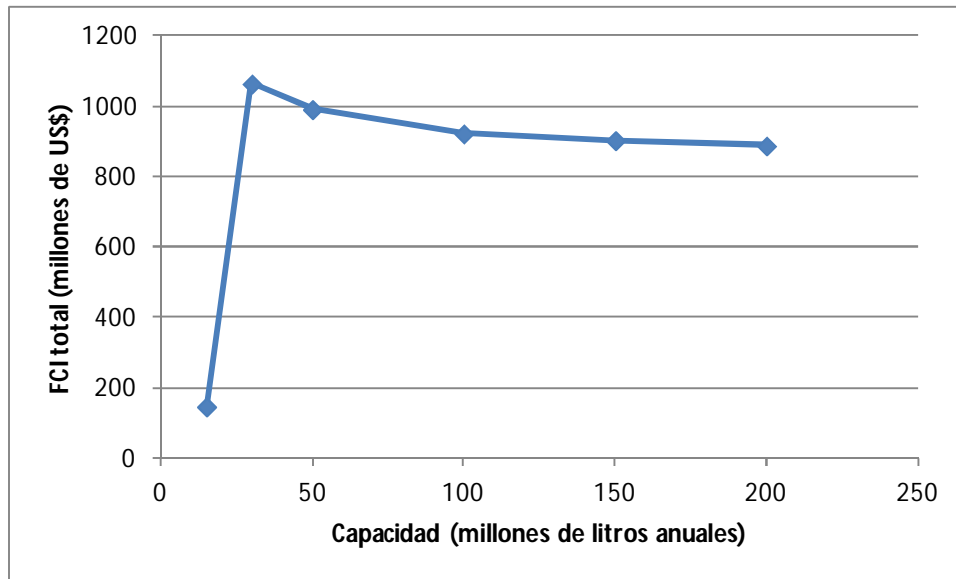


Figura 6-10: Capital de inversión vs. Capacidad de producción.

La región Centro resultó la más conveniente para la instalación de la mayoría de las plantas, seguida de la región del Litoral y Patagonia. Esto se debe principalmente a que poseen las mayores demandas de etanol (la demanda en la región Centro es de un orden de magnitud mayor que el resto). Al no poseer producción de maíz, no se instalan plantas en la región del NEA, excepto para las capacidades de 30 y 50 millones de litros anuales. Todas las capacidades satisfacen la demanda máxima, excepto la menor capacidad considerada, la cual produjo una cantidad igual al 12% del etanol obtenido en las capacidades mayores. Esta escala de producción sólo instala plantas en el período 1 para lograr la mayor amortización.

En cuanto a la distribución de los costos, todas las escalas tienen una distribución similar entre sí y a la obtenida en el capítulo anterior. Los costos de insumos poseen la mayor contribución (70%) seguidos por los costos de inversión (20%) y los costos operativos de almacenamiento y producción (10%). En este caso, los costos operativos de transporte son

menores al 0,1% debido a la distribución territorial por regiones, la cual reduce distancias en respecto a la distribución por provincias utilizada en el capítulo anterior (Figura 6-11).

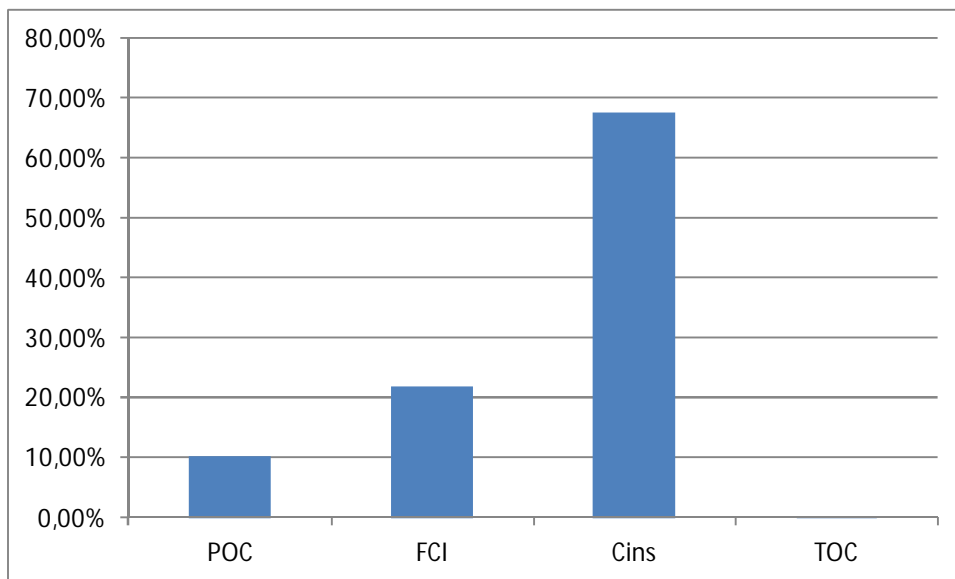


Figura 6-11: Distribución de costos operativos de producción (POC), costos de inversión (FCI), costos de insumos (Cins) y costos operativos de transporte (TOC).

En la Figura 6-12 se grafican los valores de las categorías de impacto más relevantes según el nivel de punto intermedio del método ReCiPe. La diferencia entre los valores correspondientes a las capacidades de producción que cumplen con la satisfacción de la demanda es menor al 12%, mientras que los impactos relativos a la capacidad más pequeña son 86% menores para todas las categorías, de forma proporcional a la menor producción. Excepto para la capacidad de 15 millones de litros anuales, el etanol producido supera en 170% la producción de etanol calculada en el capítulo anterior maximizando el VAN. Sin embargo, los valores en la categoría cambio climático CC y toxicidad humana (Tox-H) son 400 y 600% mayores, respectivamente. En cambio, para el caso del uso de suelo agrícola (Uso-SA) y ecotoxicidad de la tierra (Eco-T) el incremento porcentual de los impactos es apenas mayor al aumento porcentual de la producción, de 198 a 250%. Esto se debe principalmente a que aquí se utilizó la tecnología convencional T1, a diferencia del capítulo anterior donde la tecnología implementada fue T2, la que integra cogeneración con gas natural. La tecnología T1 posee mayores impactos que la tecnología T2, en especial en la categoría Tox-H donde T2 determina impactos positivos (valores negativos). Es necesario aclarar que, a pesar del cambio en la distribución de las provincias, es posible realizar esta comparación debido a que la contribución del transporte en el impacto total es despreciable. En cuanto a la capacidad de 15 millones de litros anuales, la

producción total de etanol es 65% menor que el caso de la maximización del VAN en el Capítulo 5. Los valores en las categorías de impacto Uso-SA y Eco-T disminuyen en forma similar (50%) mientras que el impacto en Tox-H disminuye 147% y en CC sólo 6%.

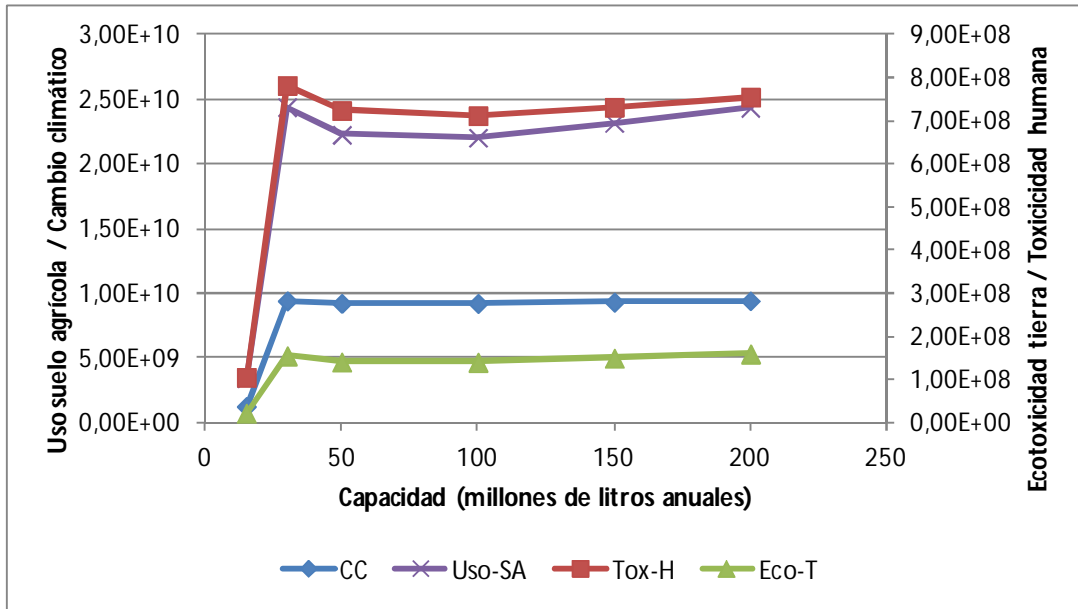


Figura 6-12: Valores de las categorías de impacto más relevantes según el método ReCiPe.

Finalmente, se analizan los resultados del modelo en caso que se consideren precios diferenciados para incentivar las pequeñas y medianas industrias. Para ello, se toma la relación establecida en el año 2013 para el caso del biodiesel, donde el precio para medianas y pequeñas industrias era 1,25 veces mayor que para las grandes^[4]. Se aplicaron precios diferenciados para las capacidades de 15, 30 y 50 millones de litros anuales. En la Figura 6-13 se observa un máximo en el VAN para la capacidad de 50 millones de litros anuales; además, con este aumento del precio, el VAN de la escala mínima se acerca al VAN de la escala máxima. En la Figura 6-15 se observa un capital de inversión prácticamente constante para todas las escalas de producción. En cuanto a la producción total, todas las capacidades satisfacen la demanda, a excepción de la escala de 15 millones de litros anuales cuya producción corresponde al 40% de la producción del resto de las capacidades. En este último caso, sólo se satisface el 40% de la demanda de la región Centro. Por lo tanto, los impactos ambientales para esta capacidad son menores, en igual proporción que en el caso anterior.

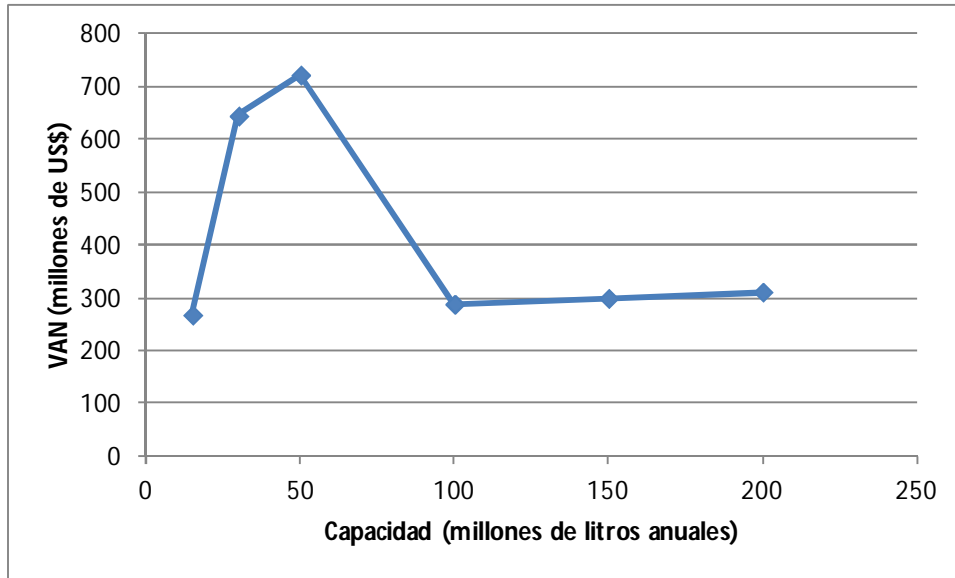


Figura 6-13: Valor Actual Neto vs. Capacidad de producción con precios diferenciados para pequeñas y medianas empresas.

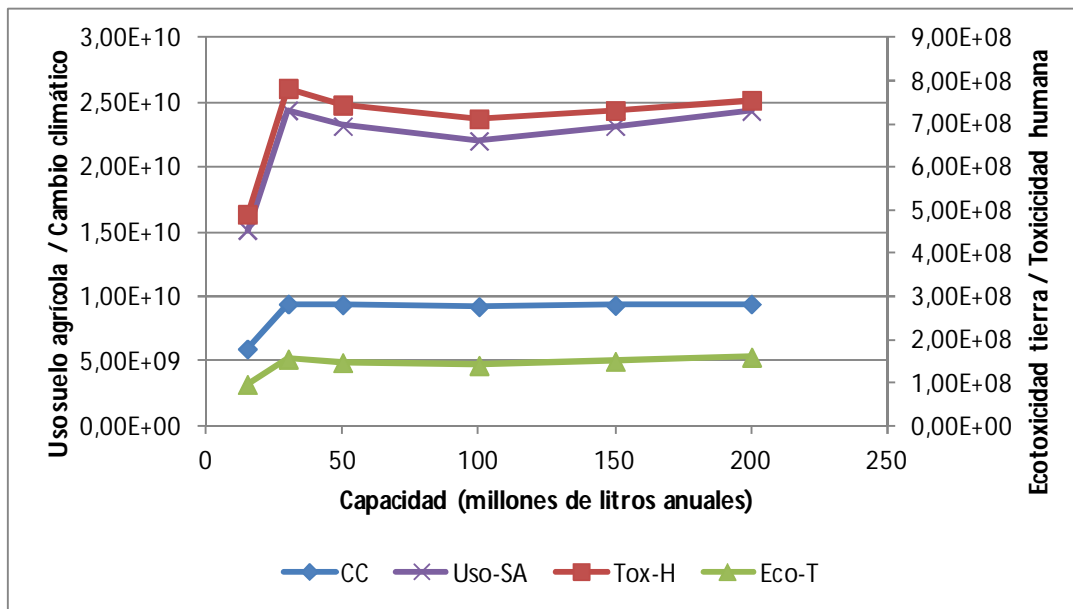


Figura 6-14: Valores de las categorías de impacto más relevantes según el método ReCiPe.

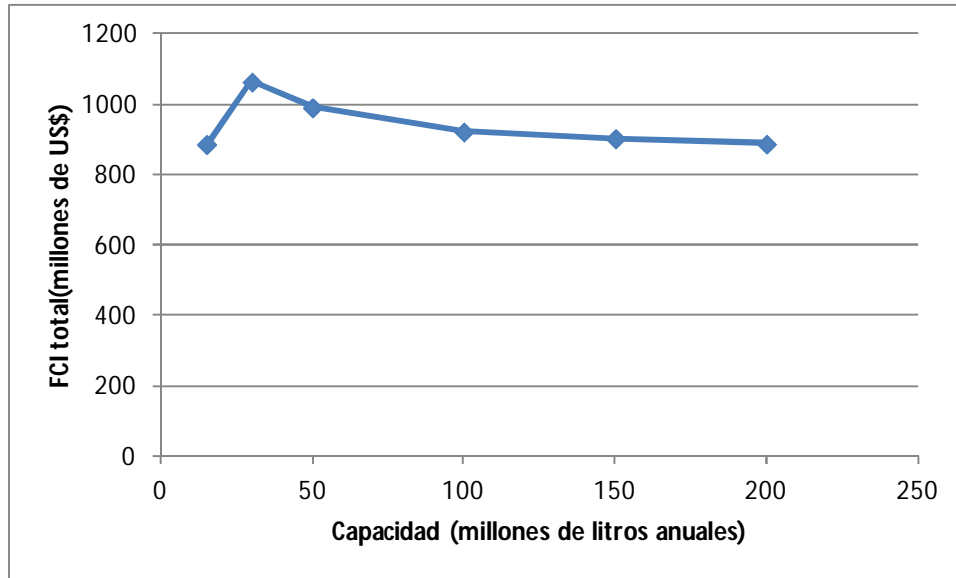


Figura 6-15: Capital de inversión vs. Capacidad de producción con precios diferenciados para pequeñas y medianas empresas.

6.6 CONCLUSIONES

Mediante un modelo de optimización se analizó el diseño y la planificación de la producción de etanol a partir de maíz teniendo en cuenta la economía de escala. Se observó que considerando igual precio de etanol para todas las capacidades, el proyecto es factible a partir de una capacidad de producción de 30 millones de litros anuales. Además, para escalas mayores a 100 millones de litros anuales, el Valor Actual Neto se estabiliza, permitiendo una descentralización de la producción.

Los valores en las categorías de impacto relevantes por litro de etanol producido son mayores que los resultantes en el Capítulo 5, particularmente para las categorías Tox-H y CC, debido principalmente a la tecnología aplicada (tecnología convencional T1 en lugar de tecnología con cogeneración con gas natural T2). Este resultado debe tenerse en cuenta, principalmente para el caso de la categoría CC, ya que la atenuación del cambio climático es uno de los principales objetivos del uso de los biocombustibles.

En el caso de precios diferenciados para pequeña y mediana escala (un 25% mayor respecto al de la gran escala), la rentabilidad de la capacidad de producción de 15 millones de litros anuales es apenas 14% menor a la de las capacidades mayores, mientras que la correspondiente a 50 millones de litros anuales sobrepasa la de la mayor capacidad en un 200%. De esta forma, es posible incentivar a las pequeñas y medianas empresas para lograr una sustentabilidad ambiental y económica.

Es necesario aclarar que el alcance del sistema estudiado sobrepasa al sector industrial, ya que incluye el costo de inversión y operación del transporte; no obstante, se demostró en este capítulo y en el anterior que la influencia de los costos de transporte, en particular al utilizarse ferrocarril, en los costos totales es despreciable.

6.7 REFERENCIAS

- [1] Intelligen, Inc., *SuperPro Designer(R)*. 2013.
- [2] J. R. Kwiatkowski, A. J. McAloon, F. Taylor, y D. B. Johnston, «Modeling the process and costs of fuel ethanol production by the corn dry-grind process», *Ind. Crops Prod.*, vol. 23, n.º 3, pp. 288-296, may 2006.
- [3] A. Brooke, Kendrick D., Meeraus A., Raman R., y Rosenthal R., «GAMS A User's Guide», GAMS Development Corporation, Washington, DC, 1998.
- [4] Secretaria de Energía de la República Argentina, «Secretaria de Energía de la República Argentina», 2011. [En línea]. Disponible en:
<http://energia3.mecon.gov.ar/contenidos/verpagina.php?idpagina=2576>.

7. CONSIDERACIONES Y CONCLUSIONES GENERALES

7.1 INTRODUCCIÓN

En este trabajo se realizó un estudio exhaustivo de los diferentes métodos de evaluación de impacto de análisis de ciclo de vida y sus formas de integración con las técnicas de optimización. Se realizó el análisis de ciclo de vida de la producción de bioetanol a partir de maíz detallando particularmente el cultivo de maíz, ya que resulta un proceso relevante en la mayoría de las categorías de impacto estudiadas. Se consideró desde la producción de materias primas hasta el uso del etanol y de la burlanda. Se realizó un inventario con datos del contexto argentino, dentro de lo posible, a partir de la base de datos estándar Ecoinvent. Además, se compararon diferentes métodos y perspectivas de los mismos para analizar la consistencia de los resultados proporcionados.

Se evaluaron dos tecnologías alternativas con sistema de cogeneración desde el punto de vista energético, económico y ambiental y se comparó la producción y el uso de distintas mezclas etanol/nafta con el combustible fósil equivalente.

Se realizó el diseño y la optimización de la producción y distribución de bioetanol a partir de maíz en Argentina considerando datos locales de insumos, distancias, costos, precios y transporte. Se estudió el comportamiento para diferentes escenarios y se realizó un análisis de sensibilidad de parámetros. Se analizaron las relaciones de compromiso entre aspectos económicos y ambientales considerando diferentes funciones objetivo ambientales. Además, se estudió la factibilidad y rentabilidad de sistemas de producción bioetanol a pequeña escala o capacidad.

El presente capítulo resume las principales conclusiones del trabajo de tesis, los aportes del trabajo, los trabajos publicados y los trabajos futuros a desarrollarse como extensiones de esta tesis.

7.2 CONCLUSIONES GENERALES

Si bien el análisis del ciclo de vida ACV es una de las escasas herramientas capaz de analizar el desempeño ambiental de los procesos, productos y actividades, la definición de los límites del sistema, alcances y objetivos confieren a la metodología ACV un subjetivismo inherente e inevitable.

En la actualidad, la mayoría de los métodos para ACV han sido desarrollados principalmente en Europa Occidental y EEUU. Por ende, la mayoría de los datos pueden no ser confiables al utilizarse en diferentes escenarios económicos, regionales y/o ambientales

para los que fueron estimados, afectando fuertemente los resultados del ACV. Por lo tanto, es necesario un análisis de ciclo de vida con datos locales para una correcta evaluación del caso de estudio.

En cuanto a la integración de la metodología ACV en la optimización algorítmica de procesos, en la mayoría de los casos analizados, la función objetivo ambiental formulada es la resultante de la agrupación de varios impactos ambientales. Esta formulación no solamente es subjetiva sino que además posee mayor incertidumbre y considera menos aspectos que las profundidades de modelado intermedias, como es el caso del método ReCiPe. De esta forma, se pueden realizar comparaciones incompletas o sesgadas.

En cuanto a las técnicas de optimización, la optimización multi-objetivo constituye el enfoque predominante para resolver problemas que establecen decisiones o compromisos entre aspectos ambientales y económicos, siendo el método de las ϵ -restricciones la técnica más aplicada para obtener las soluciones o puntos de la curva de Pareto. Sin embargo, se observa un renovado interés en la formulación de una única función objetivo económica impulsado por la iniciativa de *software* para el cálculo de costos de ciclo de vida acoplado a *software* para ACV y la evaluación de los costos de las externalidades ambientales.

De la comparación entre las tecnologías de producción consideradas según el análisis energético efectuado, la tecnología T3, que incluye la cogeneración con rastrojo, posee ventajas energéticas frente a las dos restantes, aún sin tener en cuenta la valorización del co-producto generado. En cambio, la tecnología T2, que incluye cogeneración con gas natural, posee un balance energético más desfavorable o igual a la tecnología T1 convencional. Sin embargo, en términos de análisis de ciclo de vida, posee iguales o mayores ventajas que la tecnología T3 y mejor desempeño ambiental que la tecnología convencional. Esto ocurre porque el método de evaluación de impacto elegido considera, además de la energía, otros aspectos como la ecotoxicidad, acidificación, toxicidad, que son mejorados debido a la cantidad de electricidad evitada con esta tecnología.

Se identificaron las oportunidades de mejora ambiental del sistema global, analizando en forma separada el cultivo de maíz, el proceso de refinería y el uso del co-producto (burlanda). Se observaron similares procesos relevantes con los dos métodos de evaluación de impacto elegidos, Eco-indicator 99 y ReCiPe, pero con algunas diferencias en las contribuciones en el impacto total. La valorización de la burlanda determina un impacto positivo significativo, dependiendo fuertemente de los productos sustituidos escogidos. Respecto al cultivo de maíz (subsistema agrícola), el uso de productos químicos y recursos presentan los impactos más relevantes. El proceso de secado también posee impactos

significativos, que pueden disminuir utilizando fuentes de energías renovables en vez de gas natural para satisfacer la demanda de energía. La producción de acetamida corresponde a la única elaboración de pesticidas que posee impactos significativos, la cual puede ser reemplazada con atrazina. Sin embargo, al realizarse este análisis se observó un impacto negativo mayor en otra categoría de impacto. Entre todos los procesos involucrados, el cultivo de maíz es el proceso más relevante en las categorías de impacto relacionadas con la salud humana y ecosistema; mientras que el suministro de energía posee la mayor importancia en las categorías correspondientes a los recursos.

En la actualidad, el método ReCiPe está desplazando al Eco-indicator 99, ya que es más actual y considera más aspectos como, por ejemplo, ecotoxicidad del agua y mayor cantidad de metales. Además, adiciona la opción de normalización mundial, la cual es más apropiada para el contexto argentino que la normalización europea. En cuanto a este punto, ambos métodos predicen resultados de normalización similares para las categorías de daño salud humana y recursos, mientras que la calidad del ecosistema resulta más afectada según la normalización europea de Eco-indicator 99 que la mundial de ReCiPe, sobreestimando los impactos en esa categoría. Es necesario notar que la relevancia entre categorías para los tres sistemas estudiados (agrícola, refinería y global) difiere según el método escogido.

En relación a la influencia de la perspectiva escogida, en el Eco-indicator 99, la perspectiva individualista IN subestima la importancia de la disminución de los combustibles fósiles; por lo tanto, el secado de maíz en el subsistema agrícola y el calor suministrado y gas natural quemado en el subsistema refinería pierden importancia, siendo más significativos otros procesos como transporte en tractor y producción de compuestos químicos en los subsistemas agrícola y refinería, respectivamente. De hecho, en cuanto a los valores absolutos, el impacto en recursos según las perspectivas individualista e igualitaria es siempre menor que el impacto según la perspectiva jerárquica en los tres sistemas estudiados (aproximadamente -100%). Respecto a la perspectiva igualitaria EG, la contribución de la electricidad está sobreestimada en relación a la perspectiva jerárquica HI, convirtiéndose en el proceso más relevante en la salud humana para el subsistema refinería. Por lo tanto, en el subsistema refinería y en el sistema global, el impacto total en la salud humana es entre 100 y 192% mayor que el caso de referencia. Sin embargo, el impacto en recursos en los tres sistemas estudiados es menor que en la perspectiva HI (-40%). Exceptuando el impacto en la categoría salud humana de la producción de fertilizantes fosforados en el subsistema agrícola, el método ReCiPe no predice cambios significativos en la relevancia de los procesos involucrados, siendo iguales a los identificados

en la perspectiva HI seleccionada como referencia. Sin embargo, en cuanto a valores absolutos, en todos los sistemas estudiados, la perspectiva IN estima mayores impactos en salud humana, desde 64 a 160%, e impactos menores en recursos (55%). En cuanto a la perspectiva EG, ésta posee mayor impacto en salud humana en todos los sistemas (280 a 300%), y un impacto 30% mayor en calidad del ecosistema en los sistemas refinería y global. Respecto a la comparación con naftas, tanto la producción de etanol como su uso en un automóvil presentan impactos menores sólo en algunas categorías. En el caso de la producción, donde se considera el co-producto, se observan beneficios en la disminución de la capa de ozono, combustibles fósiles y eutrofización marina (esta última con impactos positivos). En la comparación con el uso de las mezclas etanol/nafta, las diferencias son significativas sólo en E85 y E95 y se presentan beneficios en las dos primeras categorías mencionadas y en cambio climático. En la evaluación de la operación en vehículos no existen impactos positivos del etanol debido a que los límites del sistema no incluyen el co-producto. Particularmente, en las categorías correspondientes al uso del suelo y ecotoxicidad el impacto del etanol es mucho mayor que las naftas tanto en la producción como en la operación.

Al comparar el desempeño ambiental de la tecnología convencional T1 con las dos tecnologías alternativas T2 y T3 con el método ReCiPe, se observaron impactos menores de estas dos últimas en la mayoría de las categorías de impacto. Sin embargo, los resultados entre los dos sistemas con cogeneración pueden ser diferentes dependiendo de los pasos del método de impacto elegido. De hecho, la normalización del sistema es muy diferente según la profundidad de modelado que se aplique. Si bien el nivel de punto intermedio es el que posee menor subjetividad y el más completo, muchas veces se elige el nivel de punto final debido a la facilidad en el manejo de las categorías de daño. Por lo tanto, si en el afán de encontrar un único objetivo ambiental o reducir excesivamente la cantidad de los mismos se utilizan las categorías de daño para formular el problema de optimización del proceso pueden omitirse impactos significativos.

Del análisis de escenarios, se observó que el rendimiento del grano influye en la mitad de las categorías para ambas tecnologías analizadas (T2 y T3) debido a la gran influencia de la producción de maíz en el proceso total de producción de etanol. No obstante, las tecnologías con cogeneración presentan un mejor desempeño ambiental que la convencional con mayor rendimiento. La deforestación en el ACV produce un gran impacto, en particular en las categorías de transformación del suelo y cambio climático; por ende, la extensión de la frontera agrícola en áreas protegidas para producir biocombustibles determina efectos negativos en uno de los objetivos principales del uso de

los biocombustibles. No obstante, la deforestación tendría que asignarse no solamente al maíz utilizado para producir etanol sino también a los diferentes usos y cultivos que compiten con el mismo.

Se pudo observar que el uso intensivo del ferrocarril en lugar del camión no mejora significativamente el impacto ambiental en la escala analizada en esta primera etapa. No obstante, el ACV presentado no contempla los costos sociales que implica cada medio de transporte ni las distancias requeridas en la distribución del etanol a nivel país.

Respecto a la comparación con la nafta, se encontraron diferencias significativas en los impactos en algunas categorías en las cuales el bioetanol resulta desfavorable, particularmente en la producción del combustible. Ambas tecnologías con cogeneración poseen iguales o menores impactos que la nafta en categorías donde la tecnología convencional tiene un impacto mayor que aquélla. En particular, la tecnología T3 disminuye su impacto hasta alcanzar un valor similar a la nafta en la categoría de cambio climático. Sin embargo, en las categorías eutrofización del agua; ecotoxicidad de la tierra, agua y mar; y uso del suelo la producción de bioetanol continúa siendo más desfavorable frente a la de la nafta. En cuanto a la operación, las tecnologías alternativas con cogeneración sólo profundizan los efectos, positivos y negativos, de la tecnología convencional.

En cuanto al diseño y la optimización de la cadena del suministro del etanol y sus co-productos, se encontraron 8 soluciones alternativas para la función objetivo económica analizada -maximización del valor actual neto VAN-, en las cuales las plantas se distribuyen en 3 o 4 provincias, presentando una mayor concentración en Buenos Aires y el resto se distribuyen en diferentes combinaciones entre Santa Fe, Córdoba, Entre Ríos, Santiago del Estero, La Pampa y San Luis. En cambio, en el caso de la función objetivo ambiental -minimización del impacto total "local" ITL o la categorías de impacto más relevante (ecotoxicidad de la tierra - Eco-T-), las plantas se concentran en la provincia de Córdoba adicionando, como máximo, una planta en la provincia de Buenos Aires. En ambos problemas de optimización, la tecnología escogida resultó la cogeneración con gas natural (tecnología T2).

En la maximización del VAN, el capital de inversión resulta un factor limitante. En la minimización de los impactos, la demanda satisfecha corresponde a la mínima establecida, a excepción de la categoría de toxicidad humana Tox-H, donde la tecnología escogida posee impactos positivos. En cuanto al transporte, ambos problemas de optimización escogen el ferrocarril frente al camión, fundamentalmente debido a la gran diferencia en la capacidad de carga del primero en relación al segundo.

Para ambos casos extremos (maximización del VAN y minimización del ITL), los mayores costos se deben a insumos e inversión, siendo despreciables los costos operativos del transporte. Respecto a los impactos ambientales, tanto para el ITL como para las categorías de impacto de mayor relevancia, la mayor contribución corresponde al cultivo de maíz seguida de la producción de etanol, excepto para la toxicidad humana, donde la producción de etanol posee una mayor contribución y se obtienen impactos totales positivos. El impacto del transporte es despreciable para ambos casos extremos.

En cuanto a la optimización multi-objetivo, para las tres formulaciones presentadas de la función objetivo ambiental (ITL, la categoría de impacto más relevante, Eco-T y el NPVA) se observa un menor impacto ambiental en la instalación de las plantas en la provincia de Córdoba a costa de mayor establecimiento de medios de transporte debido a mayores distancias. Esto se debe a la gran influencia de la producción de maíz en el impacto total frente a una contribución prácticamente despreciable de los medios de transporte. En cambio, en la maximización del VAN, donde los costos de transporte son tenidos en cuenta, resulta más conveniente una distribución en las provincias centrales del país para minimizar las distancias establecidas. Finalmente, un diseño centralizado en la provincia de Córdoba con parte de la producción instalada en Buenos Aires, resulta en una buena relación de compromiso entre los objetivos planteados.

Respecto al análisis de sensibilidad, se observa una gran influencia del aumento del costo del maíz y del gas natural, tornando el proyecto infactible económicamente en caso de un costo del maíz igual a 374 US\$/tn. Dado que las soluciones obtenidas relativas a cambios en el costo del rastrojo no presentaron diferencias significativas, la selección de la tecnología T2 se debe fundamentalmente a los beneficios económicos de la venta de electricidad. En cuanto a los costos de inversión, se observó que la gran influencia en el sistema se debe a los requeridos para almacenamiento y producción y no para el establecimiento del transporte.

Respecto al aumento de la demanda debido a un futuro uso de autos "flex-fuel" con mezclas etanol/nafta E85 y E95, se puede observar una disminución en el VAN manteniendo igual horizonte de tiempo y precio del etanol, siendo inviable sin disponibilidad del sistema ferroviario en todo el país. Esto se debe principalmente a que son necesarias 59 plantas de etanol para satisfacer la demanda establecida (en lugar de 6) con pocos periodos de tiempo para amortizar la inversión. No obstante, en caso de que se duplique el precio del etanol, el VAN resulta de un orden de magnitud mayor al caso de referencia para una demanda correspondiente a mezcla etanol/nafta E85 y un sistema de transporte igual al caso de referencia (escenario E3). Es necesario aclarar que el porcentaje necesario de la

producción total del maíz para satisfacer la demanda de mezclas etanol/nafta E95 alcanzaría el 80%. No obstante, además del etanol se produce paralelamente maíz destinado para forraje en una proporción igual al 34% de la producción de maíz. Si bien este porcentaje sobrepasa al mercado nacional, puede o aumentarse ese porcentaje o exportarse como forraje. En este contexto, el mercado de la exportación disminuye (60 vs 20%), teniendo que considerar un reemplazo de los usos de ese maíz para evitar usos indirectos del suelo.

Finalmente, el estudio detallado de la variación de costos de inversión debido al cambio de escala dio como resultado que la mínima capacidad de producción para un emprendimiento factible que contemple toda la cadena de suministro corresponde a 30 millones de litros anuales. Además, para escalas mayores a 100 millones de litros anuales, el VAN se estabiliza, permitiendo una descentralización de la producción.

En cuanto a los impactos ambientales, los valores en las categorías de impacto relevantes por litro de etanol producido fueron mayores que los resultantes en el caso en que la tecnología T2 estaba disponible, particularmente para las categorías Tox-H y CC, debido principalmente a la tecnología convencional aplicada. Este resultado debe tenerse en cuenta, principalmente para el caso de la categoría CC, ya que la atenuación del cambio climático es uno de los principales objetivos del uso de los biocombustibles.

En el caso de precios diferenciados para pequeña y mediana escala (un 25% mayor respecto al de la gran escala), el VAN de la capacidad de producción de 15 millones de litros anuales es apenas 14% menor al de las capacidades mayores, mientras que la correspondiente a 50 millones de litros anuales sobrepasa al de mayor capacidad en un 200%. De esta forma, es posible incentivar a las pequeñas y medianas empresas para lograr una sustentabilidad ambiental y económica.

7.3 TRABAJOS PUBLICADOS CON RESULTADOS DE LA TESIS

Revistas científicas

- 2014 Pieragostini, C., Aguirre, P.; Mussati, M.C., Life cycle assessment of corn-based ethanol production in Argentina, *Science of the Total Environment*. Vol. 472, pp 212-225. Diciembre 2013. ISSN: 0048-9697. Editorial: Elsevier Ltd. (The Netherlands). <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.012>.
- 2011 Pieragostini, C., Mussati, M.C., Aguirre, P., On Process Optimization, considering LCA Methodology, *Journal of Environmental Management*. Vol. 96, No. 1, pp 43-54.

Noviembre 2011. ISSN: 0301-4797. Editorial: Elsevier Ltd. (The Netherlands).
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.014>.

Congresos

- 2013 Pieragostini, C., Aguirre, P.; Mussati, M.C., Life cycle assessment of corn-based ethanol via dry milling in Province of Santa Fe, Argentina. 5ta Conferencia Internacional sobre Análisis de Ciclo de Vida (CILCA), Mendoza, Argentina.
- 2013 Pieragostini, C., Aguirre, P.; Mussati, M.C., Integración de ACV y técnicas de optimización. Caso de estudio: Bioetanol a partir de maíz. Taller de Posgrado / Doctoral Workshop (CILCA), Mendoza, Argentina.
- 2012 Pieragostini, C.; Aguirre, P.; Mussati, M.C. LCA of corn-based ethanol production. Influence of corn stover use to supply heat and power, IV Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC) Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- 2012 Pieragostini, C., Mussati, M.C., Aguirre, P. LCA-based comparison of maize farming techniques for ethanol production in Argentina, Proceedings of the International Conference on Sustainable Energy & Environmental Protection (SEEP2012), Dublin, Ireland. (aceptado)
- 2012 Pieragostini, C., Mussati, M.C., Aguirre, P. Life cycle assessment of maize based ethanol production in Argentina. A sensitivity analysis, Proceedings of the International Conference on Sustainable Energy & Environmental Protection (SEEP2012), Dublin, Ireland. (aceptado)
- 2011 Pieragostini, C., Mussati, M.C., Aguirre, P., Análisis del Ciclo de Vida y optimización del Sistema Bioetanol – celdas de combustible, 4° Congreso Nacional y 3° Iberoamericano sobre Hidrógeno y Fuentes Sustentables De Energía (HYFUSEN), Mar del Plata, Argentina.
- 2010 Pieragostini, C., Mussati, M.C., Aguirre, P., Review on Process Optimization considering LCA Methodology, 2nd International Conference on Engineering Optimization (EngOpt), Lisboa, Portugal.

Transferencia de Tecnología

- 2013 Participación en el Convenio CONICET - Secretaría de Energía de la República Argentina en el estudio para la obtención del precio del bioetanol a partir de maíz.

7.4 TRABAJOS FUTUROS

A continuación se resumen algunos aspectos interesantes y motivadores para futuras investigaciones.

En cuanto al análisis de ciclo de vida, se debería realizar un análisis de incertidumbre de los resultados obtenidos en los Capítulos 3 y 4 aplicando, por ejemplo, el Método de Monte Carlo. Además, se debería mejorar el inventario de producción correspondiente a la nafta con datos más representativos del contexto argentino. Se podría comparar los resultados obtenidos en esta tesis con los que se obtendrían utilizando la nueva base de datos de Ecoinvent, la cual permite una modelación más detallada y completa. Es de interés comparar el ACV de etanol a partir de maíz con respecto a otros cultivos, como sorgo, o de residuos lignocelulósicos para identificar los puntos críticos de cada uno.

En relación al uso indirecto del suelo, si bien no está disponible una metodología estándar para su evaluación, es necesario su análisis ya que el suelo que era utilizado para alimento u otros usos se destina a propósitos energéticos. Una alternativa consistiría en calcular las áreas cultivables disponibles en el país, evaluar los cultivos existentes y analizar distintos escenarios según los cultivos desplazados por el maíz. Para ello se podrían utilizar sistemas de información geográfica (SIG). También se podría implementar el ACV que contemple aspectos sociales y el método ExterneProject en un intento de contabilizar las externalidades ambientales. Este último podría facilitar la integración de la metodología ACV con la optimización de procesos obteniendo una única función objetivo a optimizar.

Otra variante en la integración de la metodología ACV con la optimización de procesos puede ser la implementación de una función objetivo que contemple relaciones útiles entre soluciones ambientales y económicas para obtener “costos ambientales” como se propuso en el Capítulo 1 (Sección 1.2).

Se podría incorporar más detalle al modelo de optimización considerando, por ejemplo, restricciones de disponibilidad de gas natural, gastos nacionales para la recuperación y adecuación del sistema ferroviario, estacionalidad o épocas de siembra y cosecha del grano que pueden afectar su precio y almacenamiento. En el estudio de la rentabilidad de las plantas de etanol según sus capacidades de producción, se podrían incorporar las dos tecnologías alternativas con cogeneración. La inclusión en el modelo matemático actual de tecnologías de producción de etanol a partir de caña de azúcar, sorgo y residuos lignocelulósicos sería de gran interés estratégico ya que se dispondría de una red completa que incluye fuentes diversas disponibles en diferentes provincias o zonas geográficas del país.

ANEXO

Tabla A-1: Valores de todas las categorías de impacto para la minimización de cada una de ellas.

	Min CC	Min OD	Min Tox-H	Min PO	Min Part	Min IR	Min TA	Min EA	Min EM	Min Eco-T	Min Eco-A	Min Eco-M	Min Uso-SA	Min Uso urb	Min TS	Min CA	Min DM	Min CF
Cambio climático	4,06E+08	6,40E+08	1,00E+09	6,88E+08	1,00E+09	1,00E+09	1,00E+09	6,69E+08	2,94E+09	6,69E+08	6,69E+08	6,69E+08	1,94E+09	1,98E+09	4,24E+08	6,69E+08	7,06E+08	4,06E+08
Disminución ozono	-1,05E+02	-1,54E+02	3,44E+02	2,26E+02	3,44E+02	3,44E+02	3,44E+02	2,28E+02	3,46E+02	2,28E+02	2,28E+02	2,28E+02	2,28E+02	2,34E+02	-1,07E+02	2,28E+02	2,34E+02	-1,05E+02
Toxicidad humana	3,93E+07	7,06E+07	-2,83E+08	-1,82E+08	-2,83E+08	-2,83E+08	-2,83E+08	-1,86E+08	1,74E+08	-1,86E+08	-1,86E+08	-1,86E+08	1,15E+08	1,15E+08	4,39E+07	-1,86E+08	-1,86E+08	3,93E+07
Oxidantes fotoquímicos	2,79E+06	3,82E+06	3,84E+06	2,52E+06	3,84E+06	3,84E+06	3,84E+06	2,60E+06	7,04E+06	2,60E+06	2,60E+06	2,60E+06	4,69E+06	4,90E+06	2,71E+06	2,60E+06	2,81E+06	2,79E+06
Material particulado	1,07E+06	1,65E+06	-3,62E+05	-1,88E+05	-3,62E+05	-3,62E+05	-3,62E+05	-2,22E+05	2,79E+06	-2,22E+05	-2,22E+05	-2,22E+05	1,85E+06	1,90E+06	1,10E+06	-2,22E+05	-1,71E+05	1,07E+06
Radiación ionizante	7,72E+07	1,14E+08	-5,08E+07	-3,18E+07	-5,08E+07	-5,08E+07	-5,08E+07	-3,30E+07	1,60E+08	-3,29E+07	-3,29E+07	-3,29E+07	1,06E+08	1,06E+08	7,84E+07	-3,29E+07	-3,31E+07	7,72E+07
Acidificación tierra	3,91E+06	6,38E+06	-3,41E+06	-1,97E+06	-3,41E+06	-3,41E+06	-3,41E+06	-2,21E+06	1,05E+07	-2,21E+06	-2,21E+06	-2,21E+06	6,91E+06	7,06E+06	4,14E+06	-2,21E+06	-2,06E+06	3,91E+06
Eutrofización agua dulce	6,50E+05	1,12E+06	8,98E+05	6,45E+05	8,98E+05	8,98E+05	8,98E+05	5,94E+05	9,43E+05	5,94E+05	5,94E+05	5,94E+05	6,20E+05	6,25E+05	6,99E+05	5,94E+05	5,99E+05	6,50E+05
Eutrofización mar	-9,30E+05	-7,65E+05	-1,81E+06	-9,97E+05	-1,81E+06	-1,81E+06	-1,81E+06	-1,19E+06	-2,19E+06	-1,20E+06	-1,20E+06	-1,20E+06	-1,44E+06	-1,41E+06	-7,40E+05	-1,20E+06	-1,17E+06	-9,30E+05
Ecotoxicidad tierra	1,66E+07	2,84E+07	2,49E+07	1,87E+07	2,49E+07	2,49E+07	2,49E+07	1,65E+07	2,53E+07	1,64E+07	1,64E+07	1,64E+07	1,66E+07	1,68E+07	1,88E+07	1,64E+07	1,67E+07	1,66E+07
Ecotoxicidad agua	4,79E+07	8,23E+07	5,79E+07	4,29E+07	5,79E+07	5,79E+07	5,79E+07	3,83E+07	7,19E+07	3,83E+07	3,83E+07	3,83E+07	4,73E+07	4,77E+07	5,22E+07	3,83E+07	3,87E+07	4,79E+07
Ecotoxicidad mar	6,43E+06	1,06E+07	4,15E+06	3,28E+06	4,15E+06	4,15E+06	4,15E+06	2,76E+06	1,13E+07	2,76E+06	2,76E+06	2,76E+06	7,42E+06	7,49E+06	6,93E+06	2,76E+06	2,83E+06	6,43E+06
Uso del suelo	2,96E+09	4,41E+09	4,47E+09	3,06E+09	4,47E+09	4,47E+09	4,47E+09	2,96E+09	4,49E+09	2,95E+09	2,95E+09	2,95E+09	2,95E+09	2,96E+09	3,06E+09	2,95E+09	2,96E+09	2,96E+09
Uso urbano	6,11E+07	8,65E+07	9,02E+07	5,95E+07	9,02E+07	9,02E+07	9,02E+07	5,97E+07	9,05E+07	5,97E+07	5,97E+07	5,97E+07	5,96E+07	5,87E+07	6,09E+07	5,97E+07	5,88E+07	6,11E+07
Transformación suelo	2,00E+05	2,77E+05	3,88E+05	2,55E+05	3,88E+05	3,88E+05	3,88E+05	2,59E+05	6,38E+05	2,59E+05	2,59E+05	2,59E+05	4,22E+05	4,31E+05	1,96E+05	2,59E+05	2,68E+05	2,00E+05
Consumo agua	2,05E+07	3,15E+07	2,99E+07	2,07E+07	2,99E+07	2,99E+07	2,99E+07	1,98E+07	3,15E+07	1,98E+07	1,98E+07	1,98E+07	2,08E+07	2,08E+07	2,14E+07	1,98E+07	1,98E+07	2,05E+07
Disminución metales	3,79E+07	5,44E+07	4,73E+07	3,11E+07	4,73E+07	4,73E+07	4,73E+07	3,16E+07	5,44E+07	3,16E+07	3,16E+07	3,16E+07	3,61E+07	3,43E+07	3,74E+07	3,16E+07	2,98E+07	3,79E+07
Disminución comb. Fósiles	1,57E+08	2,28E+08	4,00E+08	2,68E+08	4,00E+08	4,00E+08	4,00E+08	2,66E+08	1,13E+09	2,67E+08	2,67E+08	2,67E+08	7,45E+08	7,58E+08	1,59E+08	2,67E+08	2,80E+08	1,57E+08

Tabla A-2: matriz resultante de las relaciones entre las categorías y el VAN

	VAN ₀ -VAN ⁰	CC	OD	Tox-H	OP	Part	IR	TA	EA	EM	Eco-T	Eco-A	Eco-M	Uso urb	Uso urbano	TS	CA	DM	CF
Cambio climático	110	9,33E+08	5,20E+02	-2,62E+08	1,97E+06	-6,62E+05	-1,01E+08	-3,57E+06	7,50E+05	9,85E+05	2,82E+07	5,25E+07	2,87E+06	3,91E+09	3,45E+07	2,23E+05	1,69E+07	2,26E+07	2,99E+08
Disminución ozono	148	6,99E+08	5,68E+02	-2,94E+08	9,37E+05	-1,24E+06	-1,38E+08	-6,04E+06	2,81E+05	8,21E+05	1,64E+07	1,80E+07	-1,33E+06	2,46E+09	9,02E+06	1,46E+05	5,94E+06	6,08E+06	2,28E+08
Toxicidad humana	190	3,35E+08	7,04E+01	6,05E+07	9,21E+05	7,70E+05	2,72E+07	3,75E+06	5,01E+05	1,87E+06	2,00E+07	4,24E+07	5,15E+06	2,40E+09	5,31E+06	3,41E+04	7,55E+06	1,32E+07	5,56E+07
Oxidantes fotoquímicos	137	6,52E+08	1,89E+02	-4,12E+07	2,24E+06	5,96E+05	8,18E+06	2,31E+06	7,54E+05	1,05E+06	2,61E+07	5,75E+07	6,03E+06	3,81E+09	3,60E+07	1,68E+05	1,68E+07	2,94E+07	1,88E+08
Material particulado	190	3,35E+08	7,05E+01	6,05E+07	9,23E+05	7,70E+05	2,72E+07	3,75E+06	5,01E+05	1,87E+06	2,00E+07	4,25E+07	5,15E+06	2,40E+09	5,33E+06	3,42E+04	7,56E+06	1,32E+07	5,57E+07
Radiación ionizante	190	3,35E+08	7,04E+01	6,05E+07	9,21E+05	7,70E+05	2,72E+07	3,75E+06	5,01E+05	1,87E+06	2,00E+07	4,24E+07	5,15E+06	2,40E+09	5,31E+06	3,41E+04	7,55E+06	1,32E+07	5,56E+07
Acidificación tierra	190	3,35E+08	7,04E+01	6,05E+07	9,21E+05	7,70E+05	2,72E+07	3,75E+06	5,01E+05	1,87E+06	2,00E+07	4,24E+07	5,15E+06	2,40E+09	5,31E+06	3,41E+04	7,55E+06	1,32E+07	5,56E+07
Eutrofización agua dulce	134	6,70E+08	1,87E+02	-3,65E+07	2,16E+06	6,29E+05	9,33E+06	2,55E+06	8,05E+05	1,25E+06	2,84E+07	6,21E+07	6,54E+06	3,91E+09	3,58E+07	1,64E+05	1,77E+07	2,89E+07	1,89E+08
Eutrofización mar	114	-1,60E+09	6,86E+01	-3,97E+08	-2,28E+06	-2,38E+06	-1,84E+08	-1,01E+07	4,56E+05	2,25E+06	1,96E+07	2,85E+07	-1,96E+06	2,37E+09	5,06E+06	-2,15E+05	5,91E+06	6,14E+06	-6,74E+08
Ecotoxicidad tierra	137	6,70E+08	1,87E+02	-3,65E+07	2,16E+06	6,30E+05	9,27E+06	2,55E+06	8,05E+05	1,25E+06	2,84E+07	6,21E+07	6,54E+06	3,91E+09	3,58E+07	1,64E+05	1,77E+07	2,89E+07	1,89E+08
Ecotoxicidad agua	137	6,70E+08	1,87E+02	-3,65E+07	2,16E+06	6,30E+05	9,27E+06	2,55E+06	8,05E+05	1,25E+06	2,84E+07	6,21E+07	6,54E+06	3,91E+09	3,58E+07	1,64E+05	1,77E+07	2,89E+07	1,89E+08
Ecotoxicidad mar	137	6,70E+08	1,87E+02	-3,65E+07	2,16E+06	6,30E+05	9,27E+06	2,55E+06	8,05E+05	1,25E+06	2,84E+07	6,21E+07	6,54E+06	3,91E+09	3,58E+07	1,64E+05	1,77E+07	2,89E+07	1,89E+08
Uso del suelo agrícola	86	-6,00E+08	1,87E+02	-3,38E+08	6,68E+04	-1,44E+06	-1,30E+08	-6,57E+06	7,79E+05	1,50E+06	2,82E+07	5,31E+07	1,88E+06	3,91E+09	3,60E+07	9,00E+02	1,67E+07	2,44E+07	-2,89E+08
Uso suelo urbano	54	-6,37E+08	1,80E+02	-3,38E+08	-1,41E+05	-1,49E+06	-1,29E+08	-6,72E+06	7,74E+05	1,47E+06	2,80E+07	5,26E+07	1,81E+06	3,90E+09	3,68E+07	-8,34E+03	1,66E+07	2,63E+07	-3,02E+08
Transformación suelo	112	9,15E+08	5,22E+02	-2,67E+08	2,05E+06	-6,96E+05	-1,02E+08	-3,80E+06	7,01E+05	7,96E+05	2,60E+07	4,81E+07	2,37E+06	3,81E+09	3,46E+07	2,26E+05	1,60E+07	2,31E+07	2,97E+08
Consumo agua	137	6,70E+08	1,87E+02	-3,65E+07	2,16E+06	6,30E+05	9,27E+06	2,55E+06	8,05E+05	1,25E+06	2,84E+07	6,21E+07	6,54E+06	3,91E+09	3,58E+07	1,64E+05	1,77E+07	2,89E+07	1,89E+08
Disminución metales	105	6,33E+08	1,80E+02	-3,67E+07	1,95E+06	5,79E+05	9,52E+06	2,40E+06	8,01E+05	1,22E+06	2,82E+07	6,16E+07	6,47E+06	3,90E+09	3,67E+07	1,54E+05	1,76E+07	3,07E+07	1,76E+08
Disminución comb. Fósiles	110	9,33E+08	5,20E+02	-2,62E+08	1,97E+06	-6,62E+05	-1,01E+08	-3,57E+06	7,50E+05	9,85E+05	2,82E+07	5,25E+07	2,87E+06	3,91E+09	3,45E+07	2,23E+05	1,69E+07	2,26E+07	2,99E+08