

Retos de la industria cloro-álcali desde una perspectiva de ciclo de vida

Challenges of the chlor-alkali industry under a life cycle approach



Directores:

Prof. Dr. Ángel Irabien Gulías

Dr. Rubén Aldaco García

Raquel Onandía de Dios

Torrelavega, febrero de 2016



Universidad de Cantabria
Escuela Politécnica de Ingeniería de Minas y Energía
Departamento de Ingenierías Química y Biomolecular

**Retos de la industria cloro-álcali desde una
perspectiva de ciclo de vida**

**Challenges of the chlor-alkali industry under a life cycle
approach**

**Memoria de Tesis Doctoral presentada para optar al título de Doctora
por la Universidad de Cantabria, Doctorado en Ingeniería Química y de
Procesos**

Programa de Doctorado en Ingeniería Química y de Procesos (P.O.P en Ingeniería
Química y de Procesos, BOE núm. 165, de 9 de julio de 2008. RUCT: 4000530) con
Mención hacia la Excelencia (BOE núm. 253, de 20 de Octubre de 2011.
Referencia: MEE2011-0031)

Raquel Onandía de Dios

Directores de Tesis

Prof. Dr. Ángel Irabien Gulías
Dr. Rubén Aldaco García

Torrelavega, febrero de 2016

“Sustainable development is not the place where you are going. It is how you make the journey. So you must be explicit about the time period involved”

Dennis Meadows



Agradecimientos

En primer lugar me gustaría agradecer la labor de mis directores de tesis, el Prof. Dr. Ángel Irabien y el Dr. Rubén Aldaco. Recuerdo gratamente cuando tras acabar los estudios de Ingeniería Química, comencé mi etapa profesional como investigadora en el grupo del Profesor Irabien. Esta oportunidad, aunque tras año y medio decidiera dirigir mi carrera profesional al área industrial, me dejó una profunda huella, y un interés y deseo de finalizar mis estudios de doctorado. Durante estos años, desde aquel primer contacto, siempre he contado con su apoyo, orientación y ayuda para la realización de esta tesis. A esto debo añadir, que además, soy afortunada de contar con la amistad del Dr. Rubén Aldaco desde hace 20 años, con quien compartí los estudios de ingeniería química y a partir de ahí, multitud de experiencias y momentos. Gracias por tu amistad y valiosos consejos.

Así mismo quiero expresar mi agradecimiento a la Dra. María Margallo por su valiosa, imprescindible y generosa ayuda en la realización del análisis de sostenibilidad ambiental.

Gracias a mi familia. Siempre ahí. A mi madre, nuestra fuente de espíritu de superación en lo personal y profesional.

Gracias a mis amigos. Soy afortunada de tenerlos. Gracias por haber soportado mis ausencias durante la realización de este trabajo y por vuestra comprensión en todo momento.



Contenidos

RESUMEN	i
ABREVIATURAS Y GLOSARIO	v
CAPÍTULO 1. PRESENTE Y FUTURO DE LA INDUSTRIA CLORO-ÁLCALI.	1
1.1 LA INDUSTRIA CLORO-ÁLCALI DESDE UNA PERSPECTIVA SOCIOECONÓMICA	3
1.1.1 Visión global de la industria cloro-álcali.....	3
1.1.2 La industria cloro-álcali en Europa.....	5
1.1.3 Marco legal.....	11
1.2 ESTADO DEL ARTE DE LA INDUSTRIA CLORO-ÁLCALI.....	17
1.2.1 Proceso cloro-álcali: Principios y etapas principales.....	17
1.2.2 Tecnologías emergentes.....	28
1.3 INTENSIFICACIÓN SOSTENIBLE DE LA INDUSTRIA CLORO-ÁLCALI.....	33
1.3.1 Intensificación sostenible de los procesos químicos	33
1.3.2 La industria cloro-álcali desde una perspectiva de ciclo de vida.....	34
1.3.3 La industria cloro-álcali y el reto energético.....	37
1.4 ALCANCE Y OBJETIVO DE LA TESIS.....	41
1.5 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 1.....	43
CAPÍTULO 2. SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL DE LA PRODUCCIÓN DE CLORO	49
2.1 MODELO DE CICLO DE VIDA DEL PROCESO CLORO-ALCALI.....	51
2.1.1 Objetivo y alcance del modelo.....	51
2.1.2 Definición de límites del sistema.....	52
2.1.3 Unidad Funcional.....	55
2.1.4 Reglas de asignación de cargas ambientales.....	56
2.1.5 Inventario de ciclo de vida.....	60
2.1.6 Descripción del modelo de producción de cloro.....	62
2.2 ANALISIS DE SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL DEL PROCESO CLORO-ÁLCALI.....	81

2.2.1 Descripción de la metodología de análisis de impactos ambientales.....	85
2.2.2 Descripción de escenarios.....	90
2.2.3 Inventario de ciclo de vida.....	94
2.2.4 Evaluación de impacto de tecnologías implantadas a nivel industrial.....	94
2.2.5 Evaluación de impacto de la MTD y las tecnologías emergentes....	108
2.2.6 Análisis de sensibilidad: valorización del hidrógeno y densidad de corriente.....	117
2.2.7 Análisis de sensibilidad frente al método de asignación.....	120
2.3 ANÁLISIS CUALITATIVO DE LAS REPERCUSIONES ECONÓMICAS Y SOCIALES DE LA PRODUCCIÓN DE CLORO	123
2.4 DISCUSIÓN DE RESULTADOS DEL CAPÍTULO 2.....	125
2.5 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 2.....	129
CAPITULO 3. SOSTENIBILIDAD ENERGÉTICA DE LA PRODUCCIÓN DE CLORO.....	137
3.1 INDUSTRIAS INTENSIVAS EN ENERGIA.....	139
3.1.1 Industrias intensivas en energía: sector cloro-álcali.....	139
3.1.2 Análisis de precios europeos de la energía.....	144
3.1.3 Interacción entre políticas ambientales, climáticas y energéticas...	152
3.2 ANALISIS DE SOSTENIBILIDAD ENERGÉTICA DEL PROCESO CLORO-ÁLCALI.....	161
3.2.1 Descripción de la metodología de Evaluación de la Sostenibilidad Energética, ESE.....	167
3.2.2 Descripción de escenarios.....	179
3.2.3 Evaluación de impactos económico-energético de las tecnologías implantadas a escala industrial y la tecnología emergente en Europa.....	180
3.2.4 Análisis de sensibilidad de la sostenibilidad económico-energética frente a la compensación por costes indirectos del RCDE.....	184
3.2.5 Análisis de sensibilidad frente al precio de los derechos de emisión de CO ₂ (DEUE)	185
3.3 DISCUSIÓN DE RESULTADOS DEL CAPÍTULO 3.....	189
3.4 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 3.....	193

CAPITULO 4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS.....	199
4.1 CONCLUSIONES	201
4.2 PERSPECTIVAS.....	205
ANEXO. TRANSFERENCIA DE CONOCIMIENTO.....	207

Listado de Figuras

Figura 1.1 Distribución de capacidad instalada de producción de cloro en Europa	6
Figura 1.2 Evolución de la producción europea anual de cloro	7
Figura 1.3 Distribución de las tecnologías cloro-álcali en la UE-27 y los países de la AELC	8
Figura 1.4 Distribución de los principales procesos consumidores de cloro en Europa	9
Figura 1.5 Distribución de los principales procesos consumidores de sosa cáustica en Europa	10
Figura 1.6 Marco legal europeo del proceso cloro-álcali.	15
Figura 1.7 Esquema de bloques del proceso cloro-álcali de las tres tecnologías principales.	20
Figura 1.8 Esquemas de funcionamiento: a) celda de mercurio, b) celda de diafragma, c) celda de membrana	24
Figura 1.9 Distribución de los diferentes tipos de sal empleadas como materia prima en el sector cloro-álcali europeo.....	27
Figura 1.10 Comparación de la electrólisis cloro-álcali convencional y la de cátodo despolarizado de oxígeno	30
Figura 2.1 Límites del sistema de la cuna a la puerta del cloro en su uso en el PVC.	52
Figura 2.2 Diagrama de flujo del proceso cloro-álcali.....	59
Figura 2.3 Modelo de asignación para el estudio del sistema $\text{Cl}_2\text{-NaOH-H}_2$ aplicado en este estudio en la asignación económica.....	60
Figura 2.4 Diagrama de entradas y salidas del subsistema 1: Producción de sal.....	63
Figura 2.5 Diagrama de entradas y salidas del subsistema 2: Preparación y tratamiento de la salmuera.	72
Figura 2.6 Diagrama de entradas y salidas del subsistema 3: Tecnologías.....	75
Figura 2.7 Evolución del consumo específico eléctrico de las diferentes tecnologías con la densidad de corriente.....	76

Figura 2.8 Diagrama de entradas y salidas del subsistema 4: Tratamiento de productos.	78
Figura 2.9 Metodología de análisis de ciclo de vida.	83
Figura 2.10 Clasificación de categorías de impacto en puntos medios y puntos finales.	84
Figura 2.11 Metodología EICV basada en los recursos naturales y en las cargas ambientales	88
Figura 2.12 Descripción del sistema de la cuna a la tumba del proceso productivo de cloro.	91
Figura 2.13 Diagrama de bloques del análisis de ciclo de vida mediante metodología ESA del producción de cloro.	100
Figura 2.14 Comparación e las variables adimensionales SRN de los escenarios estudiados: E_1 , E_2 , E_3 y E_4	102
Figura 2.15 Comparación e las variables adimensionales SRN y SCA de los escenarios estudiados: E_1 , E_2 , E_3 y E_4	110
Figura 2.16 Comparación e las variables adimensionales SRN de los escenarios estudiados: E_2 , E_3 y E_5	113
Figura 2.17 Comparación de las variables adimensionales SRN y SCA de los escenarios estudiados: E_2 , E_3 y E_5	116
Figura 2.18 Comparación de las variables adimensionales SRN y SCA de los escenarios estudiados: E_3 , $E_{3(\text{sin recup H}_2)}$, E_5 y $E_{5(\text{sin H}_2)}$	117
Figura 2.19 Comparación de las variables adimensionales SRN y SCA de los escenarios estudiados: E_3 , E_3 : Energía Elec., E_3 : Combustible Y E_3 Sin valorización.....	118
Figura 2.20 Comparación de las variables adimensionales SRN y SCA de los escenarios estudiados: E_3 : 4 KA/m ² , E_3 : 5 KA/m ² , Y E_3 : 6 KA/m ²	120
Figura 3.1 Evolución de la producción de químicos (índice de producción basado en precios de energía constantes), consumo energético e intensidad energética	140
Figura 3.2 Distribución de las emisiones de gases de efecto invernadero del sector químico europeo, expresado en t CO ₂ equivalentes.....	142
Figura 3.3 Evolución del consumo energético del sector cloro álcali, tomando como referencia el valor de 2.011.....	143
Figura 3.4 Representación de los principales elementos que componen el precio final de la energía.....	145
Figura 3.5 Precios de energía eléctrica de 2.014 ara los países de la EU. Impuestos y gravámenes están excluidos.....	148
Figura 3.6 Evolución de precios de energía eléctrica en la UE.....	149
Figura 3.7 Evolución del precio de la electricidad en la UE y en E.E.U.U para consumidores industriales.....	150
Figura 3.8 Estructura de los principales costes variables de la producción de DCE.....	165

Figura 3.9 Metodología de Evaluación de la Sostenibilidad Energética del sector cloro-álcali europeo (ESE).....	167
Figura 3.10 Evolución del índice Platts GCI y del brennt en los últimos años...	173
Figura 3.11 Comparación del índice ESE de los escenarios E_1 , E_2 , E_3 , E_4 y E_5	181
Figura 3.12 Comparación del índice ESE de los escenarios E_1 , E_2 , E_3 , E_4 y E_5 de distinción de precios en función de las calidades de sal.....	182
Figura 3.13 Comparación del índice ESE de los escenarios E_1 , E_2 , E_3 , E_4 y E_5 bajo la hipótesis de una intensificación energética en los escenarios de tecnología de diafragma.	184
Figura 3.14 Evaluación del índice ESE para el escenario E_2 en función del porcentaje de compensación de los costes indirectos del RCDE.....	185
Figura 3.15 Efecto del incremento del precio de la electricidad debido a los costes de emisión de CO_2 en las industrias cloro-álcali.	186
Figura 3.16 Efecto del incremento del precio de la electricidad debido a los costes de emisión de CO_2 en función de la tecnología electrolítica.....	187
Figura 3.17 Sensibilidad del índice ESE frente al precio de los derechos de emisión (DEUE).....	188

Listado de Tablas

Tabla 1.1 Capacidad instalada de producción de cloro en España	8
Tabla 1.2 Condiciones de operación y consume eléctrico de las electrolisis cloro-álcali en los países UE-27 y EFTA.....	18
Tabla 1.3 Ventajas y desventajas de las tecnologías electrolíticas.....	25
Tabla 1.4 Configuraciones típicas de electrolizadores de membrana monopolar y bipolar.....	26
Tabla 1.5 Intensidad energética de varios sectores industriales.....	38
Tabla 2.1 Precios medios del mercado europeo usados para la asignación económica (€/t)	58
Tabla 2.2 Factores de asignación para el estudio del sistema Cl_2 -NaOH- H_2	60
Tabla 2.3 Fuentes de datos, alcance temporal y representación geográfica del ICV para el subsistema1: Producción de sal.....	64
Tabla 2.4 Fuentes de datos, alcance temporal y representación geográfica del ICV del subsistema 2: Preparación de salmuera.....	66
Tabla 2.5 Fuentes de datos, alcance temporal y representación geográfica del ICV del subsistema 3: Tecnologías.	68
Tabla 2.6 Fuentes de datos, alcance temporal y representación geográfica del ICV del subsistema 4: Tratamiento de productos.....	69
Tabla 2.7. Expresiones para el cálculo de la presión de sondeo.....	70

Tabla 2.8. Composición característica de los productos en función de la tecnología cloro-álcali.....	79
Tabla 2.9 Revisión de los métodos de EICV	86
Tabla 2.10. Valores umbral de la normativa E-PRTR para la normalización y nº de sustancias incluidas en cada categoría de impacto.....	89
Tabla 2.11 Características principales de los escenarios cloro-álcali de estudio.	92
Tabla 2.12 ICV para los escenarios de seleccionados. Subsistema 1: Producción de Sal	95
Tabla 2.13 ICV para los escenarios de seleccionados. Subsistema 2: Preparación de salmuera.	96
Tabla 2.14 ICV para los escenarios de seleccionados. Subsistema 3:Tecnologías	97
Tabla 2.15 ICV para los escenarios de seleccionados. Subsistema 4:Tratamiento de productos	98
Tabla 2.16 Comparación de las variables adimensionales SRN para los escenarios seleccionados y la referencia europea considerada.....	101
Tabla 2.17 Cargas ambientales de los procesos cloro-álcali E ₁ , E ₂ , E ₃ , y E ₄	106
Tabla 2.18 Cargas evitadas de los escenarios E ₁ , E ₂ , E ₃ , and E ₄	104
Tabla 2.19 Indicadores USETox de los escenarios E ₁ , E ₂ , E ₃ , and E ₄	107
Tabla 2.20 Resultados normalizados de los procesos cloro-álcali y valores umbral de la normativa E-PRTR para los escenarios E ₁ , E ₂ , E ₃ , and E ₄	109
Tabla 2.21 Comparación de las variables adimensionales SRN para los escenarios E ₂ , E ₃ , and E ₅ , y la referencia europea considerada.....	111
Tabla 2.22 Cargas ambientales de los procesos cloro-álcali E ₂ , E ₃ , y E ₅	114
Tabla 2.23 Cargas ambientales normalizadas de los procesos cloro-álcali E ₂ , E ₃ , y E ₅	115
Tabla 2.24 Cargas ambientales de los escenarios cloro-álcali: Metodología de asignación másica.	121
Tabla 2.25 Cargas ambientales de los escenarios cloro-álcali: Metodología de asignación económica.	122
Tabla 2.26 Indicadores cuantitativos de sostenibilidad de Eurochlor.....	124
Tabla 3.1 Algunos parámetros clave para las industrias intensivas en energía en Europa	139
Tabla 3.2 Coste de la energía en % de valor de producción.....	141
Tabla 3.3 Necesidades de electricidad y valor del producto en varios sectores de la industria intensiva en energía	142
Tabla 3.4 Métodos de normalización.....	168
Tabla 3.5 Poderes caloríficos de hidrógeno y gas natural.....	175

Tabla 3.6 Valores de consumos y precios empleados en el cálculo de los factores de ponderación del ESE.....	178
Tabla 3.7 Inventario consumos específicos escenarios E_1 , E_2 , E_3 , E_4 y E_5	179
Tabla 3.8 Inventario de precios para la evaluación de los escenarios E_1 , E_2 , E_3 , E_4 y E_5	179
Tabla 3.9 Comparación de las variables adimensionales $X_{3,i}$ de los escenarios estudiados: E_1 , E_2 , E_3 , E_4 y E_5	180
Tabla 3.10 Inventario consumos específicos escenarios E_1 , E_2 , E_3 , E_4 y E_5 bajo la hipótesis de una intensificación energética para la tecnología de diafragma.	183
Tabla 3.11 Inventario de precios de los escenarios E_1 , E_2 , E_3 , E_4 y E_5 bajo la hipótesis de una intensificación energética en los escenarios de tecnología de diafragma.	183



Resumen

La industria cloro-álcali está integrada dentro de la industria química de materias primas básicas, participando el cloro y el hidróxido sódico en una amplia variedad de productos que se utilizan en la vida diaria. El crecimiento de la industria cloro-álcali se ha guiado principalmente por la demanda del mercado, las preocupaciones y limitaciones ambientales, además de por los precios de la energía. En un contexto global, es previsible que estos factores constituyan la base en la que apoyar su crecimiento.

La intensificación de la industria cloro-álcali pasa por una intensificación ambiental y económico-energética que permita mantener los niveles de producción y crecimiento actuales, muy especialmente en el marco europeo. Para ello, se plantea la necesidad de analizar mediante una perspectiva de ciclo de vida los retos ambientales, energéticos y tecnológicos a los que se enfrenta el sector cloro-álcali.

En esta tesis doctoral se aborda la intensificación ambiental de la industria cloro-álcali a través de la aplicación del análisis de ciclo de vida a toda la cadena de suministro. La aplicación del análisis de ciclo de vida permite aplicar el principio de prevención de la contaminación, reducir el consumo de materias primas y auxiliares, el uso de tecnologías para la producción de cloro que usan productos menos tóxicos y con menor riesgo de accidentes, la utilización de materias primas renovables, y el aprovechamiento de corrientes industriales de otros procesos teniendo en cuenta los principios de la ecología industrial y de la economía circular.

La competitividad de la industria cloro-álcali, como sector intensivo en energía, pasa además por una intensificación económico-energética, la cual se sustenta sobre el consumo y los precios de la energía. La gestión energética es estratégica para mantener la competitividad económica del sector. En este sentido, se desarrolla y aplica un modelo que permite la evaluación de la vulnerabilidad de la industria cloro-álcali al consumo y los precios de la energía, con el fin de asegurar una industria futura sostenible a

largo plazo.

En este marco fuertemente influenciado por los condicionantes ambientales, económicos y energéticos, esta tesis doctoral constituye una herramienta que permite un análisis objetivo y robusto que contribuye a la toma de decisiones en el sector cloro-álcali.

Bajo una perspectiva de ciclo de vida, el futuro de la industria cloro-álcali requiere una planificación estratégica en cuyo proceso de toma de decisiones debe intervenir el sector productivo, los poderes públicos y las organizaciones sociales. En el contexto europeo deberá intensificarse el apoyo a la investigación y al desarrollo en colaboración con la industria y los centros de conocimiento, liderando y acompañando el futuro de su industria.



Abstract

The chlor-alkali industry is integrated within the chemical industry participating chlorine and sodium hydroxide in a wide variety of products used in daily life. The growth of the chlor-alkali industry has been guided primarily by market demand, concerns and environmental constraints, and energy prices. In a global context, it is foreseeable that these factors form the basis on which supports their growth.

The intensification of the chlor-alkali industry is focused on the environmental and economic-energy intensified so as to maintain the current levels of production and growth, specifically in the European framework. According to this, it is necessary to analyze, through life cycle perspective, the environmental, energy and technological challenges of the chlor-alkali industry.

In this thesis, environmental intensification of chlor-alkali industry is addressed under the life cycle approach to the whole supply chain. The application of life cycle assessment allows the use of pollution prevention principles, the reduction of ancillary and raw materials, the use of production technologies, improving safety and applying less toxic products, to utilize renewable raw materials and to get advantage out of industrial streams from other processes, taking into account industrial ecology and circular economy principles.

Chlor-alkali industry competitiveness, as energy-intensive sector, carries out also an economic-energy intensification, which is supported on energy consumption and price. Energy management is strategic to maintain the economical competitiveness of the sector. In this respect, a model is developed and applied, which enables to evaluate the chlor-alkali industry vulnerability to the energy consumption and price, with the aim to assure a long-term future sustainability of the industry.

In this framework, strongly influenced by environmental, economical, and energy factors, this thesis represents a tool, that allows an objective and robust analysis, which contributes to the decision making on chlor-alkali industry.

Under a life cycle approach, the future of chlor-alkali industry requires a strategic plan in which decision-making process should participate the production sector, authorities and social organizations. In a European context, research and development may be reinforced, in collaboration with industry and Knowledge centres, playing a leading role and accompanying the industry future.



Abreviaturas y Glosario

ABREVIATURAS

AA	Acidificación atmosférica
AAc	Acidificación acuática
AAI	Autorización Ambiental Integrada
ACO	Agotamiento capa de ozono
ACV	Análisis de ciclo de vida
AELC	Asociación Europea de Libre Comercio
AIE	Agencia Internacional de Energía
ANE	Asociación Española de Productores de Cloro
APME	Asociación Europea de Fabricantes Plásticos
BREF	Documento de Referencia Mejores Técnicas Disponibles
CA	Carga Ambiental
CDO	Tecnología electrolítica de cátodos despolarizados de oxígeno
CE	Carga Evitada
CEFIC	Consejo Europeo de la Industria Química
CG	Calentamiento Global
DAP	Declaración Ambiental de Producto
DCE	Dicloroetano
DEE	Directiva sobre eficiencia energética

DEI	Directiva de Emisiones Industriales
DEUE	Derechos de emisión de la Unión Europea
DOA	Demanda de oxígeno acuática
EcoNM	Ecotoxicidad al medio acuático (otros)
EcoM	Ecotoxicidad al medio acuático (metales)
ECU	Unidad Electroquímica
EICV	Evaluación de impactos de ciclo de vida
E-PRTR	European Pollutant Release and Transfer Register
ESA	Evaluación de Sostenibilidad Ambiental
ESE	Evaluación de Sostenibilidad Económico Energética
EU	Eutrofización
Eurostat	Oficina de Estadística de la Comunidad Europea
FOF	Oxidación Fotoquímica
GCI	Platts Gas Contract Indicator
GCS	Gestión de la cadena de suministro
GEI	Gases de efecto invernadero
ICE	Indicador de impacto de consumo eléctrico
ICH	Indicador de valorización del hidrógeno
IChemE	Institution of Chemical Engineers
IPPC	Directiva de Prevención y Control Integrados de la Contaminación
ICS	Indicador de impacto del consumo de sal
ICT	Indicador de impacto de consumo térmico
LCT	Life cycle thinking
ICV	Inventario de ciclo de vida
MTD	Mejores Técnicas disponibles

MDL	Mecanismo de desarrollo limpio
PARCOM	Comisión de la Convención de París sobre la protección del medio ambiente marino del Atlántico Nordeste
PEP	Platts Pan-European Power Index
PIB	Producto Interior Bruto
PVC	Polivinilcloruro
RCDE	Régimen de comercio de emisiones de dióxido de carbono y otros gases invernadero
REACH	Registro, evaluación, autorización y restricción de sustancias químicas
RN	Recursos naturales
RP	Residuos Peligrosos
SCA	Sostenibilidad de Cargas Ambientales
SETAC	Sociedad de Toxicología y Química Ambiental
SRN	Sostenibilidad de recursos naturales
TWG	Grupo Técnico de Trabajo de la Oficina Europeas IPPC
VCM	Monómero de cloruro de vinilo

GLOSARIO

Asignación- distribución de flujos de entradas y salidas de un sistema de proceso o producto entre el sistema de producto en estudio y uno o más sistemas de producto.

Análisis de ciclo de vida (ACV) - compilación y evaluación de las entradas y salidas y los impactos potenciales ambientales de sistema del producto a largo de su ciclo de vida.

Análisis del inventario de ciclo de vida (ICV) – fase el análisis de ciclo de vida que consiste en la compilación y cuantificación de salidas y entradas para un producto, a lo largo de su ciclo de vida.

Carga Ambiental - El enfoque de carga ambiental (desarrollado por ICI) es un modo científico de cuantificar el funcionamiento ambiental. Este recurre a avances en las ciencias ambientales para estimar el potencial impacto medioambiental, y no simplemente declarar las cantidades de material emitidos.

Calidad de datos – calidad de los datos en relación a su capacidad para satisfacer la necesidades requeridas.

Ciclo de vida – etapas consecutivas e interrelacionadas del sistema de producto, desde la producción o adquisición de la materia prima hasta su deposición final.

Comercio de emisiones de GEI: El comercio de derechos de emisión es un instrumento de mercado, mediante el que se crea un incentivo o desincentivo económico que persigue un beneficio medioambiental: Que un conjunto de plantas industriales reduzcan colectivamente las emisiones de gases contaminantes a la atmósfera.

Co-producto – alguno de dos o más productos que proceden de la misma unidad de proceso o del mismo sistema de producto.

Derecho de emisión: Es el derecho a emitir, desde una instalación afectada por el régimen de comercio de emisiones de CO₂ y otros gases invernadero, una determinada cantidad de gases a la atmósfera. El derecho de emisión es transferible: se puede comprar o vender.

Entrada auxiliar - entrada de material que se emplea en el proceso de fabricación del el producto, pero que no forma parte del producto.

Entrada - producto, material o flujo de energía que entra en una unidad de proceso.

Evaluación de impactos de ciclo de vida (EICV) – fase de evaluación del ciclo de vida en la que el que las entrada y salidas recogidas en el inventario de ciclo de vida se transforman en indicadores de impacto relacionados con la salud humana, el medio ambiente y el agotamiento de recursos.

Euro Chlor – Asociación Europea de operadores de plantas cloro-álcali. Está compuesta por 37 miembros que representan el 97 % de la producción de cloro de la Unión Europea y de los países AELC. Euro Chlor es una división de CEFIC y miembro del Consejo Mundial de Cloro.

Flujo energético – entrada o salida de la unidad de proceso o del sistema de producto, cuantificado en unidades energéticas.

Flujo de Producto - productos entrando o saliendo en otro sistema de producto.

Límites del sistema – conjunto de criterios que especifican las unidades de proceso que son parte del sistema de producto.

Materia Prima – material primario o secundario que se usa para fabricar un producto.

Países de AELC – Asociación europea de libre comercio entre cuatro países que operan en paralelo y ligados a la Unión Europea (UE). Los miembros de AELC hoy son Islandia, Liechtenstein, Noruega, y Suiza.

Proceso – conjunto de actividades interrelacionadas o que interactúan que transforman entradas en salidas.

Producto - cualquier bien o servicio.

Regla de corte – especificación de la cantidad de un flujo de energía o materia que es considerada como de contribución mínima significativa a los resultados totales, para ser empleados como excluidos del estudio de un proceso o de un sistema de producto.

Responsible Care® – Compromiso con la ética de la gestión segura de los productos químicos y la excelencia en el desempeño de la industria química. Mejora la confianza y credibilidad del público en la dedicación de la industria por la gestión segura de los productos químicos durante su ciclo de vida, al tiempo que garantiza que la química contribuye a mejorar los estándares de vida, incrementando nuestra calidad de vida y protegiendo el ambiente.

Salida – flujo de producto, material o energía que sale del un proceso.

Sistema de producto – conjunto de unidades de proceso, que operan una o más funciones, y que modelan el ciclo de vida del producto.

UE-15 - Alemania, Austria, Bélgica, Dinamarca, España, Finlandia, Francia, Grecia, Irlanda, Italia, Luxemburgo, Países Bajos, Portugal, Reino Unido, y Suecia.

UE-27 - Bélgica, Bulgaria, Republica Checa, Dinamarca, Alemania, Estonia, Irlanda, Grecia, España, Francia, Italia, Chipre, Letonia, Lituania, Luxemburgo, Hungría, Malta, Países Bajos, Austria, Polonia, Portugal, Rumania, Eslovenia, Eslovaquia, Finlandia, Suecia, y Reino Unido.

Unidad funcional – Comportamiento cuantificado de un sistema de producto para uso como unidad de referencia.

Unidad de electroquímica – Conjunto de 1 t de cloro, 1,12 toneladas de hidróxido sódico 100 % y 28 kg de hidrógeno con-productos simultáneamente en el proceso cloro-álcali.

1. PRESENTE Y FUTURO DE LA INDUSTRIA CLORO- ÁLCALI



1.1. La industria cloro-álcali desde una perspectiva socioeconómica

1.1.1 Visión global de la industria cloro-álcali

La industria cloro-álcali está integrada dentro de la industria química de materias primas básicas, participando el cloro y el hidróxido sódico en una amplia variedad de productos que se utilizan en la vida diaria. El crecimiento de la industria cloro-álcali se ha guiado principalmente por la demanda del mercado, las preocupaciones y limitaciones ambientales, así como por los precios de la energía. En el futuro seguirá rigiéndose por estos factores (O'Brien et al. 2.005).

En 2.012, la capacidad mundial de producción de cloro se estimó en 76,8 Mt. Tras una contracción dramática en los últimos años debido a la crisis mundial, la industria muestra síntomas de crecimiento. Sin embargo, se espera relativamente poca capacidad nueva en los Estados Unidos, Europa y Japón. El mayor crecimiento se prevé en países emergentes. En 2.012, existían 75 plantas cloro-álcali en 21 de los países de UE-27 y AELC (Asociación Europea de Libre Comercio), con una capacidad total de 12,2 Mt/año (Brinkmann et al. 2.014). En Europa más del 55 % de la facturación de la industria química depende del cloro y del hidróxido sódico (Eurochlor 2.011a).

Otro factor que determinará el futuro de la industria cloro álcali es el desarrollo tecnológico de los procesos y la adaptación del sector a los avances técnicos de una industria en constante evolución técnica. En la actualidad, el cloro se produce mayoritariamente mediante la electrólisis de cloruro de sodio en solución. Los iones cloruro se oxidan en el ánodo para formar cloro gas y las moléculas de agua se reducen en el cátodo para formar aniones hidroxilo e hidrógeno. Los iones de sodio en la solución y los iones hidroxilo producidos en el cátodo constituyen los componentes del hidróxido de sodio coproducido.

El cloro se produce electrolíticamente principalmente usando tres tipos de celdas electrolíticas: mercurio, diafragma y membrana. La principal diferencia entre las tecnologías reside en la manera en la que, coproduciéndose simultáneamente cloro e hidróxido sódico, estos se mantienen separados. La separación anolito-catolito se consigue en las células de diafragma y de membrana utilizando diafragmas y membranas de intercambio iónico respectivamente, mientras que en la tecnología de mercurio, es el propio metal, a través de la formación de la amalgama de sodio, quien actúa como separador.

La tecnología de membranas es el avance más reciente en la producción de cloro. Desde su introducción en 1.970, presenta menores impactos medioambientales y es relativamente más eficiente en el consumo de energía eléctrica. A pesar de que la intensidad energética global del proceso se ha ido reduciendo debido al reemplazo de las tecnologías de mercurio y diafragma por la tecnología de membranas, la cuestión del consumo energético sigue siendo uno de los aspectos más importantes para el sector cloro-álcali (Kiros et al. 2.008).

El proceso electrolítico cloro-álcali exige un consumo eléctrico que oscila entre los 2.500-3.500 kWh de energía eléctrica por tonelada de cloro. Satisfacer la demanda eléctrica del sector cloro-álcali causa un impacto medioambiental importante (IPPC 2.007, Weisser, 2.007; Xianghua et al. 2.007).

La tecnología de membrana ha sido optimizada de manera importante y no existen actualmente potenciales innovaciones en el proceso que supongan ahorros de energía significativos adicionales. La intensificación del proceso se dirige en la actualidad hacia la sustitución del cátodo de evolución de hidrógeno por un cátodo despolarizado con oxígeno (CDO) (Moussallem et al. 2.012). Esta tecnología hace tiempo que es conocida, y se emplea con éxito en la producción de cloro a partir de cloruro de hidrogeno. Sin embargo, en el proceso cloro-álcali aún no tiene una implantación industrial (Jung et al. 2.014).

Durante el período comprendido entre 1.997 y 2.012, el porcentaje de la capacidad de producción de cloro mediante las tecnologías de mercurio y diafragma disminuyó significativamente en los países de la UE-27 y de la Asociación Europea de Libre Comercio (AELC), del 63% a 26% y del 24% al

14%, respectivamente, mientras que el porcentaje de la tecnología de membrana aumentó 11% a 59%. La justificación para las conversiones de las plantas de mercurio y diafragma ha sido principalmente la necesidad de reemplazar las instalaciones en el final de su vida útil y las preocupaciones ambientales sobre las emisiones de mercurio y asbestos (Brinkmann et al. 2.014).

1.1.2 La industria Cloro-álcali en Europa

En 2.012 la capacidad mundial de producción de cloro se estimó en 76,8 Mt. En China se concentra el 41 % de la capacidad instalada, seguida por Estados Unidos-Canadá, y Europa con un 18 y 16 % respectivamente. A escala mundial, el 2.007 fue un año de crecimiento récord de la industria del cloro-álcali que luego experimentó una contracción dramática en 2.008 y 2.009 debido a la crisis económica. En 2.010, la industria mundial comenzó a presentar muestras de crecimiento. Sin embargo se espera relativamente poca nueva capacidad en los Estados Unidos, Europa y Japón. Se prevé más crecimiento en países emergentes. China continuará siendo el motor de la expansión de la capacidad de la producción mundial de cloro.

La industria cloro-álcali es la base de aproximadamente el 55% de la industria química en la UE-27 y en los países adscritos a la AELC, y generó una facturación próxima a los 770 mil millones de euros en 2.008. La industria cloro-álcali emplea directamente a 39.000 personas, y se estima que aproximadamente 2 millones de puestos de trabajo se relacionan directa o indirectamente con el cloro y la sosa cáustica en todos sus usos finales (Brinkmann et al. 2.014).

En 2.014 había 75 plantas de producción de cloro mediante el proceso cloro-álcali con una capacidad total de cloro de 12,1 Mt/año distribuidas en 21 de los UE-27 tal y como se muestra en la Figura 1.1.

La producción de cloro a nivel europeo alcanzó su punto máximo en 2.007, pero disminuyó considerablemente debido a la recesión global. La producción total de cloro Europea alcanzó su punto más bajo en 2.009 y se produjo una modesta recuperación en 2.010.

La producción europea de cloro notificada en 2.014 ha sido de 9.612 kt. Esta cifra es un 1,7% superior a la de 2.013, pero es todavía un 9,4% inferior a los niveles de producción registrados antes de la crisis en 2.007 tal y como se

muestra en la Figura 1.2. Europa parece continuar mostrando una lenta recuperación de los niveles previos a la crisis (Eurochlor 2.014).

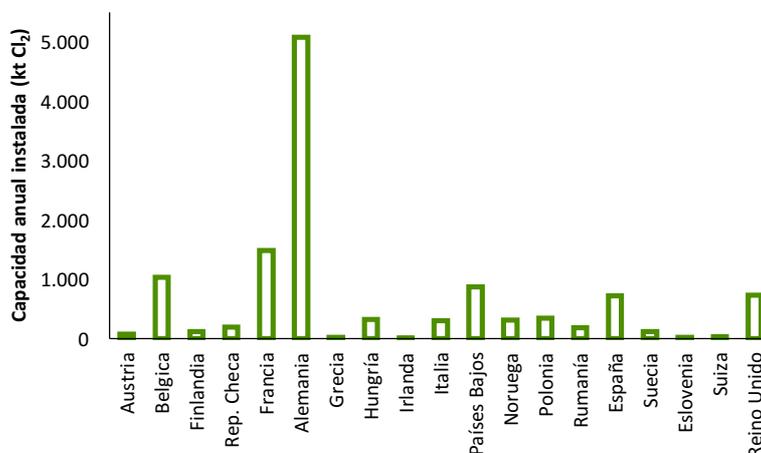


Figura 1.1 Distribución de capacidad instalada de producción de cloro en Europa (Eurochlor 2.014).

En 2.012 la capacidad mundial de producción de cloro con tecnología de mercurio se estimó en aproximadamente 5,0 Mt/año, equivalente al 6-7% de la capacidad total de cloro. La capacidad estimada en tecnología de membranas y diafragma representaba a nivel mundial un 26 y un 67 % respectivamente (Brinkmann et al. 2.014).

La industria cloro-álcali europea es bastante madura y la tecnología electrolítica de mercurio ha sido durante muchos años predominante. Hace veinte años, el 70% de la capacidad instalada europea estaba basada en la tecnología de mercurio. Tras una serie de objetivos autoimpuestos por el sector, la industria del cloro-álcali ha ido desplazándose hacia el cierre, la sustitución, o la reducción de las plantas de celdas de mercurio por plantas de tecnología de membranas.

En 2.010 la capacidad instalada en tecnología de mercurio representaba alrededor del 30% de la capacidad del sector cloro-álcali en Europa. Los países en los que más destaca la presencia de esta tecnología son Alemania, Francia, España, Bélgica y el Reino Unido en Europa Occidental. En estos países se concentra el 80 % de la capacidad instalada europea en tecnología de mercurio (Beal et al. 2.011).

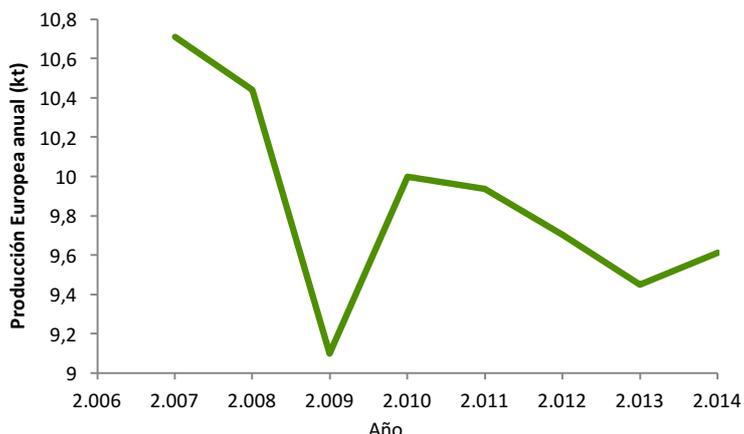


Figura 1.2 Evolución de la producción europea anual de cloro (Eurochlor 2.009-2.014).

En la Figura 1.3 se presenta la evolución de la presencia de las diferentes tecnologías en los últimos años en Europa.

En España, los productos del sector cloro-álcali intervienen en el proceso de fabricación del 60% de los productos de química básica, que supone un valor para la economía española de más de 26.000 millones de euros anuales.

La industria del cloro tiene un gran peso en la economía española. Las plantas de producción de cloro y sus derivados proporcionan empleo directo a 1.200 personas. En tanto que los puestos de trabajo generados por la actividad económica de la industria química española relacionada con el cloro se elevan a 160.000 (ANE 2.015).

En España existen 8 plantas de producción de cloro y el 85 % de la capacidad instalada está basada en la tecnología de mercurio tal y como se muestra en la Tabla 1.1.

El consumo de cloro en Europa es prácticamente igual a la producción. El comercio interregional es insignificante. Sin embargo, Europa Occidental es un exportador neto de algunos derivados clorados tales como dicloroetano (DCE), monómero de cloruro de vinilo (VCM) y polivinil cloruro (PVC) y disolventes clorados (C1 y C2).

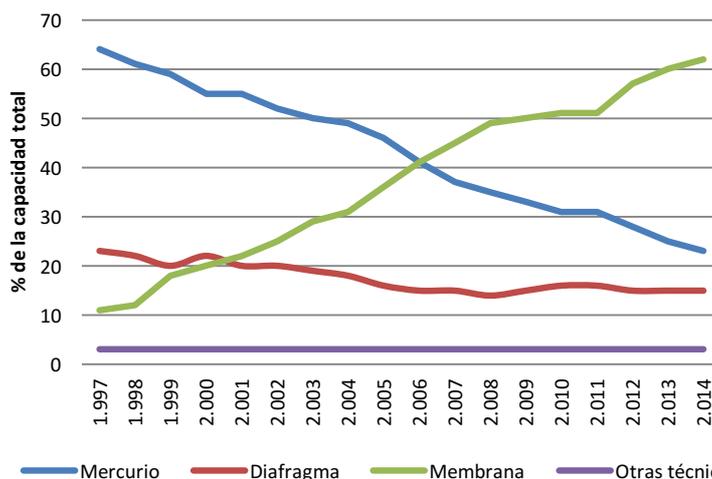


Figura 1.3 Distribución de las tecnologías cloro-álcali en la UE-27 y los países de la AELC (Brinkmann et al. 2.014).

Tabla 1.1 Capacidad instalada de producción de cloro en España (Eurochlor 2.014).

Compañía	Localización	Mercurio	Diafragma	Membrana
Ercros	Palos (Huelva)	48		
Ercros	Sabiñanigo (Huesca)			30
Ercros	Vilaseca (Tarragona)	135		55
Electroquímica de Hernani	Hernani (Guipúzcoa)			15
Elnosa	Pontevedra (Pontevedra)	34		
Ercros	Flix (Tarragona)	88		
Inovyn	Martorell (Barcelona)	218		
Solvay	Torrelavega (Cantabria)	63		
Total		586		100

La mayor proporción de cloro consumido se utiliza para la fabricación de PVC, óxido de propileno, e isocianatos. De hecho, estos tres sectores consumen aproximadamente del 55 al 60% del cloro producido. En la Figura 1.4 se muestra la distribución de los principales procesos consumidores de cloro en Europa. La producción de PVC se ha convertido en el consumidor final más importante de cloro, tanto debido al crecimiento gradual de los volúmenes de producción de PVC, como por la disminución de la demanda de cloro en algunos otros usos. Además de la demanda interna, Europa es un exportador neto de PVC (alrededor de 500 mil toneladas en 2.010).

Europa normalmente es un pequeño exportador de DCE y un pequeño importador de VCM.

Diisocianato de tolueno (TDI), diisocianato de difenilmetano (MDI) y algunas especialidades de isocianatos se fabrican utilizando cloro a través del fosgeno como intermedio. No hay cloro en el producto final y todo el cloro que entra en el proceso se convierte eventualmente en HCl anhidro. El HCl anhidro se recicla posteriormente en otros procesos. Otros derivados fabricados con fosgeno como intermedio incluyen principalmente el policarbonato; estos tampoco contienen cloro en el producto final. El cloro se puede recuperar en forma de HCl o eliminarse como una sal inorgánica.

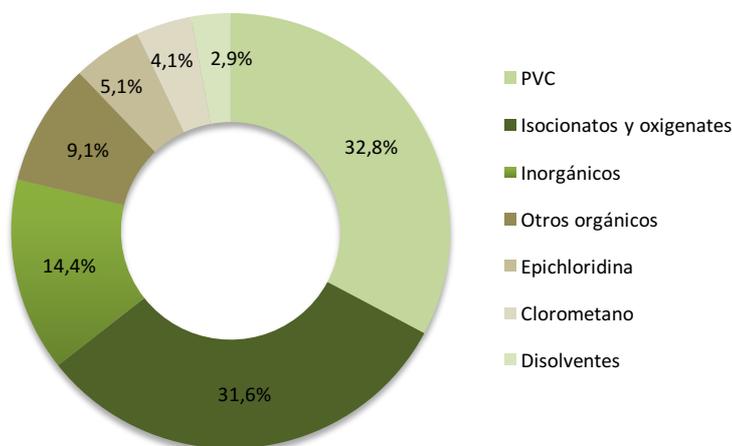


Figura 1.4 Distribución de los principales procesos consumidores de cloro en Europa (Eurochlor 2.014).

En 2.010 alrededor del 11% del cloro consumido fue destinado a la producción de óxido de propileno mediante el proceso de clorohidrina. Como en el caso de la fabricación de isocianatos, la producción de óxido de propileno no tiene átomos de cloro presentes en el producto final. Sin embargo, a diferencia de la fabricación de isocianatos, el HCl no es recuperable en el proceso de clorohidrina, por lo que se neutraliza. Si la neutralización se lleva a cabo con sosa cáustica, el cloruro sódico puede ser reciclado a la unidad de electrólisis. Si se utiliza hidróxido de calcio, el cloruro de calcio resultante es tratado como residuo.

Existen varias tecnologías que compiten para la producción de óxido de

propileno, siendo una de las más recientes la que utiliza agua oxigenada para la oxidación catalítica de propileno; esto se conoce comúnmente como proceso HPPO y se están haciendo inversiones significativas tanto en Europa y Asia relacionadas con esta tecnología. Es probable que no haya inversión futura en el proceso de clorohidrina (Beal et al. 2.011).

El tercer grupo en cuanto a importancia en consumo de cloro son los compuestos inorgánicos, entre los que destacan el hipoclorito sódico y el ácido clorhídrico.

El hipoclorito de sodio se produce normalmente a nivel industrial a una concentración de entre el 13 y 15%. Este material se suministra a las plantas de tratamiento de agua, usuarios industriales (por ejemplo, servicios públicos), o a fabricantes de detergentes de uso doméstico. Estos últimos diluyen el producto a alrededor del 5% para la venta como lejía de uso doméstico. Todas las plantas de cloro-álcali tienen una producción de hipoclorito sódico, pues constituye el principal método de eliminación del cloro residual generado en las plantas electrolíticas.

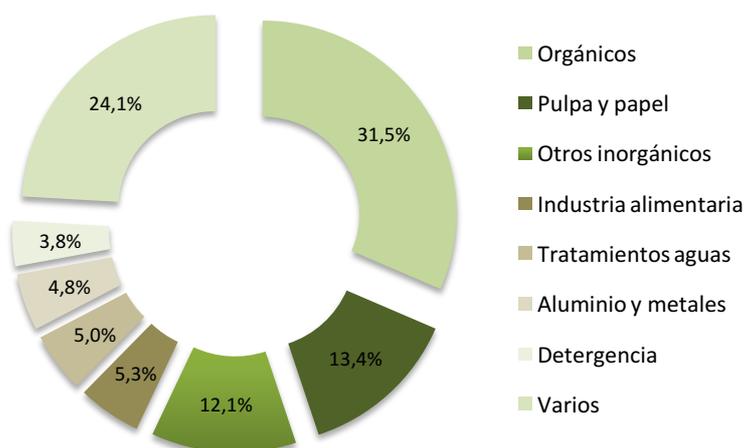


Figura 1.5 Distribución de los principales procesos consumidores de sosa cáustica en Europa (Eurochlor 2.014).

En cuanto al ácido clorhídrico, se ha de distinguir entre dos fuentes principales: el cloruro de hidrógeno anhidro (generado como subproducto en etapas intermedias de otros procesos como por ejemplo el cloruro de

vinilo o los isocianatos), y el cloruro de hidrógeno de síntesis (que se fabrica en algunas plantas a partir de cloro e hidrógeno). El HCl generado en las etapas de pirólisis de la producción de cloruro de vinilo se recicla en gran medida en un proceso de oxiclорación para fabricar más DCE. El cloruro de hidrógeno anhidro, subproducto de la fabricación de isocianatos, también se recicla en gran medida y en algunos casos se introducen de nuevo en un proceso electrolítico para recuperar el cloro.

El hidrógeno también se coproduce en la electrolisis de salmuera. Este producto es de una alta calidad (pureza superior al 99,9 %) y generalmente se emplea en el mismo lugar de producción o se vende a un distribuidor. Los principales usos del hidrógeno coproducido son como combustible, o en reacciones químicas como por ejemplo la producción de amoníaco, agua oxigenada o metanol.

El crecimiento económico del sector cloro-álcali en toda la UE es variable y las perspectivas económicas de la zona euro siguen siendo claramente inciertas para la mayoría de los países. Aunque el precio del petróleo ha descendido en Europa, reduciendo los costes de producción, los problemas a largo plazo persisten, especialmente en cuanto al desafío de garantizar el suministro de energía asequible.

Una de las restricciones principales para el sector cloro álcali es el impacto ambiental que presenta el proceso. El mercurio y las emisiones de carbono han sido factores de preocupación para el mercado. Por otro lado, el proceso cloro-álcali es altamente intensivo en energía, y el aumento de los costes energéticos está obstaculizando el crecimiento del mercado europeo.

1.1.3 Marco Legal

A nivel mundial, la industria cloro-álcali fue responsable del 1,4% de las emisiones antropogénicas de mercurio a la atmósfera en 2.010 (Brinkmann et al. 2.014). En este contexto, desde la década de los 70 se han sucedido varias iniciativas políticas y legislativas a nivel europeo e internacional con el objetivo de reducir las emisiones de mercurio al medio ambiente, a partir de la Convención de París sobre la protección del medio ambiente marino del Atlántico Nordeste (PARCOM) (Brinkmann et al. 2.014).

La Directiva 2.008/1/CE, relativa a la prevención y al control integrados de la

contaminación (Directiva IPPC, inicialmente adoptada en 1.996), constituyó un instrumento legislativo clave para reducir las emisiones de mercurio (CE 2.010a). En ella se establece un nuevo enfoque en la concepción del medio ambiente. Define importantes actuaciones como son la necesidad de obtención de la Autorización Ambiental Integrada (AAI, permiso para poder iniciar y realizar la actividad). Igualmente incluye el concepto de Mejores Técnicas Disponibles (MTD) como medida de protección del medio ambiente y la transparencia informativa.

Estos nuevos conceptos tienen importantes repercusiones tanto para las autoridades competentes como para los sectores industriales. La nueva Directiva de Emisiones Industriales 2.010/75/UE de 24 de noviembre (DEI, 2.010) incide en los conceptos anteriores reforzándolos y haciendo prácticamente obligatorio el uso de las Mejores Técnicas Disponibles, al menos los valores de emisión asociados a la utilización de las MTD.

La decisión PARCOM 90/3 recomendó que las plantas de celdas de mercurio existentes debieran ser eliminadas tan pronto como fuera posible, con el objetivo de una eliminación completa para el año 2.010.

Por otra parte, La Comisión Europea adoptó la Estrategia Europea sobre el Mercurio en el año 2.005, estableciendo 20 medidas enfocadas a la reducción de los niveles de mercurio en el medio ambiente y la exposición del ser humano a dicho elemento (MAGRAMA 2.012). La Convención de Minamata sobre el Mercurio se firmó en octubre de 2.013. Esta última incluía una disposición para la eliminación mundial de la técnica de células de mercurio en 2.025 con posibilidades de exenciones. En 2.012, los firmantes del Convenio de Barcelona para la protección contra la contaminación en el mar Mediterráneo decidieron que las emisiones de mercurio de las plantas de cloro-álcali de la zona del tratado debían cesar en 2.020 (Brinkmann et al. 2.014).

Además de las iniciativas y legislaciones antes mencionadas, los productores de cloro-álcali europeos se comprometieron en 2.005 a eliminar el uso de la técnica de células de mercurio para la producción de cloro y sosa cáustica en 2.020 (a excepción de la producción de especialidades tales como alcoholatos, ditionitos y metales alcalinos mediante el uso de la amalgama de metal alcalino) (EuroChlor 2.005).

Las emisiones de asbestos son una preocupación para algunas plantas de células de diafragma. El reglamento CE/1.907/2.006, relativo al registro, evaluación, autorización y restricción de sustancias químicas (REACH), prohíbe el uso de fibras de amianto. Pero los Estados miembros de la UE pueden conceder una exención para el uso de diafragmas que contienen amianto crisotilo en instalaciones de electrólisis existentes hasta que lleguen al final de su vida útil o hasta sustitutos adecuados sin amianto estén disponibles, lo que ocurra primero.

La revisión del documento de referencia de las mejores técnicas disponibles (MTD) para la industria de cloro-álcali, requerido por la nueva Directiva sobre emisiones industriales (CE 2.010b), se concluyó en 2.013 y se publicó a principios de 2.014. Las MTD jurídicamente vinculantes que se concluyeron se publicaron en diciembre de 2.013. Esto implica que las autorizaciones ambientales integradas tienen que ser actualizadas antes de diciembre de 2.017 y las instalaciones tendrán que cumplir con los nuevos requisitos de MTD.

Una conclusión importante en este documento BREF, es la afirmación de que la tecnología de células de mercurio para producir cloro-álcali no se considera MTD (en ninguna circunstancia). Lo mismo se aplica para las unidades de diafragma a base de amianto. La fecha límite de diciembre de 2.017 de las conclusiones sobre las MTD anula el compromiso voluntario de la industria cloro-álcali a eliminar gradualmente el proceso de mercurio hasta 2.020.

El Reglamento CE 1.102/2.008 sobre la prohibición de exportación y almacenamiento seguro del mercurio metálico entró en vigor en 2.011. El Reglamento prohíbe la exportación de mercurio e impone una obligación de almacenamiento del mercurio.

Las actividades industriales afectadas por este reglamento son la industria del sector cloro-álcali, la depuración de gas natural, las operaciones de minería y fundición de minerales no férricos, y la extracción de mineral de cinabrio en la Unión Europea (MAGRAMA 2.012).

El mercurio metálico procedente de estas fuentes se considera un residuo y puede almacenarse (CE 2.008) bien sea temporal o permanentemente en una mina de sal subterránea adaptada o en formaciones profundas, subterráneas y rocosas; o bien temporalmente, en una instalación en

superficie dedicada exclusivamente al almacenamiento de mercurio metálico antes de su eliminación definitiva.

Deben aplicarse las otras disposiciones de la Directiva 1.999/31/CE relativa al vertido de residuos a todas las instalaciones de almacenamiento de mercurio metálico que se considere residuo.

El cloro está clasificado como tóxico, irritante y peligroso para el medio ambiente conforme a la Directiva 67/548/CE. La producción de cloro está regulada por la Directiva 2.012/18/CE y también está sujeto a la Directiva 96/61/CE.

Las emisiones de cloro, especialmente al aire, de las instalaciones de producción de cloro están reguladas por la directiva 96/61/CE del Consejo. Al igual que en el caso del mercurio, el documento de referencia de las mejores técnicas disponibles recoge todas las referidas para evitar o reducir las emisiones de cloro tanto al aire como al agua.

Los productores europeos están preocupados por los posibles precios de la energía resultantes del impacto del régimen de comercio de emisiones de la UE de dióxido de carbono y otros gases de efecto invernadero (Directiva 2.003/87/CE). Bajo el RCDE de la UE, los grandes emisores de dióxido de carbono dentro de la UE se ven impactados por una serie de costes directos, que con una tasa de traspaso variable repercuten en los precios de la energía, y por tanto a los consumidores finales (Beal et al. 2.011).

El sector cloro-álcali es una industria considerada intensiva en energía. El Comercio de Emisiones (RCDE) genera una serie de sectores expuestos a fugas de carbono (2.010/2/UE) debido a los costes indirectos que sufren imputados en el coste de la energía. El sector industrial cloro-álcali no incluido originalmente, ha intentado estar incluido en la lista de sectores y subsectores que se consideran expuestos a un riesgo significativo de fuga de carbono para el período de 2.015 a 2.019. Esta lista fue aprobada por el Comité de Cambio Climático de la UE en julio de 2.014 y se ha adoptado por la Comisión durante el otoño de ese mismo año, siendo finalmente incluida la industria cloro-álcali (Eurochlor 2.013b).

La industria dedicada a la producción de sal, inicialmente no quedó incluida en la lista de sectores expuestos, y por tanto excluida de cualquier

compensación. Sin embargo el sector ha reclamado desde el principio, que el código NACE 1.440 no refleja la heterogeneidad del sector.

La producción de sal mediante recompresión mecánica se puede considerar como intensiva en energía, cumpliendo los criterios de la CE. En la decisión 2.011/745/UE el sector de producción de sal ha sido incluido en la lista de sectores y subsectores expuestos a fugas de carbono.



Figura 1.6 Marco legal europeo del proceso cloro-álcali.

La evaluación de los expedientes de sustancias activas para el cloro, hipoclorito de sodio e hipoclorito de calcio continúa bajo el programa de revisión del reglamento de biocidas. El Reglamento de productos biocidas 528/2.012, regula la comercialización y el uso de los productos biocidas, que se utilizan para proteger a los seres humanos, animales, materiales o productos contra organismos nocivos, como plagas o bacterias, gracias a la acción de las sustancias activas que contienen dichos productos biocidas. Se

espera una decisión para la aprobación de las sustancias asociadas al sector cloro-álcali en 2.015 o 2.016 (Eurochlor 2.013b). La Figura 1.6 muestra un resumen del marco legal al que está sometido la industria cloro-álcali.



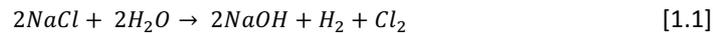
1.2. Estado del arte de la industria cloro-álcali

1.2.1 El proceso cloro-álcali: principios y etapas principales

El principio básico de la electrolisis para la producción de cloro consiste en la descomposición de cloruro sódico haciendo pasar una corriente eléctrica a través del electrolito:

- En el ánodo, los iones cloruro son oxidados y se forma el cloro (Cl_2).
- En el cátodo: en las celdas de mercurio se forma la amalgama de sodio, que posteriormente es descompuesta en el descomponedor dando lugar a hidrógeno (H_2) e hidróxido sódico (NaOH) al 50 %, En las celdas de diafragma y membrana el agua se descompone dando lugar a hidrógeno (H_2) e iones hidroxilo (OH^-).

La reacción global para todas las tecnologías es:



Los productos de la electrólisis se producen con un ratio fijo, que es 1,128 kg de NaOH (100 wt-%) y aproximadamente 28 kg de H_2 por tonelada de cloro producida. Estos productos combinados generalmente se denominan unidad electroquímica (ECU) (Brinkmann et al. 2.014).

En la actualidad, el proceso cloro-álcali está mayoritariamente representado por tres tecnologías: mercurio, diafragma y membranas.

Atendiendo al balance energético del proceso, se determina que la tensión global de la electrólisis está compuesta por un término reversible de tensión y varios términos adicionales que representan la irreversibilidad del sistema, y que también muestran la calidad de los parámetros operativos en el proceso de electrólisis:

$$V_T = V_0 + \eta_A + \eta_C + IR_{sol} + IR_{metal} \quad [1.2]$$

donde V_0 es la tensión de descomposición, $\eta_A + \eta_C$ son las sobretensiones anódica y catódica y $IR_{sol} + IR_{metal}$ es la caída de tensión debido al electrolito y la resistencia del metal. En la práctica, la tensión se representa a menudo como una función lineal como puede verse en la Ec. 1.3.

$$V_T = V_0 + k \times \left(\frac{I}{S}\right) \quad [1.3]$$

donde k es el factor k , e I/S es la densidad de corriente (kA/m^2). El segundo término de la Ec. 1.3 comprende todas las sobretensiones distintas a la tensión de descomposición, simplificando la Ec. 1.2.

El factor k está compuesto por las sobretensiones de activación y de concentración, la resistencia ofrecida por anolito y catolito, incluyendo la contribución de las burbujas de gas, la resistencia del separador, y la resistencia de los conductores eléctricos. Depende esencialmente de la tecnología de los electrolizadores y está influenciada por las condiciones de funcionamiento tal y como se indica en la Tabla 1.2.

Tabla 1.2 Condiciones de operación y consumo eléctrico de las electrolisis cloro-álcali en los países UE-27 y EFTA (Brinkmann et al. 2.014).

	Mercurio		Diafragma		Membrana	
Voltaje teórico, V	3,15		2,35		2,35	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Densidad de Corriente, KA/m2	2,2	14,5	0,8	2,7	1,0	6,5
Voltaje de células, V	3,15	4,8	2,9	3,6	2,35	4,0
Consumo eléctrico, kWh/t Cl2	3.024	4.400	2.621	3.134	2.279	3.000

Los principales factores que influyen en el consumo de energía de la producción de cloro son la tecnología utilizada; la pureza de la sal que se usa como materia prima, los parámetros específicos de células; la edad del diafragma, la membrana y recubrimientos de los electrodos; otras características técnicas de la instalación, tales como la configuración de los electrolizadores, el número de etapas de evaporación en la unidad de concentración de sosa cáustica; y la densidad de corriente.

El proceso cloro-álcali está constituido por múltiples etapas que se extienden desde el tratamiento de la materia prima, pasando por el propio proceso electrolítico, hasta las etapas necesarias de tratamiento de los productos obtenidos. En la Figura 1.7 se presentan los esquemas de las tres tecnologías disponibles, reflejando las etapas que quedan incluidas en el

proceso.

PREPARACION Y DEPURACION DE LA SALMUERA

La materia prima básica es generalmente sal sólida. Para ser empleada como materia prima, la sal sólida ha de ser disuelta en agua, y la salmuera resultante tiene que ser purificada de acuerdo a los requerimientos de la tecnología electrolítica aplicada.

Las impurezas más importantes que han de ser eliminadas de las salmueras son los aniones sulfato, los cationes calcio y magnesio (Ca^{2+} , Mg^{2+}), y los cationes metálicos. En la etapa de depuración primaria, carbonato de sodio (NaCO_3) e hidróxido sódico (NaOH) se emplean para precipitar el calcio y magnesio como carbonato cálcico (CaCO_3) e hidróxido de magnesio (Mg(OH)_2). Los sólidos precipitados se retiran mediante etapas de sedimentación y filtración, Los barros generados se prensan habitualmente para pasar a ser gestionados como residuo.

Para celdas de mercurio y diafragma, la salmuera debería idealmente asegurar como especificaciones $[\text{Ca}^{2+}] < 2 \text{ mg/l}$, $[\text{Mg}^{2+}] < 1 \text{ mg/l}$, $[\text{SO}_4^{2-}] < 5 \text{ g/l}$. Debido a la mayor exigencia en la calidad de la salmuera en las celdas de membrana, es necesaria una segunda etapa de depuración consistente en una etapa de intercambio iónico donde la concentración calcio y magnesio es reducida a valores inferiores a 0,02 mg/l.

Las plantas de mercurio y membranas generalmente operan con recirculación de salmuera y resaturación. Puesto que la salmuera agotada contiene cantidades significativas de cloro disuelto, es necesaria una etapa de dechloración.

TRATAMIENTO DEL CLORO.

El cloro procedente de los electrolizadores generalmente está a temperaturas próximas a 90 °C. En la mayoría de los casos, el tratamiento del cloro comprende una refrigeración, un filtrado, un secado y una etapa de compresión.

La humedad se reduce hasta valores inferiores a 20 mg/m³ mediante un secado del cloro gas con ácido sulfúrico concentrado (96-98%) en torres de contacto en contracorriente. En algunos casos, el ácido diluido se reconcentra a 96% mediante evaporación a vacío para su reutilización.

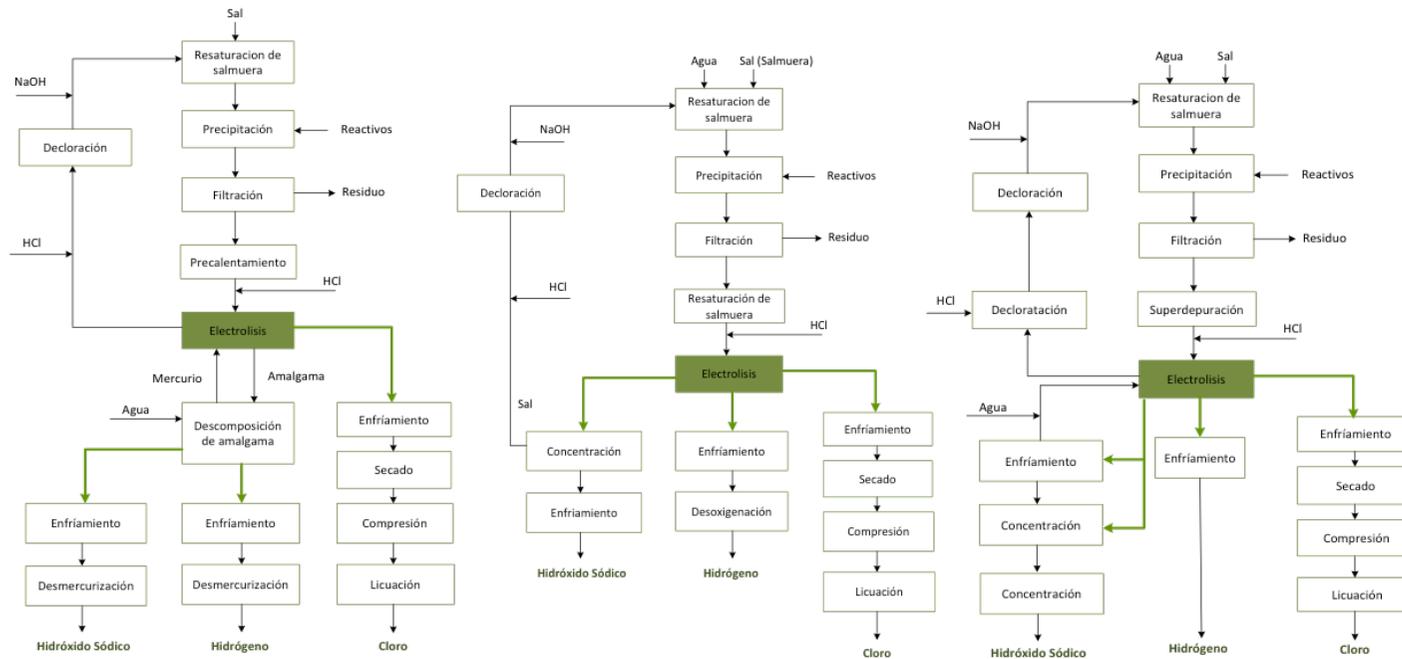


Figura 1.7 Diagrama de bloques del proceso cloro-álcali de las tres tecnologías principales (Mínguez 2.006) .

Si el ácido no puede ser vendido o utilizado en el tratamiento de aguas residuales, tiene que ser tratado como un residuo.

TRATAMIENTO DEL HIDRÓXIDO SÓDICO

La solución de sosa cáustica a partir de las tres tecnologías electrolíticas se trata de formas ligeramente diferentes debido a la diferencia en la composición y la concentración del producto obtenido.

En el caso de la tecnología de mercurio, se obtiene directamente de los descomponedores hidróxido sódico al 50%. La sosa cáustica se refrigera, a continuación, se desmercuriza y se envía al almacenamiento final. En los casos de las tecnologías de diafragma y membranas, la sosa caustica se concentra al 50% mediante una evaporación, antes de enviarla al almacenamiento.

TRATAMIENTO DEL HIDRÓGENO

El hidrógeno producido en las células electrolíticas es de una alta pureza (>99,9 vol %) y por lo general requiere únicamente un enfriamiento para eliminar la humedad y las trazas de hidróxido de sodio y sal. En la tecnología de mercurio en esta etapa se recupera mercurio que se reintegra en las celdas, y posteriormente requiere una etapa de desmercurización.

Posteriormente, el hidrógeno se envía a estaciones de compresión para su venta como producto, o hacia etapas de combustión de otros procesos. En los casos en los que no se valoriza el hidrógeno este es directamente emitido a la atmósfera, Una de las tendencias emergentes de integración en el proceso cloro-álcali es la utilización del hidrógeno para la producción de electricidad mediante celdas de combustible.

TECNOLOGÍA DE MERCURIO

El fondo de la célula, denominado solera, tiene pendiente y sobre ella circula por gravedad la lámina de mercurio. Se encuentran sumergidos en la salmuera saturada que se alimenta a la célula ánodos metálicos, y en ellos se produce el cloro cuando la corriente eléctrica atraviesa el electrolito disociando las moléculas de cloruro sódico.

A diferencia de las otras tecnologías disponibles en la producción electrolítica de cloro, en la tecnología de mercurio no existe una barrera física que divida el reactor electrolítico en dos compartimentos, anódico y

catódico. El sodio reacciona con el mercurio para formar una amalgama que fluye hacia el otro extremo de la célula para entrar en el desamalgamador. Allí la amalgama reacciona con el agua y produce hidróxido sódico e hidrógeno. La concentración a la salida de la pila es de 48-50 % hidróxido sódico.

En la tecnología de mercurio existen diversas reacciones secundarias que generan hidrógeno antes de que la amalgama salga de la célula hacia la pila. Estas reacciones secundarias, aparte de suponer una pérdida de rendimiento, son reacciones que en algunos casos pueden llegar a limitar la capacidad de producción de las celdas electrolíticas, y cuyo control tiene una gran importancia en la explotación de las instalaciones de electrolisis mediante la tecnología de amalgama de mercurio. Esto es debido a las características explosivas de la mezcla de cloro e hidrogeno, incluso a bajo contenido de este último (Bourgeois 1.986).

La potencia consumida depende directamente de la caída de potencial total aplicada a la celda y de la intensidad que la alimenta. La caída de potencial suele ser del orden de 3,7-4 V, equivalente a valores en torno a 3.500 kWh/tonelada de cloro. La mayoría de celdas trabajan con densidades de corriente del orden de 10 - 11 kA/m² (Arcega et al. 2.011).

TECNOLOGÍA DE DIAFRAGMA

La tecnología de diafragma se desarrolló en el 1.880 en Estados Unidos, y fue la primera técnica comercial utilizada para producir cloro y sosa cáustica a partir de salmuera. La técnica difiere de la técnica de células de mercurio en que todas las reacciones tienen lugar dentro de una célula y el efluente de la célula contiene tanto la salmuera agotada como el hidróxido sódico. Un diafragma se emplea para separar el cloro liberado en el ánodo, y la sosa cáustica y el hidrógeno producido directamente en el cátodo.

El diafragma separa la salmuera de alimentación del catolito, disolución de hidróxido sódico. La salmuera depurada entra en el compartimiento del ánodo y se filtra a través del diafragma en la cámara de cátodo. La tasa de percolación se controla mediante el mantenimiento de un nivel de líquido más alto en el compartimiento anódico para establecer una altura hidrostática positiva y cuidadosamente controlada. La tasa de percolación se controla para mantener un equilibrio entre una tasa baja, lo que produciría una deseable alta concentración de sosa cáustica en el catolito, y una tasa

alta que permite limitar migración de iones hidroxilo desde el catolito al anolito, lo que disminuiría la eficiencia catódica de corriente. Las celdas de diafragma generalmente producen un licor electrolítico que contiene 10 a 12% en peso de NaOH y 15 a 17% en peso de NaCl (Brinkmann et al. 2.014).

El consumo eléctrico en las células de diafragma tiende a ser entre 2,8-3,1 MWh/tonelada de cloro. Sin embargo, se consume una cantidad considerable de energía térmica debido a la necesidad concentrar el hidróxido sódico al 50 %. La tecnología de diafragma se sigue utilizando en aquellas plantas en que se dispone de salmuera de bajo coste o donde la cogeneración de electricidad y vapor proporciona un suministro relativamente económico de vapor.

Actualmente, la tecnología de diafragma ha sido superada por la tecnología de membrana, y por lo tanto, ninguna nueva capacidad en celdas de diafragma es probable que se construya en el futuro (Beal et al. 2011).

TECNOLOGÍA DE MEMBRANA

En esta tecnología, el ánodo y el cátodo están separados por una membrana conductora de iones. La solución de salmuera fluye a través del compartimiento anódico, en donde los iones de cloruro se oxidan a cloro gas. Los iones de sodio, junto con aproximadamente 3,5 a 4,5 moles de agua por mol de sodio, migran a través de la membrana al compartimiento catódico, que contiene una solución de sosa cáustica. El agua se electroliza en el cátodo, liberando hidrógeno gas e iones hidroxilo. Los iones sodio e hidroxilo se combinan para producir sosa cáustica, que se mantiene típicamente a $32 \pm 1\%$ en peso.

La membrana evita en gran medida la migración de iones cloruro desde el compartimiento anódico al compartimiento catódico. La migración de iones hidroxilo hacia el compartimiento anódico no es evitado completamente por la membrana, provocando la formación de oxígeno, hipoclorito y clorato en el compartimiento anódico, lo que resulta en una pérdida de eficiencia de corriente de 3-7% con respecto a la producción de sosa caustica (Brinkmann et al. 2.014).

El consumo eléctrico en las células de membrana varía entre 2,2-2,5 MWh/tonelada de cloro. Sin embargo, se requiere un consumo significativo de energía adicional para elevar la concentración al 50% (Beal et al. 2.011).

La Figura 1.8 muestra los esquemas de funcionamiento de las tres tecnologías anteriormente descritas.

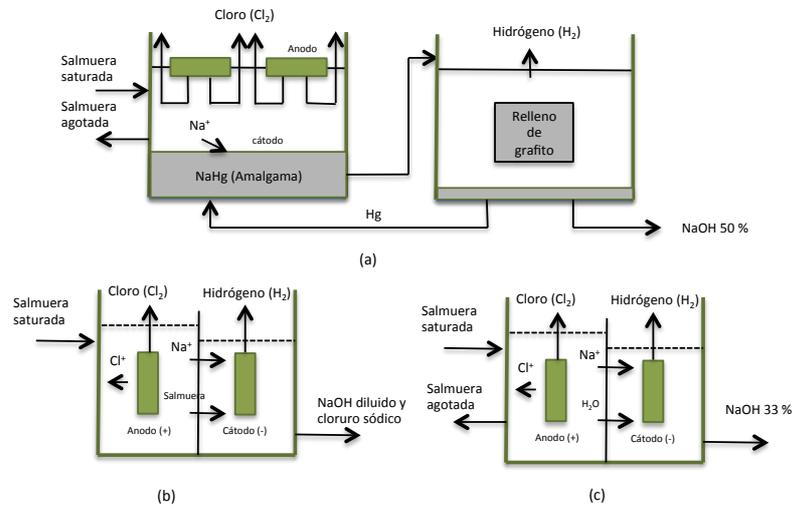


Figura 1.8 Esquemas de funcionamiento: a) celda de mercurio, b) celda de diafragma, c) celda de membrana.

La membrana es el componente más crítico de la tecnología. Las membranas comerciales son generalmente combinaciones de ácido perfluorosulfónico y polímeros de ácido perfluorocarboxílicos (Nilsson et al.2.007).

Existen tres proveedores de membranas para la electrolisis cloro-sosa que se distribuyen el mercado (Millet 2.008): la americana Dupont (Nafion®) y las japonesas Asahi Glass (Flemion®) y Asahi Kasei (Aciplex®).

La Tabla 1.3 muestra las ventajas y desventajas de cada una de las tecnologías.

En general, se denomina electrolizador a la combinación de múltiples elementos de célula. En función del diseño, se pueden distinguir electrolizadores de tecnología monopolar o bipolar. El diseño monopolar presenta pérdidas óhmicas superiores, que significan un aumento en su consumo eléctrico de alrededor de 100 kWh/tonelada de NaOH 100%. Dado que los sistemas bipolares permiten trabajar a densidades de corriente más altas, las cifras de inversión y costes de operación son generalmente más bajos que para los sistemas monopolares (Eurochlor 2.013). La Tabla 1.4

muestra las configuraciones típicas de electrolizadores de membrana monopolar y bipolar.

Tabla 1.3 Ventajas y desventajas de las tecnologías electrolíticas (Lakshmanan et al. 2.013)

Tecnología	Ventajas	Desventajas
Diafragma	<ul style="list-style-type: none"> Bajos requerimientos en la calidad de la salmuera Bajo consumo eléctrico 	<ul style="list-style-type: none"> Uso de asbestos en algunas plantas aun. Elevado consumo de energía térmica para tratamiento de NaOH. Baja calidad de NaOH (cloruros) y de cloro (oxígeno).
Mercurio	<ul style="list-style-type: none"> Bajos requerimientos en la calidad de la salmuera Muy buena calidad de productos 	<ul style="list-style-type: none"> Uso de mercurio Elevado consumo eléctrico Elevados costes de protección medioambiental
Membranas	<ul style="list-style-type: none"> Bajo consumo eléctrico No utiliza sustancias nocivas como el mercurio o asbestos. Buena calidad de NaOH 	<ul style="list-style-type: none"> Altos requerimiento de calidad de salmuera Baja calidad del cloro (% de oxígeno) Importante consumo térmico Alto coste de las membranas

Tras la fusión de las actividades relacionadas con tecnología de membrana, existen en todo el mundo cuatro proveedores: la alemana UHDE con la célula BM2.7®; la japonesa CEC (Chlorine Engineers Corp,) con la célula Bitac®; la japonesa AK (Asahi Kasei) con la célula ML32NC®; la inglesa Ineos con la célula Bichlor®.

La tendencia general de los proveedores de tecnología es modificar las células para funcionar a densidades de corriente superiores sin deteriorar el consumo energético, e incluso intentando reducirlo con cátodos activados, y sin reducir la vida útil de las membranas (Millet 2.008).

En la actualidad, todos los proveedores ofrecen membranas compatibles con la tecnología bipolar y trabajan para desarrollar nuevas membranas con menor caída óhmica con el objetivo de reducir el consumo energético. En particular, a alta densidad de corriente se necesita una mayor resistencia mecánica con el fin de prolongar su vida útil; y menor sensibilidad a las impurezas contenidas en la salmuera.

El proceso de membrana es ahora la única opción en la industria cloro-álcali, debido a ser la que menor inversión de capital requiere, presenta los costes de operación más bajos, y además no genera importantes impactos ambientales.

Tabla 1.4 Configuraciones típicas de electrolizadores de membrana monopolar y bipolar (Brinkmann et al. 2.014).

	Configuración Monopolar	Configuración Bipolar
Densidad de Corriente, KA/m ²	3,7	6
Superficie Membrana, m ²	1,75	2,70
Elementos/Electrolizador	34	181
Tensión unidad electrolítica	3,6	3,2
Consumo eléctrico, kWh/t Cl ₂	2.860	2.600

CLORURO SODICO: MATERIA PRIMA DEL PROCESO CLORO-ALCALI

La sal común se consume de forma generalizada en la industria química base, y particularmente por el sector de producción de compuestos y derivados del sector cloro-álcali. Quince países de la Unión Europea obtienen el 30 % de la producción mundial de sal, destacando Alemania, Países Bajos, Francia y Reino Unido (IGME 2.012).

La sal industrial que se emplea en el sector cloro-álcali se puede clasificar en:

- sal de roca obtenida mediante minería;
- sal solar producida mediante evaporación solar del agua de mar o salmuera;
- sal a vacío producida mediante evaporación–cristalización;
- salmuera producida mediante disolución forzada en sondeos;
- sal de la depuración de residuos salinos de minas de potasa.

En la UE-27 y en los países de la AELC en 2.011, las plantas de celdas de mercurio utilizaban sobre todo sal a vacío y sal de roca, las plantas de tecnología de diafragma principalmente empleaban salmuera de sondeos y las plantas de tecnología de membranas usaban mayoritariamente sal a vacío y en menor grado sal de roca y salmuera. Solamente una reducida cantidad de plantas del sur de Europa se utilizaba sal solar. La sal producida a partir de residuos de la minería de potasa se emplea en España (Brinkmann et al. 2.014). En la Figura 1.9 se muestra la distribución de tipos

de sal empleados como materia prima en el sector cloro-álcali europeo (Eurochlor 2.013a).

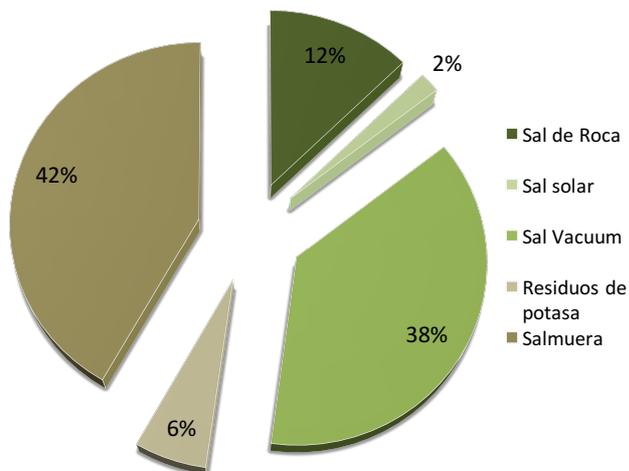


Figura 1.9 Distribución de los diferentes tipos de sal empleadas como materia prima en el sector cloro-álcali europeo (Eurochlor 2.013a),

Sal de Roca. Este tipo de sal generalmente se recupera mediante la minería clásica de depósitos subterráneos. En el interior de las minas se desarrolla el proceso típico de explotación minera por el sistema de cámaras y pilares, Este proceso consiste en la excavación de áreas determinadas mediante el vaciado del mineral, dejando pilares con el objetivo de asegurar el sostenimiento y espacio necesario de las áreas de trabajo.

Sal Solar. Para la producción comercial, el agua de mar se dirige a una serie de grandes estanques de tierra, ya sea por gravedad o mediante bombeo, donde 90% del agua se evapora por la radiación solar y la acción del viento. A partir de la salmuera concentrada, varias sales minerales se pueden separar por cristalización fraccionada. El cloruro de sodio precipita, formando capas de sal 10-25 cm de espesor. La solución que queda es la salmuera de magnesio altamente concentrada, que se descarga o se recicla para la cristalización del producto adicional.

Se alcanza una pureza superior al 99,7 % NaCl en peso y se pueden alcanzar rendimientos de hasta un 80% en relación con el contenido de sal gracias a un control apropiado (Sedivy 2.009).

Salmuera procedente de sondeos. La sal de roca se disuelve por la acción del agua dulce en la formación rocosa y se convierte en una solución salina concentrada. La minería de solución controlada es el método más habitual y económico de extracción de sal de roca de los depósitos subterráneos (Eurochlor 2.013a).

Sal procedente de residuos salinos de la extracción de potasa. El proceso para obtener cloruro sódico a partir de los residuos salinos generados en la extracción de potasa consiste principalmente en un lavado en contracorriente y molienda de los residuos salinos con salmuera saturada. Esto no solo arrastra las impurezas no solubles, sino que también pone en solución otras (ANE 2.010).

Sal a vacío. En general, los tipos de sal hasta ahora mencionadas se puede utilizar para la producción de sal a vacío de alta pureza. Sin embargo, por lo general, roca de sal y salmuera de sondeos son los tipos más empleados en plantas de evaporación comerciales. La salmuera en bruto se purifica para eliminar las impurezas como el calcio, magnesio e iones sulfato. El agua de la salmuera purificada se evapora usando evaporadores de efecto múltiple o evaporadores de recompresión mecánica de vapor (Feldman 2.001).

1.2.2 Tecnologías emergentes en la industria cloro-álcali

Uno de los avances más importantes en la industria cloro-álcali es el proceso de cátodo despolarizado de oxígeno (CDO), en el que el oxígeno se introduce en la cámara de electrólisis a través de un cátodo poroso (Figura 1.10). Este proceso produce una reducción significativa en el consumo de energía eléctrica de alrededor del 30%. En lugar de hidrógeno, el oxígeno se libera desde el cátodo de las células de CDO (Kiros et al. 2.008).

Algunos alentadores resultados a escala laboratorio con cátodos despolarizados de oxígeno en el proceso cloro-álcali han motivado el desarrollo de esta técnica hasta su escala industrial (Gestemann et al. 2.007). Esta tecnología consiste en la sustitución de los cátodos de metal común en las células de membrana por cátodos despolarizados con oxígeno que reducen el oxígeno para producir hidróxido, en lugar de convertir agua en hidrógeno e iones hidroxilo.

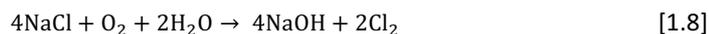
La utilización de cátodos despolarizado de oxígeno (CDO) en la electrólisis cloro-álcali es una integración de un cátodo de pila de combustible alcalina

en la celda de electrólisis de membrana. Esto reduce el voltaje de la célula alrededor de 1 V a densidades de corriente de relevancia industrial (Moussallem et al. 2.008).

La reacción catódica en las células de membrana con CDO es (Morimoto et al. 2.000):



La reacción global es:



La CDO es un electrodo de difusión de gas, donde el gas se difunde a través de la estructura porosa del electrodo a los centros activos del catalizador y reacciona con el agua catódica para producir iones OH^- . La tecnología CDO tiene que cumplir con requisitos estrictos para alcanzar una operación óptima (Moussallem et al. 2.008): estabilidad química frente a soluciones de hidróxido sódico concentradas y en presencia de oxígeno a temperaturas que oscilan entre 80 y 90°C; alta estabilidad mecánica en electrolizadores con superficies de reacción de varios m^2 ; alta conductividad eléctrica y espesor bajo; gran actividad superficial del electrocatalizador; adecuada estructura porosa hidrófoba/hidrófila para facilitar el paso de gases y líquidos sin vuelta atrás del gas ni fenómenos de inundación del electrolito, incluso a diferentes presiones de trabajo de gas y líquido; alta estabilidad a largo plazo; y costes razonables.

Estos estrictos requisitos explican la causa del paso de alrededor de cuarenta años desde el comienzo de la investigación sobre los CDO en los años setenta a la construcción de una instalación industrial en 2.010. Desde 2.011 está en funcionamiento una planta de células de membrana utilizando la técnica CDO operada por Bayer y Uhdenora /Uhde con una capacidad de cloro de 20 kt/año (Brinkmann et al. 2.014).

Después de más de 30 años de intensa investigación y desarrollo del proceso electrolítico cloro-álcali con cátodos despolarizados de oxígeno, quedan pocas dudas sobre la viabilidad técnica de esta tecnología. Diseños de electrodos y electrolizadores, relativamente avanzados, junto con numerosos ensayos experimentales de larga duración, muestran que la implementación a gran escala de la tecnología CDO es una opción viable técnicamente para la reducción del consumo energético en la industria

cloro-álcali.

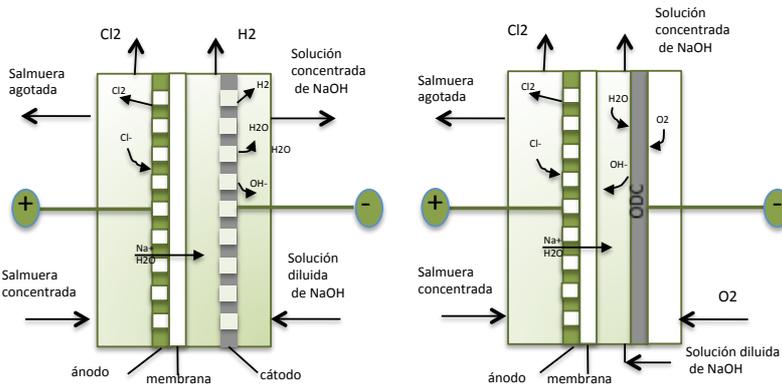


Figura 1.10 Comparación de la electrólisis cloro-álcali convencional (izquierda) y la de cátodo despolarizado de oxígeno (derecha) (Moussallem et al. 2008).

La pregunta que queda aún sin respuesta es la viabilidad económica de esta tecnología. Desafortunadamente no hay una respuesta fácil dado que deben considerarse los costes, tanto de la electricidad, como de los nuevos electrolizadores, de los cátodos despolarizados y del oxígeno requerido.

Por otra parte, el escenario del hidrógeno en cuanto a su valorización es igualmente importante. Es más, se trata de un aspecto a considerar en el caso de construcción de nuevas plantas o de proyectos de conversión de plantas de mercurio o diafragma.

Dado que los precios de la energía eléctrica actuales son muy superiores a los de la década de 1.980, y asumiendo que en general se espera que aún aumenten más, se prevé que el umbral de rentabilidad del proceso cloro-álcali mediante CDO se alcance en un futuro relativamente próximo. Por otro lado, la utilización del hidrógeno co-producido en las plantas de cloro-álcali en celdas de combustible se ha convertido en un tema muy popular.

Es necesario considerar dos aspectos adicionales para la evaluación de la potencial reducción de consumo eléctrico del proceso cloro-álcali suponiendo la desaparición del uso del hidrógeno como combustible o en celdas de combustible. En primer lugar, el debate en curso sobre el comercio de emisiones carbono y los posibles impuestos de dióxido de carbono que pueden cambiar relativamente pronto y de manera radical la situación económica de las industrias intensivas en energía. No se puede

olvidar que la energía eléctrica se basa principalmente en combustibles fósiles.

En segundo lugar, una situación opuesta podría producirse si la denominada economía del hidrógeno se hiciera realidad algún día. En ese caso, el hidrógeno producido a partir del proceso cloro-álcali ya no sería un productor menor, y en su lugar se convertiría en un combustible premium fácilmente vendible en el mercado de hidrógeno.

En cualquier caso, es evidente que la eficiencia económica de la electrólisis cloro-álcali mediante CDO está estrechamente relacionada con la evolución futura de los mercados energéticos mundiales (Moussallem et al. 2.008).



1.3 Intensificación sostenible de la industria cloro-álcali

1.3.1 Intensificación sostenible de los procesos químicos

El desarrollo de procesos y productos químicos innovadores está produciéndose en el siglo XXI sobre la base de aplicar la gestión de la cadena de suministro (GCS) y el Análisis de Ciclo de Vida (ACV). Estas innovaciones están íntimamente relacionadas con el desarrollo de las tecnologías de la información y la globalización de la economía y la sociedad (Irabien et al. 2.010).

La intensificación de los procesos se dirige a la innovación en procedimientos que conducen a aumentos cualitativos de rendimiento, pero es preciso desarrollar las herramientas de toma de decisión para clarificar las ventajas y desventajas de esa intensificación de procesos.

Algunos autores proponen que el diseño de productos y procesos ambientalmente sostenibles debe guiarse con los doce principios de la química verde (Anastas y Zimmerman 2.003, Anastas and Warener 1.998; Grossmann y Westerberg 2.000).

La intensificación de la industria cloro-álcali bajo la aplicación de estos doce principios, pasa por un lado por una intensificación ambiental a través de la aplicación del análisis de ciclo de vida a toda la cadena de suministro que permita estudiar y plantear medidas correctoras. La aplicación del análisis de ciclo de vida debería permitir aplicar el principio de prevención de la contaminación, reducir el consumo de materias primas y auxiliares, el uso de tecnologías que usen productos menos tóxicos y con menor riesgo de accidentes, la utilización de materias primas renovables y el aprovechamientos de corrientes industriales de otros procesos teniendo en cuenta los principios de la ecología industrial y de la economía circular.

Por otro lado, la intensificación de la industria cloro-álcali debe considerar una intensificación energética de los procesos incluidos en ella, teniendo en cuenta, que como sector intensivo en energía, la competitividad de dicho sector tanto a nivel nacional como internacional, se verá cada vez más afectado por su consumo y por el efecto de los precios de la energía.

1.3.2 La industria cloro-álcali desde una perspectiva de ciclo de vida

El enfoque de ciclo de vida ayuda a tener una idea más global y más ajustada a la realidad de los impactos ambientales y de las ventajas que supone aplicar criterios de sostenibilidad. Para aplicarlo, se utiliza el Análisis del Ciclo de Vida (ACV). Un proceso objetivo que nos permite evaluar las cargas ambientales asociadas a un producto, proceso o actividad, identificando y cuantificando tanto el uso de materia y energía como las emisiones al entorno, para determinar el impacto de ese uso de recursos y esas emisiones y para evaluar y llevar a la práctica estrategias de mejora ambiental.

El estudio incluye el ciclo completo del producto, proceso o actividad, teniendo en cuenta las etapas de extracción y procesado de materias primas, producción, transporte y distribución, uso, reutilización y mantenimiento, reciclado y disposición final. Permite la evaluación de diferentes impactos ambientales, ofreciendo una visión multicriterio a la hora de describir el perfil del objeto de estudio.

Dada su gran versatilidad, la metodología de ACV puede ser aplicada en todos los sectores industriales ya que permite analizar cualquier tipo de producto o proceso.

Mediante su aplicación es posible identificar las etapas del ciclo de vida con mayor impacto ambiental para poder actuar sobre el foco del problema; detectar potenciales de mejora ambiental a aplicar (reducción de emisiones, eficiencia energética, optimización de consumo de recursos, etc.); reforzar los argumentos de mejora ambiental y determinar las medidas más eficientes para reducir los impactos; y disponer de información ambiental objetiva, cuantitativa y rigurosa del impacto ambiental de los productos producidos. El ACV es sinónimo de mejora continua y una palanca para la ecoinnovación.

El proceso cloro-álcali ha sido caso de estudio en diversos trabajos bajo el enfoque del análisis el ciclo de vida.

I. Boustead realizó varios eco-perfiles a solicitud de la Asociación Europea de Fabricantes de Plásticos (APME). Entre ellos, Boustead (2.005a, 2.005b) publicó dos eco-perfiles relativos al cloro y al hidróxido sódico producidos en base electrolítica. Los informes tenían como fuente de datos los resultados de un cuestionario enviado a varias plantas. De las plantas participantes, el 68 % eran plantas con tecnología de mercurio, el 12 % correspondían a tecnología de diafragma y el 20 % restante a tecnología de membranas. Las cantidades de hidrógeno valorizado en las plantas era muy variado, con productores que declaraban una recuperación total del hidrógeno producido y otros que declaraban una emisión total al aire. El autor tomó medias de los valores obtenidos para el análisis de impactos. En este trabajo el cloruro sódico se asignó según el requerimiento estequiométrico del producto. Las emisiones al agua asociadas a la sal y su depuración a los productos en base a la contribución del cloruro sódico al producto correspondiente. Aquellas emisiones que no se podían atribuir directamente al cloruro sódico (mercurio), se asignaron de manera másica simple a los productos. El consumo de vapor en estos trabajos se asignó según causación másica simple. Lo mismo para el caso del consumo eléctrico. Las emisiones de hidrógeno fueron atribuidas únicamente al hidrógeno. Todos estos trabajos presentan los resultados numéricos, sin aportar una interpretación, y al tratarse de datos confidenciales los usados como inventario, es difícil evaluar el escenario planteado.

En el marco de los indicadores de sostenibilidad, Martins et al. (2.007) evaluaron en su estudio el proceso cloro-álcali usando un juego de indicadores tridimensionales que representan las tres dimensiones de sostenibilidad: económica, ambiental, y social. Los cuatro indicadores propuestos en este estudio son la intensidad energética, la intensidad de recursos materiales, el riesgo químico potencial y el impacto potencial medioambiental. En este trabajo se emplea como base la tipología de indicadores propuesta por Sikdar (2.003a, 2.003b). En su alcance de los límites no está incluido el proceso de producción de la sal, lo cual puede influir significativamente en la toma de decisiones. Los resultados de este estudio confirman la tendencia de reemplazo de las tecnologías de mercurio y diafragma debido a su impacto ambiental. Sin embargo, concluyen que las

membranas presentan una mayor intensidad energética, y esto unido a los altos costes de las membranas y a los sustanciales cambios necesarios en el proceso, supone un importante freno para el cambio.

El estudio más amplio, ambicioso y reciente del proceso cloro-álcali en el enfoque de ciclo de vida es otro eco-perfil solicitado por el sector industrial cloro álcali (Eurochlor 2.013a). Se trata de un eco-perfil que representa la media europea de la industria productora de cloro, hidróxido sódico, hidrógeno e hipoclorito sódico mediante la electrólisis cloro-álcali. La producción de sal está incluida en el alcance de este estudio. La fuente de datos para el proceso de producción de cloro son datos confidenciales obtenidos de los productores de cloro. La metodología empleada en este estudio es igual a la descrita en el trabajo encargado por la APME (Boustead 2.005c). El estudio llevado a cabo toma medias tanto para los inventarios individuales de las plantas como para el del sistema de producción de sal. Este trabajo se completa integrando un análisis de resultados aplicando una regla de asignación económica. Así mismo se lleva a cabo una expansión del sistema integrando un proceso de transformación del hidrógeno en energía eléctrica, mediante la tecnología de celda de combustible, e incluyendo la carga evitada asociada reduciendo el impacto en el consumo eléctrico del sistema.

Otros trabajos en la literatura más reciente (Jung et al. 2.013, Jung et al. 2.014, Kätelhön et al. 2.015) se concentran en estudios comparativos de análisis de ciclo de vida entre la tecnología de membranas y la tecnología de cátodo despolarizado de oxígeno, como tecnología emergente. Estos estudios se centran principalmente en el cambio sustancial de intensidad energética que puede suponer esta nueva tecnología, excluyendo de sus perímetros otras etapas que requieren el proceso global de producción de cloro, como puede ser el tratamiento de la salmuera o de los productos. En estos estudios se estudia en mayor profundidad el papel del hidrógeno en el análisis global de ciclo de vida, dado que es el producto no común en este sistema multifuncional.

Hong et al. (2.014) presentan un análisis de ciclo de vida de la producción de hidróxido sódico vía electrolisis, con un caso de estudio en China. Se trata de un estudio exhaustivo, que profundiza en la extracción de salmuera como materia prima del escenario en cuestión, pero cuya representatividad en el sector chino cloro-álcali resulta limitado.

El sector cloro-álcali europeo presenta una alta heterogeneidad tanto en el tipo de materias primas empleadas, como en la configuración del tratamiento de estas, en las tecnologías empleadas o en el destino de sub-productos y residuos. Hasta ahora, en la literatura no se ha profundizado en el desarrollo de un modelo exhaustivo que integre todas las etapas, con sus múltiples opciones, y que permita no únicamente evaluar la tecnología electrolítica, sino todas las etapas que por sus características, en función del escenario escogido, puedan modificar de manera significativa los impactos de ciclo de vida del proceso global de producción de cloro.

1.3.3 la industria cloro-álcali y el reto energético

El crecimiento de la industria cloro-álcali se ha dictado principalmente por la demanda del mercado, las preocupaciones y limitaciones ambientales, y los precios de la energía, y continuará rigiéndose por estos factores en el futuro (O'Brien et al. 2.005).

La energía eléctrica es un elemento sustancial para la producción de cloro, y su precio tiene un impacto de gran importancia sobre el coste de producción, aproximadamente el 50 %. Por lo tanto, se trata de un factor crítico en la competitividad global de los productores europeos.

Normalmente, la tecnología electrolítica y el diseño de la instalación de la concentración de sosa cáustica son los únicos aspectos tenidos en cuenta en el análisis de consumo de energía del proceso cloro-álcali. Sin embargo, es importante destacar que las exigencias de calidad de sal para cada tecnología pueden tener una influencia importante sobre el consumo específico de la producción de cloro. El consumo de energía total puede variar mucho según el escenario estudiado.

Hay una relación lineal entre el precio de la energía eléctrica y los costes de producción de cloro. Tomando como referencia una planta de 500 kt de capacidad, en tecnología de membrana, asumiendo un precio de la tonelada de sal de 30 euros y un precio de venta de la sosa cáustica de 275 euros por tonelada, se puede concluir que un aumento de 10 euros del precio de la electricidad se traduce en 30 euros sobre el precio de coste de una tonelada de cloro (Prochemics 2.007).

En alguna referencias bibliográficas, la intensidad eléctrica de los sectores industriales se expresa como una relación del consumo eléctrico (MWh) y el

valor del producto (MWh/1.000 EUR) (Lund 2.007). La industria del cloro puede ser comparada con otras industrias químicas y del metal (Tabla 1.5).

La eficiencia energética, a menudo, es considerada la herramienta más rápida y más rentable para aumentar la fiabilidad en el suministro y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Por ello ha sido identificada como la piedra angular en la política energética de la Comisión Europea y es uno de los pilares del plan 20/20/20 de la Comisión para lograr los objetivos de 2.020 (Kanellakis et al. 2.013).

Tabla 1.5 Intensidad energética de varios sectores industriales (Lund 2.007).

	Electricidad (MWh/t)	Precio (EUR/t)	Intensidad Eléctrica (MWh/1.000 EUR)
Aluminio	15	2.170	6,9
Cloro	2,7-3	350	8,6
Cobre	0,5-0,7	4.170	0,14
Níquel	7-10	12.500	0,68
Silicio	13	1.550	10
Acero Inox.	1,4-1,5	2.500	0,44

Frente a uno de los asuntos cruciales para la Unión Europea (UE), actualmente para la industria intensiva en energía, el precio de energía, la incertidumbre en la legislación energética y la disponibilidad de capital son barreras importantes que afectan tanto a la toma de decisiones como a la generación de oportunidades de reestructuración completa del proceso aplicando las mejores tecnologías disponibles o una técnica emergente de mayor eficiencia energética con un diseño energético optimizado.

Una gran parte de las empresas europeas que funcionan en el sector cloro-álcali son filiales de organizaciones multinacionales globales. Las plantas compiten internamente por inversiones de capital. Unos mayores gastos hacen más difícil la justificación de inversiones al poner en discusión la viabilidad de las plantas.

Uno de los pilares de la política energética y la política de cambio climático europea es la creación de un mercado interno de energía. La energía fluiría libremente a través de fronteras, de modo que los clientes fueran indiferentes en cuanto a la fuente de sus provisiones energéticas, y los proveedores competirían en un mercado energético completo europeo (Helm 2.014).

Después de varias liberalizaciones de mercados eléctricos, la evolución del

precio de energía no ha sido la esperada y las políticas energéticas de los países no ayudan a clarificar la futura competitividad del sector. Además, el Sistema de Comercio de Emisiones de la Unión Europea (RCDE) conduce a una desventaja competitiva de los fabricantes europeos en relación con sus competidores. Los efectos consisten en gastos directos asociados a las exigencias de reducción de CO₂ definidas por la directiva de la Unión Europea, y en gastos indirectos de magnitud comparable, que provienen de un precio de electricidad más alto provocado por el RCDE en el sector de la energía. El impacto en el coste total ha permanecido por debajo del 2 % del valor de producción para la mayor parte de industrias dentro del RCDE en el período de Kyoto.

Las industrias electro intensivas fuera del RCDE también se ven afectadas. En el sector cloro-álcali, el impacto ha sido estimado en un incremento del 10 % sobre el valor de la producción. Este impacto influye en cada sector de manera muy diferente, pero para la industria electro intensiva que se abastece en el mercado, que no dispone de su propia generación eléctrica, es más agudo. Este es el caso del sector cloro-álcali (Lund 2.007).

En la Directiva RCDE se enumeran los sectores considerados como expuestos a un riesgo significativo de fuga de carbono debido a los costes de los derechos de emisión tras pasados al precio de la energía eléctrica. Estos sectores son susceptibles para recibir ayudas. El sector cloro-álcali está incluido en la lista de sectores expuestos. La CE considera que un sector o subsector está expuesto a un riesgo significativo de fuga de carbono si cumple alguno de los siguientes criterios:

- a) la suma de los costes adicionales directos e indirectos derivados de la aplicación de la RCDE puede dar lugar a un aumento sustancial del coste de producción, calculado como proporción del valor bruto añadido, del 5 % como mínimo, y
- b) la intensidad del comercio con terceros países, definida como la proporción entre el valor total de las exportaciones a terceros países más el valor de las importaciones de terceros países y la dimensión total del mercado para la Comunidad (volumen de negocios anual más el total de las importaciones de terceros países), sea superior al 10 %.

De manera complementaria, también se considera que un sector o subsector está expuesto a un riesgo significativo de fuga de carbono si:

a) la suma de los costes adicionales directos e indirectos derivados de la aplicación de la RCDE puede dar lugar a un incremento particularmente elevado del coste de producción, calculado como una proporción del valor bruto añadido, del 30 % como mínimo, o

b) la intensidad del comercio con terceros países, definida como la proporción entre el valor total de las exportaciones a terceros países más el valor de las importaciones de terceros países y la dimensión total del mercado para la Comunidad (volumen de negocios anual más el total de las importaciones de terceros países), sea superior al 30 % (CE 2.009b).

Si los sectores electro intensivos no son capaces de diluir los costes adicionales a través de operaciones más eficientes, o en el precio de venta de sus productos, estos gastos impactarán directamente en su rentabilidad y en su competitividad. Es importante asegurar que la reducción de emisiones de carbono no es resultado de una lenta desindustrialización y a cargo de un creciente consumo de carbón en otras partes del mundo (Helm 2.014).

En la actualidad, para la producción de cloro, y para todas las industrias intensivas en energía, la gestión energética es estratégica para mantener la competitividad económica. La atención sobre los costes energéticos ha crecido debido al impacto de la RCDE (Posch et al. 2.015). En los últimos años, se ha producido un cambio en el concepto de sostenibilidad desde un distante enfoque orientado al medioambiente hacia un factor imperativo para la competitividad. Motivado por las potenciales mejoras relacionadas con la energía, las industrias de gran intensidad energética han identificado nuevos motores económicos para el compromiso medioambiental. Los sectores intensivos en energía, y más concretamente el sector cloro-álcali no ha de analizar únicamente aspectos técnicos, sino además la situación actual y las previsiones de la energía eléctrica europea, con el fin de asegurar una industria futura sostenible y a largo plazo.



1.4. Alcance y objetivos de la tesis

En el futuro, la industria cloro-álcali se seguirá sustentando sobre la base de una cambiante demanda del mercado, cada vez más sujeta a desviaciones marcadas por los mercados internacionales; a las consideraciones ambientales, centradas en los avances tecnológicos y en las cada vez mayores limitaciones ambientales exigidas por una sociedad ávida de una mayor calidad de vida ambiental; y finalmente, y debido a su fuerte demanda energética, por los precios de la energía y por los factores externos que condicionan estos precios.

De acuerdo a estas premisas, esta tesis doctoral pretende contribuir a la intensificación de la industria cloro-álcali a través de una intensificación ambiental bajo una perspectiva de ciclo de vida, y a través de una intensificación energética por medio del análisis y modelado del consumo y de los precios de la energía y de las distintas variables que los condicionan.

A fin de alcanzar este objetivo global, en esta tesis doctoral se han desarrollado los siguientes objetivos específicos que se estructuran en cuatro capítulos:

- El Capítulo 1 incluye una introducción general que contribuye a ordenar toda la información dispersa en torno a la industria cloro-álcali a fin de visualizar las necesidades futuras de un sector de vital importancia para la industria química y por extensión para la sociedad.

En este capítulo se incluye el **Objetivo 1**, que permitirá analizar de forma ordenada y detallada el estado del arte de la industria cloro-álcali, incluyendo un análisis socioeconómico, un análisis técnico y la discusión de los retos y las necesidades futuras del sector.

- El Capítulo 2 incluye el análisis ambiental del sector cloro-álcali bajo una perspectiva de ciclo de vida. Para ello se realiza un completo análisis de ciclo de vida de distintas alternativas para la

fabricación de cloro. Se incluyen los siguientes objetivos:

Objetivo 2: Inventario y Modelo de Ciclo de Vida del proceso de fabricación de cloro utilizando el software de ACV Gabi 6. Se trata de un modelo completo que incluye distintas fuentes de materias primas y distintas tecnologías utilizadas actualmente en la industria, así como un análisis ambiental de tecnologías emergentes.

Objetivo 3: Aplicación de una metodología de Evaluación de la Sostenibilidad Ambiental (ESA) basado en la sostenibilidad de los recursos naturales (SRN) y en la sostenibilidad de las cargas ambientales (SCA). Se introduce una metodología en la que el análisis de ciclo de vida se toma como herramienta para la optimización multicriterio en la industria de procesos. La aplicación de esta metodología pretende contribuir a simplificar la toma de decisiones de cara a la selección de alternativas ambientalmente más sostenibles para la producción de cloro.

- El Capítulo 3 incluye un análisis de la situación actual y de los retos energéticos futuros de la industria cloro-álcali. En el capítulo se describen las necesidades de sectores energéticamente dependientes, particularizado para el sector cloro álcali, a fin de proponer las claves que contribuyan a la consecución de una industria cloro-álcali europea energéticamente sostenible a medio y largo plazo. Para la consecución de este objetivo global, se han planteado dos objetivos específicos:
Objetivo 4: partiendo de un análisis del estado del arte de las políticas climáticas y energéticas de la Unión Europea, se realiza una estimación de costes energéticos del sector cloro-álcali.
Objetivo 5: se propone una metodología para la Evaluación de la Sostenibilidad Económico-Energética (ESEE) para la industria cloro-álcali, así como su aplicación a los escenarios descritos en el Capítulo 2 y la propuesta de acciones energéticamente sostenibles.
- El Capítulo 4 resume las conclusiones generales de la tesis y plantea una visión general de los retos y recomendaciones para futuras investigaciones en el contexto de la industria cloro-álcali.



1.5 Referencias del capítulo 1

Anastas P, Warner J **(1.998)** Green Chemistry: Theory and Practice, Oxford University Press: New York.

Anastas P, Zimmerman J **(2.003)** Design through the Twelve Principles of Green Engineering, *Env. Science and Technology*, 37, 5, 94A-101A.

ANE **(2.010)** NaCl Manufacturing from potash mining tailings,

ANE **(2.015)** <http://www.cloro.info>. *Ultimo acceso diciembre de 2015*.

Arcega F, Pardina A, Nevot S, Prado F **(2.011)** Current Measurements in Cathode of Mercury Cells for Chlorine Production. *IEEE Latin America Transactions*, Vol. 9, Nº. 7,

Beal M, Linak E **(2.011)** Chlorine/Sodium Hydroxide. CEH Marketing Report

Bourgeois L **(1.986)** Notions appliquées de chimie et d'électrochimie pour exploitants d'électrolyse a mercure. Documento Solvay

Boustead I **(2.005a)** Eco-profiles of the European plastics industry: Chlorine, APME

Boustead I **(2.005b)** Eco-profiles of the European plastics industry: Sodium Hydroxide, APME

Boustead I **(2.005c)** Eco-profiles of the European plastics industry: Methodology, APME

Brinkmann T., Giner G., Schorcht F **(2.014)** Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Chlor-Alkali. JRC Science and Policy Reports

CE **(1.967)** Directiva 67/548 del Consejo relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas en materia de clasificación, embalaje y etiquetado de las sustancias peligrosas.

CE **(1.996)** Directiva 96/61/CE del consejo relativa a la prevención y al

control integrados de la contaminación

- CE **(1.999)** Directiva 1.999/31 relativa al vertido de residuos.
- CE **(2.003)** Directiva 2.003/87/CE del parlamento europeo y del consejo por la que se establece un régimen para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero en la Comunidad y por la que se modifica la Directiva 96/61/CE del Consejo.
- CE **(2.006)** REGLAMENTO 1907/2.006 del Parlamento Europeo y del Consejo relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH), por el que se crea la Agencia Europea de Sustancias y Preparados Químicos.
- CE **(2.008)** Reglamento 1102/2.008 del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a la prohibición de la exportación de mercurio metálico y ciertos compuestos y mezclas de mercurio y al almacenamiento seguro de mercurio metálico
- CE **(2.009)** Decisión 2.010/2/UE de la comisión por la que se determina, de conformidad con la Directiva 2.003/87/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, una lista de los sectores y subsectores que se consideran expuestos a un riesgo significativo de fuga de carbono
- CE **(2.009b)** Directiva 2.009/29/CE del parlamento europeo y del consejo de 23 de abril de 2.009 por la que se modifica la Directiva 2.003/87/CE para perfeccionar y ampliar el régimen comunitario de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero
- CE **(2.010a)** Comunicación de la comisión al parlamento europeo y al consejo relativa a la revisión de la estrategia comunitaria sobre el mercurio.
- CE **(2.010b)** Directiva 2.010/75/UE del parlamento europeo y del consejo sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación)
- CE **(2.011)** Decisión 2.011/745/UE de la comisión por la que se modifican las Decisiones 2.010/2/UE y 2.011/278/UE, en lo que se refiere a los sectores y subsectores que se consideran expuestos a un riesgo significativo de fuga de carbono.
- CE **(2.012a)** Directiva 2.012/18/UE del parlamento europeo y del consejo

relativa al control de los riesgos inherentes a los accidentes graves en los que intervengan sustancias peligrosas y por la que se modifica y ulteriormente deroga la Directiva 96/82/CE.

CE **(2.012b)** Directrices relativas a determinadas medidas de ayuda estatal en el contexto del régimen de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero (158/04).

CE **(2.012c)** Reglamento (UE) Nº 528/2.012 del parlamento europeo y del consejo relativo a la comercialización y el uso de los biocidas.

Eurochlor **(2.005)** Eurochlor's contribution to the European commission's consultation document on the development of an EU mercury strategy.

Eurochlor **(2.008)** Chlorine Industry Review 2.008-2.009: Tackling issues in a transparent manner.

Eurochlor **(2.009)** Chlorine Industry Review 2.009-2.010: The spectre of substitution calls for vigilance.

Eurochlor **(2.010)** Chlorine Industry Review 2.010-2.011: Fundamentally strong up to a point.

Eurochlor **(2.011a)** Key Facts about Chlorine. Technical report. Available online: www.eurochlor.org/download-centre/key-fact-cards.aspx. *Ultimo acceso diciembre de 2015.*

Eurochlor **(2.011b)** Chlorine Industry Review 2.011-2.012: Will Europe fuel our future?

Eurochlor **(2.012)** Chlorine Industry Review 2.012-2.013: Towards a new European industrial policy for more competitiveness.

Eurochlor **(2.013a)** An Eco-profile and Environmental Product Declaration of the European Chlor-Alkali Industry

Eurochlor **(2.013b)** Chlorine Industry Review 2.013-2.014: European Chlor-alkali landscape buoyed by investor confidence.

Eurochlor **(2.014)** Chlorine Industry Review 2.014-2.015: Maintaining Momentum in Uncertain Times.

Feldman S **(2.001)** Sodium Chloride. *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*

- Gestemann R, Ottoviani A **(2.007)** chlorine production with oxygen depolarized cathodes on industrial scale. *Modern chlor-alkali technology* volume 8, 4. 49-56
- Grossmann I, Westerberg A **(2.000)** Perspectives on process systems engineering. *AIChE Journal*, 46, 1700.
- Helm D **(2.014)** The European framework for energy and climate policies. *Energy Policy*, 64, 29-35
- Hong J, Chen W, Wang Y, Xu C, Xu X **(2.014)** Life cycle assessment of caustic soda production: a case study in China. *Journal of Cleaner Production*, 66, 113-120.
- IGME **(2.012)** <http://www.igme.es/PanoramaMinero>. *Ultimo acceso diciembre de 2015*.
- IPPC **(2.007)** Climate Change 2007: mitigation. Contribution of working group III to Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, pp.251-322
- Irabien A, Cristóbal J, Albo J, Domínguez A **(2.010)** La intensificación sostenible de los procesos químicos. *Química e Industria*, nº 589, 28-33.
- Jung J, Postels S, Bardow A **(2.014)** Cleaner chlorine production using oxygen depolarized cathodes? A life cycle assessment. *Journal of Cleaner production* 80, 46-56
- Jung J, Von der Assen, Bardow A **(2.013)** Comparative LCA of multiproduct processes with non-common products: a systematic approach applied to chlorine electrolysis technologies. *Int. J. Life Cycle Assess*, 18, 828-839.
- Kanellakis M, Martinopoulos G, Zachariadis T **(2.013)** European energy policy—A review. *Energy Policy*, 62, 1.020–1.030
- Kätelhön, Vonder Assen N, Suh S, Jung J, Bardow A **(2.015)** Industry-Cost-Curve approach for modelling the environmental impact of introducing new technologies in life cycle assessment. *Environmental Science Technol*, 49, 7.543-7.551.
- Kiros Y, Bursell M **(2.008)** Low Energy Consumption in Chlor-alkali Cells Using

- Oxygen Reduction Electrodes. *Int. J. Electrochem. Sci.* 3, 444-451
- Lakshmanan S, Murugesan T **(2.013)** The Chlor-Alkali Process—Work in Progress. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16(2).
- Lund P **(2.007)** Impacts of EU carbon emission trade directive on energy-intensive industries — Indicative micro-economic analyses, *Ecological Economics*, 63, Issue 4, Pages 799–806
- MAGRAMA **(2.012)** Buscando soluciones para la gestión medioambiental responsable del mercurio, Ref. L0022425, ISBN 9788449112324.
- Mínguez J (2.006) Tendencias del sector cloro-álcali, en Díaz M (coord) Tendencias de la industria química y de procesos. 2, ISBN: 9788434480759, Barcelona. Ed. Ariel
- Millet J-C **(2.008)** Cellules d'électrolyse chlore-soude. www.techniques-engineur.fr, ref J4804
- Morimoto T, Suzuki K, Matsubara T, Yoshida N **(2.000)** Oxygen reduction electrode in brine electrolysis. *Electrochimica Acta*, vol. 45, pp. 4257-4262.
- Moussallem I, Jörissen J, Kunz U, Pinnow S, Turek T **(2.008)** Chlor-alkali electrolysis with oxygen depolarized cathodes: history, present status and future prospects. *J Appl Electrochem* 38, 1177–1194
- Moussallem I, Pinnow S, Wagner N, Turek T **(2.012)** Development of high-performance silver-based gas-diffusion electrodes for chlor-alkali electrolysis with oxygen depolarized cathodes. *Chemical Engineering and Processing* 52, 125– 131
- Nilsson L, Persson P, Ryden L, Darozhka S, Zalienskiene A **(2.007)** Cleaner Production: Technologies and Tools for Resource Efficient Production. *The Baltic University Environmental Management*. Book 2, pp. 236-245
- O'Brien T, Bommaraju T, Hine F **(2.005)** Handbook of Chlor-Alkali Technology: Volume I: Fundamentals
- PARCOM **(1.990)** Decision 90/3 on Reducing Atmospheric Emissions from Existing Chlor-Alkali Plants
- Posch A, Brudemann T, Braschel N, Gabriel M **(2.015)** Strategic energy management in energy intensive enterprises: a quantitative analysis of

relevant factors in the Austrian paper and pulp industry. *Journal of Cleaner Production*, 90, 291-299

Prochemics **(2.007)** Impact of Electricity Price on the Competitiveness of the European Chlor-Alkali Industry. Chemical Industry Consulting Services, Zurich

Sedivy V **(2.006)** Environmental Balance of salt production speaks in favour of solar saltworks. *1st International Conference on Ecological Importance of Solar Saltworks, At Santorini, Greece*

Sikdar S **(2.003a)** A Journey Towards Sustainable Development. A Role for Chemical Engineers. *Environmental Progress*, 22, 227.

Sikdar S **(2.003b)** Sustainable Development and Sustainability Metrics. *AIChE Journal*, 49, 1928.

Weisser D **(2.007)** A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies. *Energy* 32 (9), 1543-1559

Xianghua D, Zuroen N, Baorong Y, Tiejong Z **(2.007)** Life cycle inventory for electricity generation in China. *Int. J. LCA* 12 (4), 217-224

2. SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL DE LA PRODUCCIÓN DE CLORO



2.1 Modelo de ciclo de vida del proceso cloro-álcali

2.1.1 Objetivo y alcance del modelo

Muchas asociaciones empresariales y empresas de distintas actividades industriales utilizan el enfoque de ciclo de vida en el marco de la sostenibilidad. El pensamiento de ciclo de vida (Life Cycle Thinking, LCT) se ha generalizado con el fin de reducir las cargas ambientales globales y optimizar el consumo de recursos a través de todo el ciclo de vida de los bienes y servicios. El ACV también se utiliza para mejorar la competitividad de productos de la empresa y en la comunicación con los organismos gubernamentales. El ACV puede erigirse como una herramienta que contribuya a la toma de decisiones en la industria de procesos. El beneficio del ACV es que proporciona una herramienta simple que permite comprender los compromisos en origen y en las actividades aguas abajo asociados a las presiones ambientales, la salud humana y el consumo de recursos. Estos puntos de vista a macroescala complementan otras evaluaciones sociales, económicas y ambientales.

En este contexto, el objetivo del modelo propuesto en este trabajo es la evaluación ambiental del proceso de fabricación de cloro, así como el análisis de la integración de tecnologías emergentes en el sector cloro-álcali. El modelo engloba el análisis detallado del proceso de producción de cloro con su correspondiente coproducción de hidróxido sódico e hidrógeno, e incluye el cloruro sódico como materia prima principal.

A través de un estudio exhaustivo de todas las etapas presentes en los procesos productivos anteriormente mencionados, se analizan los impactos ambientales generados para distintos escenarios representativos de las distintas opciones disponibles en las diversas fases del proceso productivo del cloro.

Este modelo, por tanto, es una herramienta útil no solo para evaluar comparativamente la sostenibilidad ambiental de las diferentes instalaciones de producción de cloro, sino para orientar y soportar los procesos de toma de decisión en futuros nuevos proyectos en este sector.

2.1.2 Definición de límites del sistema

En el marco de la metodología de análisis de ciclo de vida (ACV), los límites del sistema considerados en este estudio corresponden a un análisis tipo “de la cuna a la puerta” (Figura 2.1).

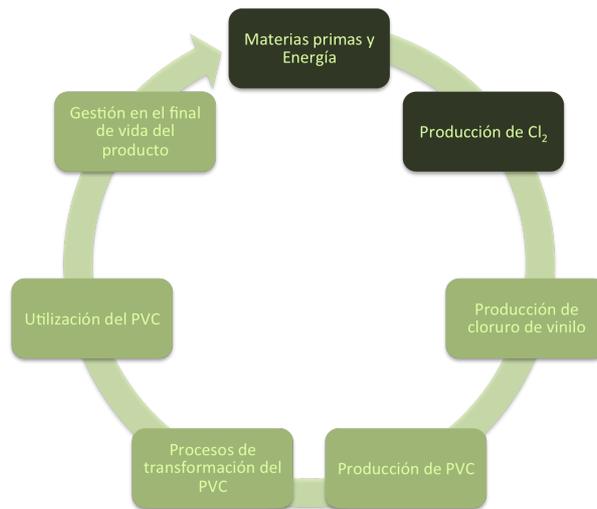


Figura 2.1 Límites del sistema de la cuna a la puerta del cloro en su uso en el PVC.

Se han incluido en el análisis :

- producción de sal;
- reciclado de residuos o de productos secundarios para su uso en la producción, en otros procesos o transformación en energía;
- procesos de producción de cloro vía electrolítica;
- transporte de la materia prima;

- etapas de tratamiento de los productos para adecuación a sus consumos finales;
- gestión de todas las corrientes residuales de la producción y de las emisiones generadas por los procesos incluidos en los límites del sistema.

La producción de hipoclorito sódico está siempre presente en cualquier planta cloro-álcali, sin embargo, no presenta cargas ambientales significativas. Aunque de manera anexa al proceso cloro-álcali se podría hablar de una coproducción de hipoclorito sódico, en la mayoría de las plantas europeas se trata de minimizar. Muchas plantas existentes y prácticamente todos los nuevos proyectos de implantación contemplan una etapa de decoloración de la salmuera a vacío, valorizando el cloro recuperado para el cliente final principal, y evitando la producción de hipoclorito sódico. La etapa de decoloración sino es a vacío, es la principal fuente de cloro para fabricación de hipoclorito sódico. Por esta razón, este proceso ha quedado excluido del modelo de ciclo de vida.

La construcción de grandes bienes de capital y el mantenimiento y operación de equipos de auxiliares de apoyo han sido así mismo excluidos del estudio.

Considerando el alcance del sistema, la producción cloro-álcali se ha modelado como una caja negra. El proceso se ha subdividido en cuatro subsistemas que permiten identificar con mayor precisión las cargas ambientales asociadas al proceso productivo y que a su vez han hecho posible el desarrollo de un modelo de una flexibilidad y amplitud tal, que prácticamente todos los escenarios posibles en el sector cloro-álcali pueden ser analizados (Figura 2.2).

- **Subsistema 1:** Producción de sal. Dada la importante diversidad existente en la sal empleada como materia prima en el sector cloro-álcali, tanto a nivel de calidad como a nivel de potenciales cargas ambientales asociadas a su obtención, se ha considerado fundamental este subsistema. Dentro de este subsistema se desarrollan cinco procesos correspondientes a la producción de sal de roca, sal solar, sal a vacío, sal procedente de residuos de potasa, y salmuera producida en sondeos mediante disolución forzada. Se ha incluido un proceso adicional a fin de recoger los impactos del transporte de este producto hasta su consumidor final en la producción de

cloro. Las entradas del sistema son la energía requerida (eléctrica y térmica), el agua, la materia prima y los productos auxiliares necesarios en la etapa productiva. Las características principales en la materia prima, que condicionarán posteriormente las cargas ambientales de su producción, son el contenido de sulfatos, calcio y magnesio en la fuente de sal empleada. Las salidas del sistema son el producto, sal para consumo en el proceso cloro-álcali, el efluente correspondiente según el proceso, las emisiones generadas al aire, y los residuos sólidos a gestionar.

- **Subsistema 2:** Preparación de salmuera. El proceso cloro-álcali consume la sal en forma de disolución acuosa y presenta unos requerimientos en cuanto a sus contenidos en diferentes impurezas que pueden variar en función de la tecnología electrolítica. Al igual que en el caso del subsistema 1, la presencia de estas impurezas condicionarán el impacto ambiental de esta etapa de la producción de cloro. La configuración del circuito de salmuera es también un aspecto importante a considerar en el análisis de un proceso productivo de cloro. Existen dos tipos de configuración: i) circuito cerrado de salmuera con aportación de sal sólida para mantener saturada la solución de cloruro sódico y ii) circuito abierto, característico de las plantas que emplean sal en forma de salmuera directamente suministrada de los sondeos extractivos mediante disolución forzosa con agua. Estas dos configuraciones se han integrado en el modelo. En función de los requerimientos de calidad en la salmuera, el modelo permite integrar un proceso que recoge una etapa primaria de depuración basada en la precipitación de las impurezas, y en caso necesario, un segundo proceso que recoge una depuración secundaria basada en resinas de intercambio iónico. En este caso, las entradas y salidas del sistema coinciden con las descritas en el subsistema anterior.
- **Subsistema 3:** Tecnologías. Se han contemplado dentro de este estudio las tres tecnologías que actualmente están en funcionamiento a escala industrial en el sector cloro-álcali europeo, así como la tecnología emergente en el sector. Se han implementado en el subsistema procesos independientes para la tecnología de mercurio, la tecnología de diafragma, la tecnología de membranas en sus dos variantes, configuración monopolar o bipolar, y la tecnología de cátodos despolarizados de oxígeno. Las entradas del sistema son la energía requerida, el agua, y la materias primas necesarias. Las salidas del sistema son los tres productos

generados en el proceso cloro-álcali, el efluente acuoso, las emisiones generadas al aire y los residuos sólidos a gestionar, caracterizándolas con los contaminantes generales y específicos de cada tecnología.

- **Subsistema 4:** Tratamiento de productos. En todos los casos, los productos requieren un tratamiento antes de ser enviados al consumidor final. En este subsistema se han desarrollado procesos distribuidos no solo entre los productos a tratar, sino entre la tecnología electrolítica de origen que condiciona en algunos casos ese tratamiento. En el caso del acondicionamiento del cloro se ha requerido un único proceso común a las tres tecnologías consistente en una etapa de secado con ácido sulfúrico concentrado. En el caso del hidróxido sódico, éste exige un proceso diferente en función de si su origen es la tecnología de mercurio o las tecnologías de diafragma o membrana, tanto debido a su contenido en mercurio como a su concentración de salida. Para este producto el modelo incluye en este subsistema dos procesos. Lo mismo sucede con el hidrógeno, aunque en esta ocasión solo debido a su contenido en mercurio. Este último producto no aparece como salida en la tecnología CDO. Las entradas del sistema son la energía requerida (eléctrica y térmica), el agua y las materias primas. Las salidas del sistema son los productos una vez tratados y listos para su distribución y utilización final; el efluente acuoso, las emisiones generadas al aire y los residuos sólidos a gestionar, caracterizándolas con los contaminantes generales y específicos de la tecnología de origen en cada caso.

2.1.3 Unidad Funcional

La unidad funcional proporciona una referencia cuantitativa para todas las entradas y salidas del producto estudiado (ISO 2.006a).

En estudios anteriores como Boustead (2.005) o Eurochlor (2.013) se han llevado a cabo estudios de ACV tomando como unidades funcionales un kg de cada uno de los productos generados en este proceso, incluyendo incluso el hipoclorito sódico, producto asociado al proceso cloro-álcali. En este modelo las entradas y salidas del sistema se han referido a una tonelada mixta (ECU). El proceso electroquímico cloro-álcali conduce a la generación en un ratio fijo de 1 tonelada de cloro, 1,1 tonelada de sosa cáustica (hidróxido sódico) y 0,03 toneladas de hidrógeno. A esta combinación de

productos se le denomina unidad electroquímica (ECU). La imposibilidad de controlar independientemente la fabricación de los tres productos es la base para esta asunción. Todos los materiales, residuos, emisiones y consumos energéticos están referidos a esta unidad funcional.

2.1.4 Reglas de asignación de cargas ambientales

Los procesos de producción en la industria química a menudo son sistemas multifuncionales, es decir, tienen no una, sino varias salidas de productos valiosos y co-productos.

Existen tres tipos básicos de problemas de asignación: multi-salida (sistemas co-producto como el proceso cloro-álcali), multi-entrada (tratamiento de residuos) o sistemas abiertos de reciclado (cuando un producto reciclado se transforma en otro producto) (Finnveden et al. 2009).

Se han publicado un gran número de enfoques metodológicos para la asignación de cargas ambientales en procesos multifuncionales. Schneider (1.996) identificó más de veinte propuestas para el análisis de los procesos de tratamiento de residuos, de ciclos de vida de recursos y para sistemas co-producto. Lindfors et al. (1.995) describen y discuten siete métodos diferentes de asignación para sistemas abiertos de reciclaje que ofrecían resultados contradictorios. Boustead (2.005) estudio más de 10 metodologías en la asignación de cargas para varios casos de la industria química, entre las que se encontraba el caso de la producción de cloro. La elección de la metodología de asignación juega un papel de similar importancia a la de la elección del mix de generación eléctrica. No resulta sorprendente que el problema de la asignación sea percibido como uno de los problemas fundamentales no resueltos del análisis de ciclo de vida. (Frishknecht 2.000).

La asignación debe ser evitada en lo posible mediante la expansión del sistema para incluir las funciones adicionales relacionadas con los co-productos. Para este objetivo, se puede introducir un proceso genérico con la misma función (producto), y el sistema que está siendo estudiado recibe compensación por las cargas asociadas evitadas en otra parte (“asignación evitada”). La expansión del sistema se lleva a cabo para mantener la comparabilidad de un sistema de producto en términos de salidas del producto a través de un traspaso equilibrado de una salida del sistema y

sustituyéndola por la salida equivalente del sistema de producción que la reemplaza (Weidema 2.001).

La expansión del sistema sólo debe utilizarse cuando hay un producto dominante, un producto desplazable por uno de los co-productos y una técnica de producción de ese producto desplazable.

La mayoría de los procesos industriales están diseñados para optimizar su rendimiento económico y, como consecuencia, con frecuencia se propone que la asignación debe llevarse a cabo utilizando los parámetros económicos. La opción para hacer esto se deja abierta en la norma ISO. Si bien es cierto que la elección inicial de la planta puede haber sido hecha sobre la base de criterios económicos, el comportamiento de la planta, una vez construida, está determinada casi exclusivamente por sus características técnicas en lugar de limitaciones económicas externas. En estas circunstancias, la partición sobre la base de criterios económicos es inadecuada (Boustead 2.005).

Se ha aplicado las siguientes reglas de asignación en el caso de estudio de este modelo:

- **Asignación en masa.** Las entradas al sistema, correspondientes a la materia prima desde su etapa de producción, la electricidad y el vapor, se han asignado en masa a los productos resultantes como salidas del sistema. La entrada de vapor al sistema no puede ser asignada únicamente a la concentración de hidróxido sódico, pues en función de los escenarios, existen instalaciones que declaran un significativo uso de vapor en otras etapas. La asignación de energía eléctrica a los diferentes productos de la tecnología electrolítica de producción de cloro ha sido objeto de mucha discusión a lo largo de los años. Casi todos los métodos que se han propuesto tienen sus defensores y detractores, y ningún método cumple con la aprobación universal (Boustead 2.005). Todas las demás cargas (entradas y emisiones) se asignaron en masa.
- **Asignación económica.** La asignación económica se basa generalmente en el reparto de cargas utilizando el valor de mercado de los distintos productos. Este método no tiene en cuenta la tecnología del proceso y puede conducir a variaciones significativas con el tiempo a pesar de que puede que no se haya producido cambio alguno en la tecnología. Este efecto es ilustrado por la industria cloro-álcali, donde los precios

relativos de cloro y la sosa cáustica (hidróxido de sodio) han fluctuado de forma espectacular en los últimos treinta años. Por ejemplo, a finales de la década de 1.970 el precio del cloro y de la sosa cáustica era aproximadamente 140 dólares por tonelada. Bajo estas circunstancias, la asignación de la carga de la producción de cloro se estimaba del 50% al cloro y el 50% a cáustica.

En 1.984 el precio del cloro era de 150 dólares por tonelada, pero el precio de la cáustica se disparó a 280 dólares por tonelada. Sobre esta base, la partición sería 35% y 65% de cloro y de sosa cáustica respectivamente. En 1.986 el precio de cloro había alcanzado los 190 dólares por tonelada, pero el precio de la cáustica había caído a 175 dólares por tonelada dando lugar a una partición del 53% de cloro y 47% a cáustica. Para 1.990, la situación se había invertido una vez más con el precio de cloro en 200 dólares por tonelada y el hidróxido sódico en 320 dólares por tonelada induciendo una partición del 38% de cloro y 62% a cáustica. Durante este período hubo pocos cambios en la implantación tecnológica global para la producción de cloro y sosa cáustica, por lo que las características de la producción deben ser más o menos constantes. Sin embargo, la partición económica indica amplias fluctuaciones. Por esta razón, la asignación económica puede generar incertidumbres en el análisis de ciclo de vida.

Para la asignación económica llevada a cabo en este trabajo se han tomado como precios de referencia las medias del mercado europeo correspondientes al periodo 2.006-2.011 tal y como se muestra en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Precios medios del mercado europeo usados para la asignación económica (€/t) (Eurostat 2.013)

Producto	Precio medio 2.006-2.011 (€/t)
Cloro	165
Hidróxido sódico al 50 %	224
Hidrógeno	1.697

En la Figura 2.3 se muestra el método de asignación que se ha utilizado en este trabajo para el cálculo de los factores de asignación empleados en la asignación económica (Tabla 2.2) que permiten la distribución de las cargas ambientales del caso de estudio entre los tres producto resultantes.

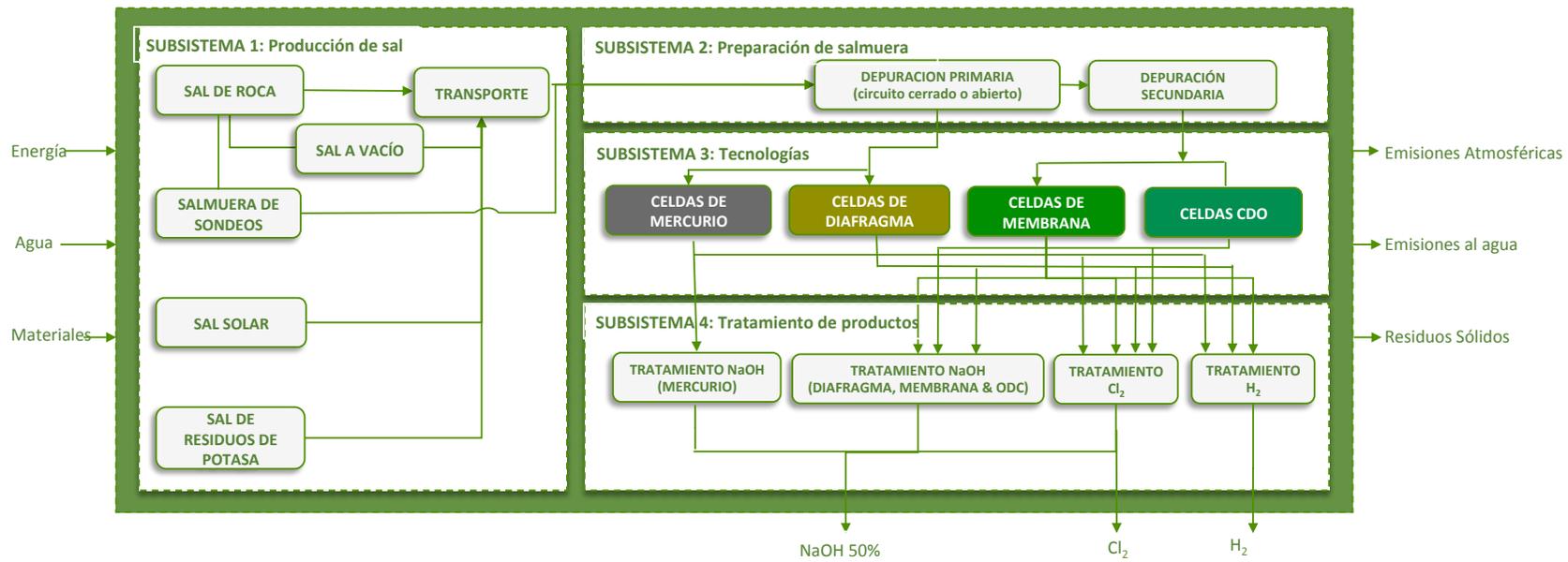


Figura 2.2 Diagrama de flujo del proceso cloro-álcali.

- Valor calorífico del hidrógeno (carga evitada).** El hidrógeno permite plantear una asignación diferente, que integre la carga evitada que puede suponer el hidrógeno empleado en celdas de combustible para la producción de energía eléctrica, o el empleado como combustible sustituyendo la combustión de gas natural. En el modelo planteado se ha asumido una eficiencia de pila de combustible del 50%, produciéndose 20 kWh de energía eléctrica por cada kg de hidrógeno. Esta energía eléctrica se ha deducido de la entrada de electricidad en el sistema. Se ha llevado a cabo un análisis de sensibilidad sobre esta forma de asignación considerando las opciones mencionadas.

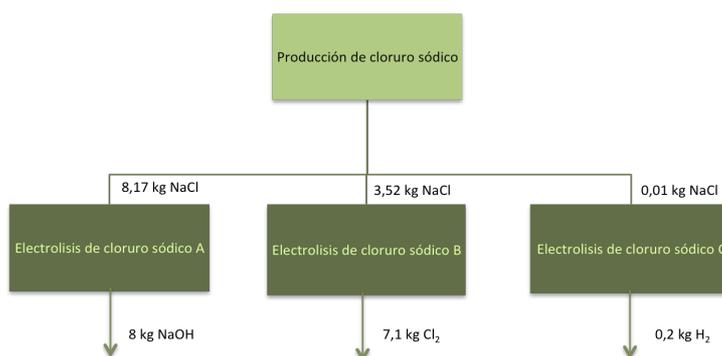


Figura 2.3 Modelo de asignación para el estudio del sistema Cl₂-NaOH-H₂ aplicado en este estudio en la asignación económica (Guinée et al 2.004).

Tabla 2.2 Factores de asignación para el estudio del sistema Cl₂-NaOH-H₂.

Flujo Funcional	Cantidad	Precio (€/kg)	Beneficio (€)	Factor de asignación
Cloro, kg	7,1	0,165	1,1715	0,354
Hidróxido sódico (50 %), kg	8	0,224	1,792	0,542
Hidrógeno, kg	0,2	1,697	0,3394	0,102
Total	-	-	3,3029	1,00

2.1.5 Inventario de ciclo de vida

En el inventario de ciclo de vida (ICV) se han recogido todas las entradas y salidas relevantes para el proceso.

Los datos empleados en este modelo, relativos a los subsistemas de

tecnología y a los procesos de tratamiento de los productos, están basados principalmente en los recogidos en el documento de referencia de las mejores técnicas disponibles del sector cloro-álcali (BREF). Las fuentes de este documento están basadas en dos estudios a nivel de instalación individual; el primero realizado por el TWG en el primer trimestre de 2.010, y el segundo en el primer trimestre de 2.012, en gran parte coordinado por EuroChlor. El primer cuestionario tenía como objetivo proporcionar información general sobre el sector, mientras el segundo mencionado tenía como fin el validar y corregir los datos proporcionados durante el primer estudio, así como recoger datos adicionales más específicos. La información de los cuestionarios individuales fue compilada y analizada posteriormente.

En el primer estudio en 2.010 participaron 66 plantas, mientras que el segundo estudio fechado en 2.012 participaron 43 instalaciones. Veinticinco instalaciones participaron sólo en el primer estudio, dos instalaciones sólo en el segundo, y cuarenta y un instalaciones en ambos. La participación anteriormente descrita supuso para el primer estudio una participación del 86 % de las plantas de cloro-álcali en operación en ese momento, representando el 96 % de la capacidad instalada de producción de cloro. Para el segundo estudio, la cobertura significó un 58 % en términos participación y un 59 % en término de capacidad instalada.

Durante el primer estudio, aproximadamente el 60 % de las instalaciones reportaron datos correspondientes al año 2.008 y aproximadamente el 40 % al 2.009. Mientras, durante la segunda encuesta, el 19 % de las instalaciones ofreció datos de 2.008, el 19 % relativo a 2.009, el 16 % a 2.010 y el 47 % correspondiente a 2.011. En contraste con el proceso descrito anteriormente, los datos de consumo de energía publicados en el documento BREF fueron solicitados al departamento estadístico del Consejo Europeo de la Industria Química (CEFIC) debido a su naturaleza confidencial. Las cifras agregadas fueron enviadas a Euro Chlor y luego proporcionadas al grupo técnico de trabajo de la oficina europea IPPC (TWG).

En este estudio los datos relativos al consumo eléctrico de las tecnologías electrolíticas han sido obtenidos a partir de fuentes bibliográficas. De esta manera, es posible integrar y analizar la influencia de las condiciones de operación de la planta en función de la densidad de corriente.

En general, los datos de consumos y emisiones que se han recogido en el

BREF se refieren a condiciones de funcionamiento normales. Para este estudio se ha empleado la media de los valores. Los datos correspondientes a los subsistemas 1 (producción de sal) y 2 (preparación de salmuera) tienen como origen fuentes bibliográficas, cálculos de elaboración propia, y en algún caso puntual, datos procedentes de instalaciones del sector. Concretamente, en el caso de la producción de sal a partir de residuos de potasa, se han utilizado datos procedentes de la Asociación Nacional Electroquímica (ANE).

Muchas industrias se caracterizan por la producción simultánea de diversos productos. Como consecuencia, pocas plantas funcionan aisladas y suele haber interacciones entre procesos pertenecientes a diferentes plantas que maximizan las posibilidades de aprovechamiento de subproductos o incluso efluentes. De este modo, el proceso total puede ser hecho mucho más eficiente en términos de energía total y de uso de materiales.

En este trabajo se ha tratado de mantener el caso de estudio, el proceso de producción de cloro, aislado y sin considerar posibles sinergias que no puedan considerarse universales en el sector. Además, otros datos de base fueron tomados de la base de datos PE (PE 2.011 Internacional). Las Tablas 2.3, 2.4, 2.5, y 2.6 recogen las fuentes de datos de los subsistemas que componen el modelo.

2.1.6 Descripción del modelo de la producción de cloro.

El proceso cloro-álcali se define como un proceso multi-funcional, con múltiples productos como salidas del sistema. El sistema se ha dividido en cuatro subsistemas que se han modelado como cajas negras. En todos ellos, se han integrado como entradas los consumos de materiales, de agua y de energía; y como salidas, los productos, emisiones atmosféricas, efluentes líquidos y residuos sólidos

A) PRODUCCIÓN DE SAL

Consumo de materiales. En función del proceso se han introducido las etapas de tratamiento, en caso de ser necesarias, como en el caso de la sal a vacío. Se ha incluido el consumo de carbonato sódico y de hidróxido sódico asociados al pretratamiento necesario para la producción de este tipo de sal. En el caso de la producción de sal a partir de residuos de KCl, al tratarse la materia prima de un residuos de otro proceso productivo, se ha

introducido en el modelo con una carga asociada igual a cero.

Consumo de energía. En la sal de roca, el consumo energético tiene como origen una referencia bibliográfica (Goetfried et al. 2.012) que toma como base unas instalaciones mineras en Alemania (Heilbronn). En términos globales, los valores arrojados de esta instalación ilustra de manera representativa la media europea. Lo mismo sucede para el caso de la sal solar, para la que los datos de consumo específico eléctrico de las instalaciones se refieren a una planta del Oeste de Australia de la empresa Salt Partners, y se consideran comparables a los de las grandes plantas europeas (Goetfried et al. 2.012). En el caso de la sal a vacío, se han considerado datos publicados del estado del arte actual de las tecnologías de evaporación múltiple y de recompresión mecánica de vapor (Westphal et al. 2.012). Los datos correspondientes a la sal procedente de residuos de potasa son datos ofrecido por el propio sector cloro-álcali español a través de su informe ANE 2.010.

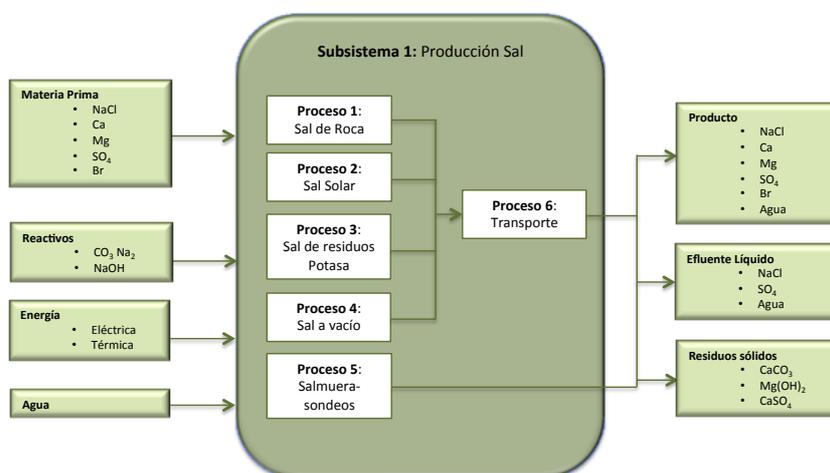


Figura 2.4 Diagrama de entradas y salidas del subsistema 1: Producción de sal.

En este trabajo se ha modelado la energía requerida en la extracción por disolución de salmuera considerando dos términos: la energía consumida en los sondeos (E_S), y la energía requerida para el transporte de la salmuera hasta la planta de cloro-álcali (E_T), como se muestra en la Ec. 2.1.

$$E = E_S + E_T \quad [2.1]$$

Tabla 2.3 Fuentes de datos, alcance temporal y representación geográfica del ICV para el subsistema1: Producción de sal.

Entradas		Fuente de Datos	Alcance temporal	Representación geográfica
Sal de Roca	Composición Sal	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
	Consumo Energético	Goetfried et al. (2.012)	2.012	Europa
Salmuera de sondeos	Composición Sal	Datos del sector	2.015	Europa
	Consumo Energético	Elaboración Propia	2.015	Europa
	Consumo de Agua	NYSDEC (2.015)	2.015	USA
Sal Solar	Composición Sal	Feldman (2.005)	2.005	Europa
	Consumo Energético	Goetfried et al. (2.012)	2.012	Europa
	Consumo de Agua	Sedivy (2.009)	2.009	Europa
Sal procedente de residuos de potasa	Composición Sal	ANE (2.010)	2.010	España
	Consumo Energético	ANE (2.010)	2.010	España
	Consumo de Agua	ANE (2.010)	2.010	España
Sal a vacío	Composición Sal	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
	Consumo Energético	Goetfried et al. (2.012)	2.012	Europa
	Consumo de Agua	Elaboración Propia	2.015	Europa
Transporte de Sal	Consumo de Energía	PE International (2.010)	2010	Europa

Tabla 2.3 Fuentes de datos, alcance temporal y representación geográfica del ICV para el subsistema1: Producción de sal (Continuación).

Salidas		Fuente de Datos	Alcance Temporal	Representación geográfica
Sal de Roca	Composición Sal	Brinkmann et al. (2.014)	2.014	Europa
Salmuera de sondeos	Composición Sal	Datos del sector	2.015	Europa
	Composición Sal	Sedivy (2.009)	2.009	Europa
Sal Solar	Efluentes Líquidos	Mustafa et al. (2.013)	2.013	Europa
	Residuos Sólidos	Baseggio (1.974)	2.015	Europa
Sal procedente de residuos de potasa	Composición Sal	ANE (2.010)	2.010	España
	Efluentes Líquidos	ANE (2.010)	2.010	España
	Residuos Sólidos	ANE (2.010)	2.010	España
Sal a vacío	Composición Sal	Westphal et al (2.012)	2.012	Europa
	Efluentes Líquidos	Elaboración propia	2.015	Europa
	Residuos Sólidos	Elaboración Propia	2.015	Europa
Transporte de sal	Emisiones	PE International (2.010)	2.010	Europa

Tabla 2.4 Fuentes de datos, alcance temporal y representación geográfica del ICV del subsistema 2: Preparación de salmuera.

Entradas		Fuente de Datos	Alcance temporal	Representación geográfica
Circuito abierto:	Consumo de Agua	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Depuración Primaria	Consumo Reactivos	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Circuito Cerrado:	Consumo de Agua	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Depuración Primaria	Consumo de Reactivos	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Depuración secundaria	Consumo Energético	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
	Consumo de Agua	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Salidas		Fuente de Datos	Alcance temporal	Representación geográfica
Circuito abierto:	Composición Sal	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Depuración Primaria	Efluentes Líquidos	O'Brien et al. (2.005)	2.005	Europa
	Residuos Sólidos	Elaboración Propia	2.015	Europa
Circuito Cerrado:	Composición Sal	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Depuración Primaria	Efluentes Líquidos	O'Brien et al. (2.005)	2.005	Europa
	Residuos Sólidos	Elaboración Propia	2.015	Europa
Depuración secundaria	Composición Sal	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa

Tabla 2.5 Fuentes de datos, alcance temporal y representación geográfica del ICV del subsistema 3: Tecnologías

Entradas		Fuente de Datos	Alcance temporal	Representación Geográfica
Mercurio	Composición Sal	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
	Consumo Energético	Schmittinger P (2.000)	2.000	Europa
	Consumo de Agua	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Diafragma	Composición Sal	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
	Consumo Energético	Schmittinger P (2.000)	2.000	Europa
	Consumo de Agua	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Membrana	Composición Sal	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
	Consumo Energético	UHDE (2.015)	2.015	Europa
	Consumo de Agua	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Cátodo Despolarizado O ₂	Composición Sal	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
	Consumo de Oxígeno	Jung et al. (2.014)	2.014	Europa
	Consumo Energético	UHDE (2.015)	2.015	Europa
	Consumo de Agua	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa

Tabla 2.5 Fuentes de datos, alcance temporal y representación geográfica del ICV del subsistema 3: Tecnologías (Continuación).

Salidas		Fuente de Datos	Alcance Temporal	Representación geográfica
Mercurio	Productos	Eurochlor (2.013a)	2.013	Europa
	Emisiones atmósfera	Eurochlor (2.013b)	2.013	Europa
	Efluentes Líquidos	Eurochlor (2.013b), Brinkmann et al. (2.014)	2.013	Europa
	Residuos Sólidos	Eurochlor (2.013b)	2.013	Europa
Diafragma	Productos	Eurochlor (2.013a)	2.013	Europa
	Emisiones atmósfera	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
	Efluentes Líquidos	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
	Residuos Sólidos	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Membrana	Productos	Eurochlor (2.013a)	2.013	Europa
	Emisiones atmósfera	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
	Efluentes Líquidos	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
Cátodo Despolarizado O ₂	Productos	Jung et al. (2.014)	2.014	Europa
	Emisiones atmósfera	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa
	Efluentes Líquidos	Brinkmann et al. (2.014)	2.008-2.012	Europa

Tabla 2.6 Fuentes de datos, alcance temporal y representación geográfica del ICV del subsistema 4: Tratamiento de productos.

Entradas		Fuente de Datos	Alcance temporal	Representación geográfica
Cloro	Producto	Eurochlor (2.013a)	2.013	Europa
	Consumo reactivos	Brinkmann et al. (2.014)	2.014	Europa
Hidróxido sódico	Producto	Eurochlor (2.013a)	2.013	Europa
	Consumo Energético	Brinkmann et al. (2.014)	2.014	Europa
	Consumo Reactivos	Elaboración Propia	2.015	Europa
Hidrógeno	Producto	Eurochlor (2.013a)	2.013	Europa
	Consumo Energético	Datos del sector	2.015	Europa
	Consumo reactivos	Elaboración Propia	2.015	Europa
Salidas		Fuente de Datos	Alcance Temporal	Representación geográfica
Cloro	Producto	Brinkmann et al. (2.014)	2.014	Europa
	Efluentes Líquidos	Brinkmann et al. (2.014)	2.014	Europa
Hidróxido Sódico	Producto	Brinkmann et al. (2.014)	2.014	Europa
	Efluentes Líquidos	Elaboración Propia	2.015	Europa
	Residuos Sólidos	Elaboración Propia	2.015	Europa
Hidrógeno	Producto	Brinkmann et al. (2.014)	2.014	Europa
	Emisión atmosférica	Elaboración Propia	2.015	Europa
	Residuos Sólidos	Elaboración Propia	2.015	Europa

La primera varía en función del caudal, equivalente a la capacidad de la planta (C), y del diseño del sondeo (dimensiones del tubing y el casing). La energía consumida en los pozos de extracción es dependiente de la presión (P, bar) requerida. En este modelo, a partir de datos de diseño de la instalación y de la capacidad de la planta (C, m³/h), se determina la presión necesaria para la producción (Tabla 2.7).

Tabla 2.7. Expresiones para el cálculo de la presión de sondeo.

Características del sondeo	Cálculo de presión, P (bar)	
Casing: 15 cm y tubing: 9 cm	$12,474 \cdot \exp(0.0086 \cdot C)$	[2.2]
Casing: 20 cm y tubing: 11,5 cm	$11,962 \cdot \exp(0.0045 \cdot C)$	[2.3]
Casing: 25,4 cm y tubing: 16.5cm	$11,682 \cdot \exp(0.0022 \cdot C)$	[2.4]

La pérdida de carga del sistema se expresa en m (ecuación 2.5), siendo ρ la densidad de la salmuera (1.190 kg/m³) y los coeficientes factores de conversión de unidades.

$$hb = \frac{(P \times 0,4532 \times 10^4)}{(6,4516 \times \rho)} \quad [2.5]$$

La potencia hidráulica requerida se calcula a partir de la pérdida de carga del sistema:

$$P_h = \rho \times g \times Q \times hb \quad [2.6]$$

donde g es la gravedad (9,81 m/s²) y Q el caudal (m³/s)

Asumiendo una eficiencia (η) de las bombas de 85 %, se puede calcular la potencia real requerida (P_R):

$$P_R = P_h / \eta \quad [2.7]$$

La energía consumida se determina expresándola en energía primaria (MJ/t sal), bajo la consideración de una rendimiento en la generación de energía del 40 %:

$$E_S = (P_R / (Q \times 0,32)) \times 9 \quad [2.8]$$

introduciendo la potencia en kW y el caudal en m³/h.

El segundo término, correspondiente al transporte por tubería del salmuera hasta el punto de consumo, depende de la pérdida de carga que se produzca a lo largo de la tubería.

El modelo integra los cálculos del número de Reynolds, y en función de éste

del factor de Fanning, para finalmente determinar la pérdida de carga. Las variables que el modelo incluye son el caudal de salmuera, el diámetro de la tubería y la distancia equivalente de ésta.

La pérdida de carga debida a la fricción (D_p en m) se calcula considerando una longitud equivalente (L en m):

$$D_p = \frac{2 \cdot \rho \cdot f_F \cdot L \cdot v^2}{d} \quad [2.9]$$

La potencia requerida para el bombeo (P_{t_b}) será, por tanto:

$$P_{t_b} = D_p \cdot Q \quad [2.10]$$

La energía consumida en el bombeo (E_T) de la salmuera se determina como en el término anterior mediante las ecuaciones [2.7] y [2.8], expresándola en energía primaria (MJ/t sal).

Consumo de agua. Para las entradas al modelo referentes al consumo de agua, prácticamente todos los datos de este estudio tienen como origen referencias bibliográficas, salvo el caso de la sal a vacío, en el que se ha integrado en el modelo el consumo de agua relacionado con el consumo de reactivos, principalmente el hidróxido sódico. Se ha asumido la necesidad de mantener excesos de reactivo en la salmuera de 300 ppm para asegurar la eficacia de las reacciones de precipitación necesarias para alcanzar la calidad necesaria de la sal final. Así mismo, se ha integrado el cálculo del consumo de agua en función del agua aportado por los reactivos y el emitido en forma de efluente líquido y que ha de reintegrarse en el sistema.

Efluentes Líquidos. En el bloque de la producción de sal a vacío se integra un cálculo de la purga necesaria para mantener la concentración de sulfatos del circuito, y que implica por lo tanto un efluente que contiene principalmente cloruros, al tratarse de una salmuera saturada; sulfatos; y otras impurezas de menor relevancia. En la práctica, parte de los sulfatos contenidos en la sal de roca no se disuelven, por lo que la purga queda reducida (O'Brien et al. 2.005). En este modelo se ha contemplado una disolución del 50 % de los sulfatos contenido en la sal de roca empleada como materia prima, y en función de la cantidad disuelta se ha determinado el porcentaje de sal y de agua de purga necesaria:

$$\% \text{ sal purga} = 20,619 \times \% \text{ sulfato}^{0,7999} \quad [2.11]$$

$$\text{Agua Purga} = \frac{\% \text{ sal purga} \times 10 \times [\text{H}_2\text{O}]}{[\text{NaCl}]} \quad [2.12]$$

donde [NaCl] son 250 gr/kg y [H₂O] son 750 gr/kg.

Residuos Sólidos. En el bloque correspondiente a la producción de sal a vacío se integra un cálculo de la cantidad de residuos sólidos generados en función de las impurezas que contiene la sal empleada como materia prima. Estos residuos sólidos se generan tanto en la etapa de disolución como en la etapa de depuración (precipitación del calcio y el magnesio principalmente).

Las ecuaciones siguientes determinan la masa de residuos generados en el proceso (kg/t sal) en función de la concentración de calcio, magnesio y sulfatos de la sal de origen,

$$\text{kg CO}_3\text{Ca} = ([\text{Ca}] \times \frac{\text{PM CaCO}_3}{\text{PM Ca}}) / \% \text{ NaCl en sal} \quad [2.13]$$

$$\text{kg Mg(OH)}_2 = ([\text{Mg}] \times \frac{\text{PM Mg(OH)}_2}{\text{PM Mg}}) / \% \text{ NaCl en sal} \quad [2.14]$$

$$\text{kg CaSO}_4 = ([\text{SO}_4] \times \frac{\text{PM CaSO}_4}{\text{PM SO}_4}) / \% \text{ NaCl en sal} \quad [2.15]$$

B) PREPARACIÓN DE SALMUERA Y TRATAMIENTO

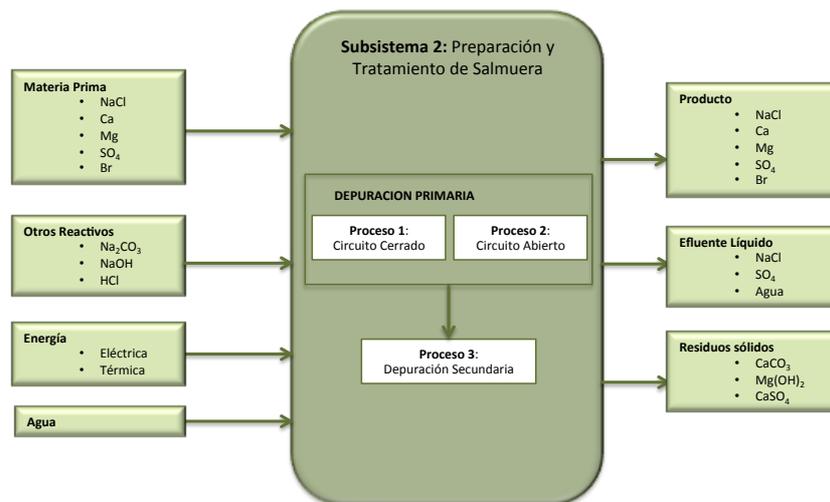


Figura 2.5 Diagrama de entradas y salidas del subsistema 2: Preparación y tratamiento de la salmuera

Consumo de energía. Tanto en el circuito abierto como en el cerrado, no se

ha considerado la energía requerida para la fuerza motriz. Se ha empleado una regla de corte justificada en que la fuerza motriz supone menos del 5 % del consumo energético global, y por tratarse además de un consumo común en cualquier escenario. Sin embargo, si se ha integrado como consumo significativo la energía requerida en la etapa de depuración secundaria, principalmente debida a los requerimientos térmicos de funcionamiento de las resinas de intercambio iónico.

Consumo de agua y de sal. En estas dos categorías de entradas al sistema tienen un importante potencial impacto la tecnología electrolítica, protagonista posterior del escenario, dado que los caudales de funcionamiento son muy diferentes en cada una de ellas.

En el caso del circuito abierto, se han tomado como referencia para el estudio unos caudales de 13, 12 y 14 m³/t cloro, correspondientes a la tecnología de mercurio, membranas-CDO, y diafragma. En el caso del circuito cerrado se varía el caudal de alimentación a 20 m³/t cloro.

La gran diferencia entre ambas configuraciones de circuito es que en el caso el circuito abierto, la salmuera empobrecida tras su paso por los electrolizadores se convierte en un efluente. Esto hace que el agua y sal contenida en ese efluente de salida formen parte, a su vez, del consumo de sal y agua del proceso.

Consumo de reactivos. En el subsistema de la preparación de salmuera se integran tres reactivos principales: el carbonato sódico, el hidróxido sódico al 25 % (empleado en las etapas de precipitación del calcio y del magnesio) y el ácido clorhídrico al 32 % (empleado en el ajuste de pH a la entrada en células y en la decloración de la salmuera).

Efluentes Líquidos. En la configuración del circuito de salmuera abierta el efluente es toda la corriente de salida de los electrolizadores de mercurio y membranas. No ocurre lo mismo con la tecnología de diafragma, en la que dada su especificidad, la salmuera sale simultáneamente con el hidróxido sódico. Esta corriente es totalmente valorizada al recuperarse tanto los condensados de la etapa de concentración como la sal sólida obtenida en esta misma etapa.

En el caso del circuito cerrado, el efluente es resultado de las características de la sal empleada como materia prima (contenido en sulfatos). En el

modelo, se ha descrito de acuerdo a las ecuaciones 2.11 y 2.12.

En algunas plantas cloro-álcali se incluye una etapa de desulfatación para minimizar la purga de salmuera. En el modelo propuesto no se ha contemplado dado que no es una instalación generalizada.

En el bloque de depuración secundaria, imprescindible en los escenarios que contemplan la tecnología de membranas o de CDO, la etapa de regeneración de resinas integra un consumo de ácido clorhídrico e hidróxido sódico a muy baja concentración. Estos efluentes, en la mayor parte de los casos, se neutralizan dando como resultado una disolución de baja concentración en cloruro sódico que generalmente se reintegra en el sistema. En este modelo, únicamente en los escenarios que emplean sal a vacío se contempla esta corriente como un efluente, dado que supone la purga de calcio y magnesio del sistema. La calidad de la sal a vacío consigue que el sistema prácticamente no requiera una purga por sulfatos.

Residuos Sólidos. Al igual que se ha descrito en el subsistema de la producción de sal, la precipitación de impurezas en la etapa de depuración de la salmuera genera unos residuos sólidos que se han integrado en este subsistema de acuerdo a las ecuaciones 2.13, 2.14, 2.15. Los residuos en el modelo se gestionan en vertedero controlado.

C) TECNOLOGÍAS

Consumo de energía. Para las celdas de electrolisis, densidades de corriente (KA/m^2) bajas suponen consumos específicos menores (kWh/t Cl_2). Sin embargo, esto también supone un mayor número de electrolizadores, con mayores costes de inversión y de mantenimiento para los mismos valores de producción.

Las plantas cloro-álcali funcionan a menudo con densidades de corriente variables dependiendo de la demanda del producto y de las fluctuaciones del precio de la energía. El consumo de energía en este subsistema es un parámetro dependiente del proceso. En la Figura 2.7 se presentan las funciones del consumo específico eléctrico de las tecnologías que se han modelado en este trabajo (Schmittinger 2.000, UHDE 2.015).

En el modelo se han integrado expresiones que relacionan el consumo específico (CE) de la electrolisis, expresado en kWh/t Cl_2 , en función de la densidad de corriente (D), expresado en KA/m^2 , para las cuatro tipos de

instalaciones existentes considerando en todos los casos un rendimiento de corriente del 95 %.

$$CE_{Mercurio} = (107,34 \times D) + 2.270,6 \quad [2.16]$$

$$CE_{Diafragma} = (364,52 \times D) + 1.860,6 \quad [2.17]$$

$$CE_{Monopolar} = (159,16 \times D) + 1.984,7 \quad [2.18]$$

$$CE_{Bipolar} = (77,942 \times D) + 1.878 \quad [2.19]$$

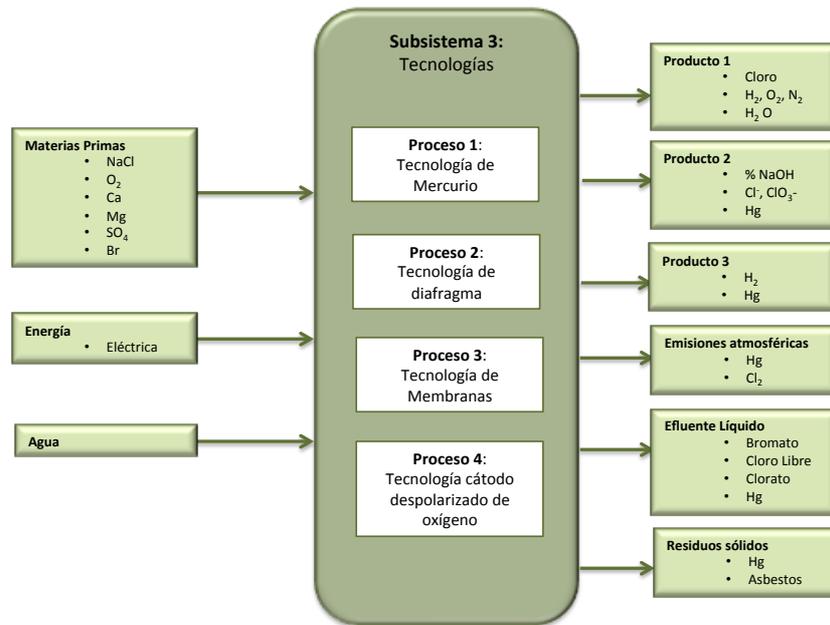


Figura 2.6 Diagrama de entradas y salidas del subsistema 3: Tecnologías.

Para el caso de la tecnología de cátodos despolarizados de oxígeno no se dispone de datos de funcionamiento para integrar una expresión. Los diseños actuales trabajan a densidades de corriente de 4 KA/m² con consumos publicados de 1.460 kWh/t NaOH, y se anuncian consumos a densidad de corriente 6 KA/m² de 1.600 kWh/t NaOH (Hofmann et al. 2.012). En el modelo planteado en este trabajo sea considerado el dato correspondiente a esta última densidad de corriente con el fin de plantear escenarios equiparables. Por otro lado, en este modelo se ha empleado el mix energético alemán.

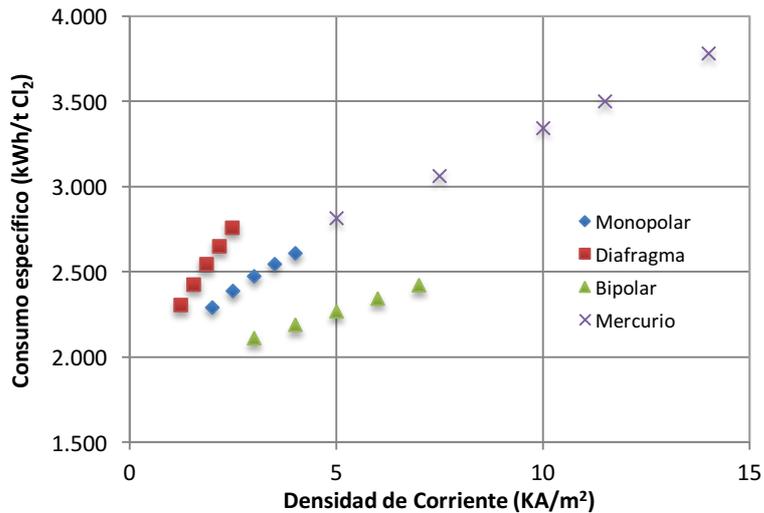


Figura 2.7 Evolución del consumo específico eléctrico de las diferentes tecnologías con la densidad de corriente (Schmittinger 2.000, UHDE 2.015).

Consumo de agua. En el subsistema tecnologías, el consumo de agua se puede dividir en dos partes. La primera parte correspondiente a la propia reacción. Durante la electrolisis se consume agua para la síntesis de hidrógeno e hidróxido sódico en una cantidad estequiometría de aproximadamente $0,51 \text{ m}^3/\text{t Cl}_2$.

La segunda corresponde al agua empleada como disolvente en la producción de cáustica. La cantidad de agua es variable en función de la concentración típica de hidróxido sódico en cada tecnología. El consumo de agua contempla la integración variable de los condensados recuperados de la etapa de concentración del hidróxido sódico en las tecnologías de diafragma, membranas y CDO.

Consumo de sal. El consumo de sal corresponde principalmente al consumido en la propia reacción. La cantidad estequiometría es $1,65 \text{ t NaCl}/\text{t Cl}_2$. En el modelo completo se añade al consumo de sal de la reacción, la cantidad de sal perdida en forma de purga en el efluente líquido. En la tecnología CDO se integra como materia prima oxígeno de alta pureza, $0,25 \text{ t O}_2/\text{t Cl}_2$.

Efluentes Líquidos. El efluente líquido del sistema esta principalmente asociado al subsistema de preparación y tratamiento de salmuera. Sin

embargo, para distribuir las cargas en función de su origen, se han introducidos como salidas del sistema los elementos que, aún saliendo en el efluente de la salmuera, son causados por la electrolisis. Estas emisiones al agua son el cloro libre, los cloratos, los bromatos, y el mercurio en el caso de la tecnología de amalgama de mercurio.

Emisiones al aire y residuos sólidos. En el caso de las emisiones al aire se introducen como salidas el cloro, asociado a cualquier tecnología de electrolisis cloro-álcali, y el mercurio en el caso concreto de la tecnología de mercurio. En el caso del mercurio se ha considerado la emisión promedio en 2.013 declarada por las plantas europeas y publicado por Eurochlor (Eurochlor 2.013b).

El mercurio emitido en los residuos sólidos acompaña a los residuos generados en el subsistema de la salmuera y se incluye como salida en el bloque tecnología. Así mismo, se introduce la salida de asbestos en residuos sólidos correspondiente a la tecnología de diafragma en el caso de ser una instalación que siga disponiendo de este tipo de diafragmas.

D) TRATAMIENTO DE PRODUCTOS

Productos: Los productos son comunes en las tres tecnologías implantadas industrialmente, no así en el CDO en el que el hidrógeno no se coproduce. Sin embargo, en algunos casos presentan características dependientes del proceso que definen posteriormente un tratamiento específico. En la Tabla 2.8 se resumen las características de los productos en función de la tecnología de origen.

Consumo reactivos. En el caso del cloro el tratamiento necesario para su utilización final es común en las tres tecnologías. El secado del cloro implica una entrada de consumo de ácido sulfúrico concentrado.

En el caso de la caustica y el hidrógeno procedentes de la tecnología de mercurio, se requiere únicamente una etapa de desmercurización que tiene como entrada un consumo de carbón activo.

Consumo de energía. En las tecnologías de diafragma, membrana y CDO es necesaria una etapa de concentración que implica una entrada de consumo de energía. El modelo permite especificar el número de etapas de la concentración, lo que afecta directamente al consumo energético del bloque.

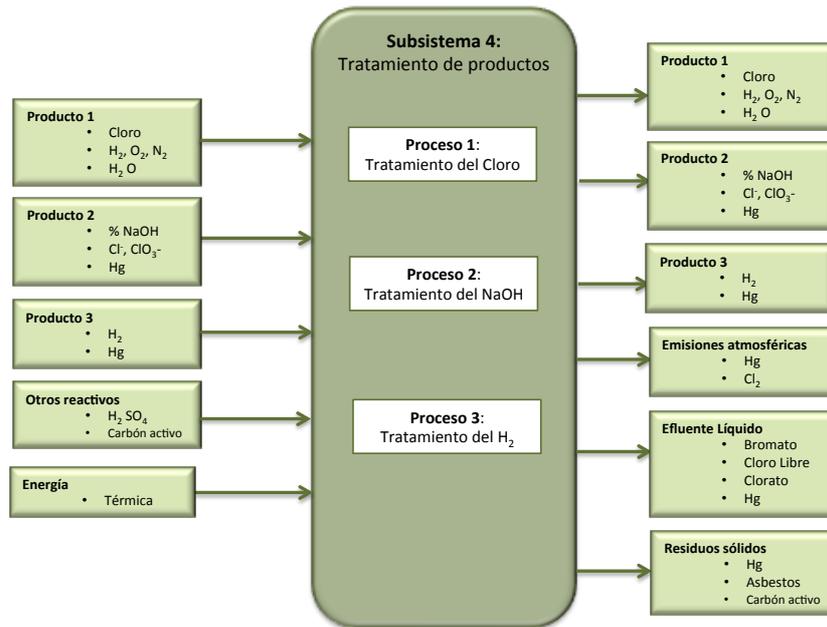


Figura 2.8 Diagrama de entradas y salidas del subsistema 4: Tratamiento de productos.

Efluentes Líquidos. En el proceso de tratamiento de cloro se ha definido como salida una corriente de ácido sulfúrico diluido al 60% proporcional a la entrada. Se ha realizado una expansión del sistema para consumir este ácido como materia prima de otro proceso, eliminando del sistema la carga asociada a este efluente. En relación al hidrógeno, no se incluye salida como efluente líquido. Sin embargo, sí se ha incluido en el bloque de tratamiento de la sosa caustica mediante evaporación. En el modelo se ha asumido la posibilidad de no recuperación de los condensados cáusticos debido a problemas de calidad. Se ha modelado una variable que permite modificar el porcentaje de recuperación de los condensados. Los condensados no recuperados se consideran una salida como efluente líquido e indirectamente afectan al consumo de agua del subsistema 3.

Emisiones al aire. Tan solo se integra en el modelo como emisión atmosférica el hidrógeno no valorizado. Al igual que en el caso antes descrito de los condensados de la concentración de caustica, el modelo dispone de una variable que permite modificar el porcentaje de hidrógeno producido y valorizado.

Tabla 2.8. Composición característica de los productos en función de la tecnología cloro-álcali.

		Mercurio	Diafragma	Membrana
NaOH	Concentración %	50	12	33
	NaCl (mg/kg)	100	20.000	100
	NaClO ₃ (mg/kg)	10	2.000	60
	Hg (mg/kg)	6-10	--	--
Cloro	O ₂ (%)	0,2	1,25	1,25
	H ₂ (%)	0,3	0,3	0,15
	N ₂ (%)	0,35	2	--
	H ₂ O kg/kg Cl ₂	0,0724	0,0724	0,0724
	Br g/ t Cl ₂	0,175	0,175	0,175
Hidrógeno	H ₂ (%)	99,9	99,9	99,9
	Hg (mg/Nm ³)	15-20	--	--

En el supuesto de tratarse de un hidrógeno procedente de la tecnología de mercurio, también se contempla la emisión del mercurio residual tras la etapa de desmercurización mediante adsorción con carbón activo base azufre.

Residuos sólidos. En la tecnología de mercurio tanto el hidróxido sódico como el hidrógeno requieren una etapa de desmercurización mediante carbón activo base azufre.

Este carbón, una vez alcanzada su máxima capacidad de adsorción, se convierte en un residuo. Se ha calculado el consumo específico de carbón y por tanto la cantidad de residuos producidos tomando en consideración el porcentaje de azufre que presentan los carbones comerciales para estas aplicaciones.

Se ha modelado un proceso de tratamiento mediante destilación de estos residuos asumiendo una recuperación del 95 % del mercurio retenido. Este proceso introduce un consumo de energía para la destilación y una salida de mercurio que se recupera en el bloque de tecnología de mercurio.



2.2 Análisis de sostenibilidad ambiental del proceso cloro-álcali

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es reconocido como la mejor herramienta para la evaluación de los impactos ambientales de los productos, procesos y servicios (Finnveden et al. 2.009). Entre las numerosas aplicaciones del ACV se pueden destacar las siguientes (Iribarren 2.010; Muñoz 2.006):

- Identificación de los principales impactos ambientales y las etapas de ciclo de vida "o puntos calientes" que contribuyen a estos impactos. Esta identificación permite descubrir oportunidades de mejora del comportamiento ambiental de los productos y procesos en todas las etapas de su ciclo de vida;
- Comparación de impactos ambientales de diferentes alternativas para un producto, proceso o servicio;
- Provisión de una visión completa de las posibles interacciones de cualquier actividad con el medioambiente;
- Fuente de información en relación a los efectos de las actividades en el medioambiente y su contribución al proceso de toma de decisiones;
- Marketing. Por ejemplo, poniendo en práctica un esquema de ecoetiquetado, planteando una reclamación ambiental, o apoyando la declaración ambiental de un producto (DAP).

Históricamente, la mayoría de las aplicaciones del ACV han sido orientadas a producto, abarcando una amplia gama de productos, desde los envases de bebidas hasta los productos de varios sectores industriales, tales como la energía, metales, polímeros, productos alimenticios, agrícolas, y recientemente productos químicos. Además de la aplicación directa al producto, el ACV también se puede utilizar en un sentido más amplio. En lugar de hacer frente a los bienes materiales, el ACV se puede aplicar para

evaluar procesos, estrategias de negocios, o políticas gubernamentales (Muñoz 2.006). Sin embargo, aún existen barreras que impiden la implementación más amplia del ACV. Varias de las limitaciones de esta herramienta son:

- El ACV es muy intensivo en datos y la falta de estos puede restringir las conclusiones que pueden ser extraídas de un estudio específico.
- El ACV tiene como objetivo suministrar una visión de conjunto de los impactos medioambientales. Sin embargo, no todos los tipos de impacto (como el uso del suelo) se cubren con el mismo detalle.
- Un ACV puede incluir varias opciones metodológicas que son inciertas y potencialmente pueden influir en los resultados. Los ejemplos incluyen métodos de asignación, definición de límites del sistema, opciones metodológicas, y las alternativas de métodos de caracterización (Margallo 2.014).

Por otro lado, el desarrollo metodológico del ACV ha sido muy intenso durante las décadas pasadas. La metodología ha sido armonizada y unificada mediante el desarrollo de las normas ISO. Según la ISO 14.040 (ISO 2.006a), la metodología de ACV está compuesta por cuatro etapas ilustradas en el Figura 2.9: a) la definición de objetivo y alcance; b) análisis de inventario de ciclo de vida; c) análisis de impactos de ciclo de vida; y d) interpretación.

Como consecuencia de la estandarización de la metodología, la confianza en la metodología de ACV ha crecido significativamente. Esto se evidencia con el aumento del uso de este instrumento de toma de decisiones, y con cada vez mayor aparición de recomendaciones por parte de organismos y autoridades de su conveniencia y utilidad. Otra tendencia es la promoción del pensamiento de ciclo de vida a nivel político, en particular en la política ambiental europea (Finnvenden et al. 2.009). Este concepto se ha introducido en varias políticas, como la Política de Producto Integrada (IPP) (CE 2.003), la Directiva de marco de residuos (CE 2.008), la estrategia temática sobre el empleo sostenible de recursos naturales (CE 2.005b), y la estrategia temática sobre la prevención y el reciclaje de residuos (CE 2.005a).

En relación a la Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (EICV), el objetivo de este paso es proveer más información para evaluar los resultados del

Inventario de Ciclo de Vida (ICV), logrando así entender mejor el comportamiento medioambiental del sistema objeto de estudio (Iribarren 2.010).

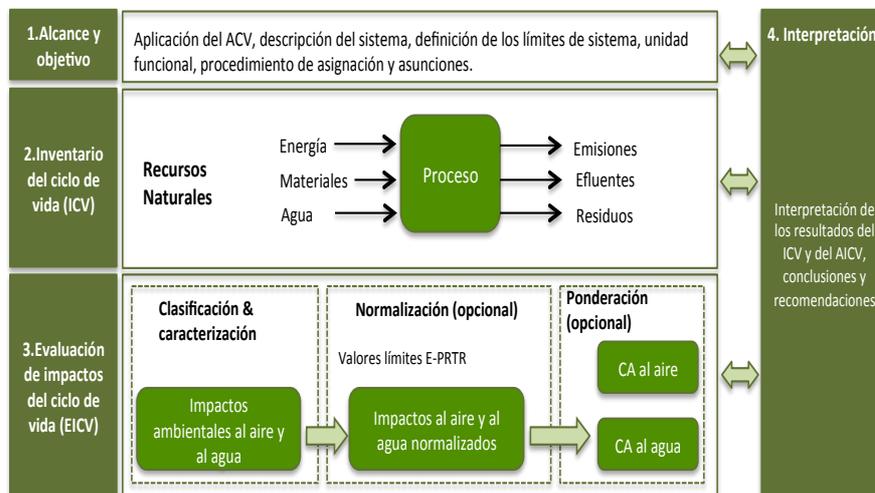


Figura 2.9 Metodología de análisis de ciclo de vida.

En la EICV, los datos de entrada y salida que han sido recogidos en el ICV, son traducidos a indicadores de impacto relacionados con la salud humana, el medioambiente natural y el agotamiento de recursos (CE JRC 2.010b). La EICV se compone de dos etapas obligatorias y dos más opcionales:

- **Selección de categorías de impacto y clasificación:** Esto incluye la selección de las categorías de impacto y los modelos de caracterización del estudio (Bare 2.010). Esta selección debería incluir un conjunto exhaustivo de cuestiones ambientales relacionadas con el sistema estudiado, y debería estar de acuerdo con el objetivo y alcance definidos previamente (Iribarren 2.010). La Figura 2.10 muestra la clasificación de las categorías de impacto *midpoint* y *endpoint*. Las categorías *midpoint* también denominadas métodos de evaluación de impacto ambiental, generan la definición de un perfil ambiental mediante la cuantificación del efecto ambiental del sistema en varias categorías (calentamiento global, acidificación, etc.). Los métodos *midpoint* evalúan los efectos indirectos/intermedios sobre el ser humano. Por otro lado, los métodos *endpoint* o métodos de evaluación de daño,

evalúan el efecto final del impacto ambiental mediante la identificación y determinación del daño causado al ser humano y a los sistemas naturales (Iribarren 2.010). El método *endpoint* es menos comprensible y presenta los niveles mayores de incertidumbre que las categorías *midpoint* mejor definidas. Las categorías *midpoint*, son más difíciles de interpretar porque no tratan con un punto final asociado con un área de protección, que podría ser más relevante para la toma de decisiones (Reap et al. 2.008). La Tabla 2.9 muestra las metodologías principales midpoint and endpoint (Rack et al. 2.013; IHOBE 2.009).



Figura 2.10 Clasificación de categorías de impacto en puntos medios y puntos finales.

- **Caracterización:** El impacto de cada emisión o de consumo de recurso se modela cuantitativamente empleando un factor de caracterización o factor de actividad (FA). Este factor expresa la importancia de la contribución de ese flujo sobre el indicador de la categoría de impacto. (ECJCR 2.010b).
- **Normalización (opcional):** Se relaciona la magnitud de los impactos en las diferentes categorías a valores de referencia (Bare 2.010). El objetivo de la normalización es doble: a) situar los resultados de los indicadores de la Evaluación de Impactos del Ciclo de Vida (EICV) en un contexto más amplio; y b) ajustar los resultados para obtener dimensiones comunes (Bojarski 2.010). En particular, los valores de impactos caracterizados, asociados con una referencia común, facilitan las comparaciones a través de las categorías de impacto. Además, la normalización puede ser empleada para revisar

inconsistencias del ICV y de los resultados del EICV, para proveer y comunicar información del valor relativo de los resultados de indicadores, y para preparar metodologías adicionales como agrupaciones, ponderaciones o interpretaciones del ciclo de vida. (Bare et al. 2.006).

- **Ponderación (opcional):** Las diferentes categorías ambientales de impacto se alinean según su importancia relativa. La ponderación puede ser necesaria cuando en el ACV aparecen situaciones de compensación que se emplean para comparar productos o procesos alternativos (EC JCR 2.010a). La ventaja de esta etapa es que las diferentes categorías de impacto se convierten en puntuaciones numéricas de impacto ambiental; haciendo así más fácil la toma de decisiones. Sin embargo, se pierde mucha información, y se simplifica la realidad (Muñoz 2.006). Además, la ponderación continúa siendo un elemento polémico en el ACV, principalmente porque la ponderación comprende elecciones en valores sociales, políticos y éticos (Pennington et al. 2.004).

2.2.1 Descripción de la metodología de análisis de impactos ambientales

A excepción de Boustead (2.005), los estudios de ACV del proceso cloro-álcali aplican los métodos convencionales de evaluación de impacto mostrados en la Tabla 2.9, como ReCiPe (Jung et al. 2.014), CML 2.012 (Eurochlor 2.013a) o IMPACT 2002 (Honj et al. 2.014). Estos métodos utilizan un conjunto de criterios de medición, los cuales en algunos casos pueden ser difíciles de comprender y por lo tanto provocar confusiones en las comparaciones (Margallo et al. 2.014b). En este sentido, una reducción de la complejidad del ACV mejoraría la comprensión de los resultados y por lo tanto ayudaría en el proceso de toma de decisiones.

En este trabajo se incluye un procedimiento técnico para llevar a cabo la evaluación de la sostenibilidad ambiental (ESA) del proceso cloro-álcali. ESA está compuesta por las dos etapas obligatorias y las dos opcionales del proceso de EICV.

Tabla 2.9 Revisión de los métodos de EICV (Margallo et al 2.014).

Alcance de Aplicación	Método	Nivel de evaluación de impacto	Creador	Referencia	
Asia	Japón	LIME	Combinado	-Tokyo City University / Kogakuin University	Itsubo et al. 2.012
	Singapur	Singapore IMPact ASSEssment (SIMPASS)	Punto medio	-National University of Singapore/Institute of Chemical and Engineering Sciences of Singapore	Chan et al. 2.012
Europa	Suiza	IMPACT 2.002+	Combinado	-École polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL)	Jollie et al. 2.003
		Ecological Scarcity	Punto Medio	-Swiss Ministry of Environment (BUWAL)	Frischknecht et al. 2.006
	Países Bajos	ReCiPe	Combinado	-Pré Consultans	Goedkoop et al. 2.012
		Eco-Indicator 99	Punto Final	-Pré Consultans	Goedkoop et al. 2.000
		CML 2.001	Punto medio	-Centre of Environmental Sciences (CML)	Guinée et al. 2.001
	LC-IMPACT	Combinado	-Radboud University	LC-IMPACT 2.009	
Dinamarca	EDIP 2.003	Punto medio	-Technical University of Denmark (DTU)	Hauschild et al. 2.005	
América	USA	TRACI	Punto medio	-Environmental Protection Agency (EPA)	Bare et al. 2.003
	Canadá	LUCAS	Punto medio	-CIRAIG	Toffoletto et al. 2.007
Global	IMPACT World+	Combinado	-CIRAIG/ DTU / Quantis international / University of Michigan / EPFL / Cycleco	IMPACT World+ 2.012	

La ventaja de este procedimiento basado en el enfoque de ACV respecto a los métodos convencionales, es que permite evaluar el uso de recursos naturales (RN) y la emisión de contaminantes como cargas ambientales (CA) en los compartimentos ambientales específicos (aire, agua y suelo), dando una visión completa del comportamiento ambiental del proceso.

En esta metodología, la normalización de las CA se lleva a cabo a través del uso de los valores umbrales del Registro E-PRTR (CE 2.006). Así, la relevancia de cada carga ambiental a nivel político y regulatorio queda incluida dado que la Comisión Europea establece estos valores límites para cada contaminante específico. El procedimiento de normalización y ponderación provee un marco que permite comparar todas las instalaciones europeas incluidas en los sectores industriales de la Directiva de Prevención y Control integrados de la Contaminación (IPPC), actualmente Directiva de Emisiones Industriales, usando una política de ponderación europea (Margallo 2.014).

A) CLASIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN

En la Figura 2.11 se presenta la metodología ESA basada en dos variables principales: sostenibilidad de recursos naturales (SRN) y sostenibilidad de las cargas ambientales (SCA). SRN incluye el consumo de los recursos útiles finales como la energía ($X_{1,1}$) [MJ], materiales ($X_{1,2}$) [kg] y agua ($X_{1,3}$) [kg] para el proceso y/o producto considerado, que posteriormente podrán describirse mediante un indicador SRN adimensional X_1 . El suelo está excluido como un RN ya que el proceso cloro-álcali no es considerado como intensivo en la utilización de suelo. Por otro lado, SCA incluye las cargas primarias al aire, agua y suelo debido a la emisión de contaminantes (gas, líquido y sólidos). SCA se expresa mediante los indicadores ambientales de sostenibilidad de la Institución de Ingenieros Químicos IChemE (IChemE 2.002). Este conjunto de indicadores se puede emplear para medir la sostenibilidad ambiental de una unidad operativa, suministrando una visión equilibrada de entradas (uso de recursos) y salidas (emisiones, efluentes y residuos).

En relación a las salidas, se ha utilizado el indicador CA para estimar y cuantificar los potenciales impactos ambientales. En particular, los impactos ambientales han sido clasificados en 12 variables agrupadas según la emisión a cada uno de los compartimentos ambientales: aire ($X_{2,1}$), agua ($X_{2,2}$) y suelo ($X_{2,3}$). Estas categorías de impactos ambientales son un sub-

conjunto de las empleadas internacionalmente en la gestión ambiental, para centrarse en las áreas donde las actividades de los procesos industriales son más significativas.

B) NORMALIZACIÓN Y PONDERACIÓN

SRN y SCA son raramente normalizados. Sin embargo, el consumo de RN (X_1) varía de una planta a otra; así que, para entender si el consumo de una planta es aceptable y para comparar cada planta debería utilizarse una referencia válida. Particularmente, en este estudio se emplea como valor de referencia $X_{1,i}^{ref}$, el consumo medio ponderado de las tecnologías empleadas actualmente en Europa, según al grado de implantación de cada una de ellas en el año 2.014 (23 % mercurio, 62 % membrana, 15 % diafragma). Se consideran también los tipos de sal más empleados en cada una de las tecnologías en las plantas europeas: sal de roca en el caso del mercurio, salmuera de sondeos en la tecnología de diafragma y sal a vacío en la tecnología de membranas.

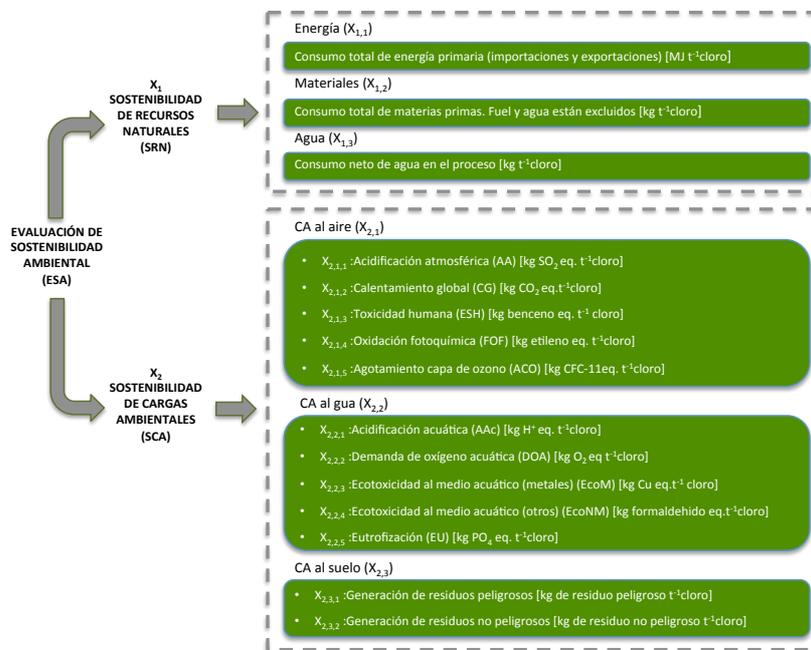


Figura 2.11 Metodología EICV basada en los recursos naturales y en las cargas ambientales.

Por otro lado, las variables de SCA se han comparado empleando los valores umbrales de notificación del Reglamento E-PRTR (E-PRTR Normativa 2.006) (Tabla 2.10), obteniendo variables normalizadas ($X_{2,j,k}^*$) (Irabien et al. 2.009). El Reglamento E-PRTR establece los contaminantes para los cuales las instalaciones europeas deben proporcionar información a las autoridades así como los valores umbrales de notificación de esos contaminantes. Estos umbrales pueden ser empleados como un importante soporte en el proceso de normalización porque proporcionan una visión general del comportamiento ambiental de la instalación a nivel europeo.

Tabla 2.10. Valores umbrales de la normativa E-PRTR para la normalización y nº de sustancias incluidas en cada categoría de impacto. Las unidades están dadas en kg equivalentes (kg eq.).

Cargas Medioambientales (CA)	Valor Umbral (kg y⁻¹)	Nº sustancia
CA al aire		
Acidificación atmosférica (AA) [kg SO ₂ eq.]	150.000	6
Calentamiento global (CG) [kg CO ₂ eq.]	100.000.000	23
Toxicidad humana (ESH) [kg benceno eq.]	1.000	52
Oxidación fotoquímica (FOF) [kg etileno eq.]	1.000	100
Agotamiento capa de ozono (ACO) [kg CFC-11eq.]	1	60
CA al agua		
Demanda de oxígeno acuática (DOA) [kg O ₂ eq.]	50.000	14
Acidificación acuática (Aac) [kg H ⁺ eq.]	100	4
Ecotoxicidad al medio acuático (orgánicos) (EcoM) [kg Cu eq.]	50	11
Ecotoxicidad al medio acuático (metales) (EcoNM) [kg formaldehido eq.]	50	18
Eutrofización (EU) [kg fosfato eq.]	5.000	8
CA al suelo		
Residuos peligrosos (RP) (kg residuo peligroso)	2.000	-
Residuos no peligrosos (RNP) (kg residuo no peligroso)	2.000.000	-

Las Ecuaciones. 2.20 y 2.21 muestran los cálculos básicos que se han empleado para la normalización de los SRN y SCA.

$$X_{1,i}^* = \frac{X_{1,i}}{X_{1,i}^{ref}} \quad [2.20]$$

$$X_{2,j,k}^* = \frac{X_{2,j,k}}{X_{2,j,k}^{ref}} \quad [2.21]$$

En las ecuaciones 2.20 y 2.21, i representa los diferentes RN (energía, materiales, y agua); j representa los diferentes compartimentos ambientales (aire, agua, y suelo); k representa los impactos ambientales al aire, agua y suelo descritos en la Figura 2.9; $X_{1,i}$ es el consumo de cada i RN; $X_{1,i}^*$ es el valor normalizado de $X_{1,i}$; $X_{1,i}^{ref}$ es el RN tomado como valor de referencia; $X_{2,j,k}$ son las CA al aire, agua y suelo; $X_{2,j,k}^*$ es el valor normalizado de $X_{2,j,k}$; and $X_{2,j,k}^{ref}$ es el valor de referencia empleado para la normalización de SCA.

Las tres variables normalizadas SRN ($X_{1,i}^*$) que representan el consumo de energía, materiales de agua y las 12 cargas ambientales normalizadas ($X_{2,j,k}^*$) son agregadas mediante una suma directa. Por lo tanto, el índice SRN (X_1) puede ser evaluado de acuerdo a la Ec. 2.22, mientras que los cálculos de los índices SCA al aire ($X_{2,1}$), agua ($X_{2,2}$) y suelo ($X_{2,3}$) se basan en la Ec. 2.23.

$$X_1 = \sum_{i=1}^{i=n} \alpha_{1,i} X_{1,i}^* \quad n \in [1,3] \quad [2.22]$$

$$X_{2,j} = \sum_{k=1}^{k=n} \beta_{2,j,k} X_{2,j,k}^* \quad n \in [1,2] \quad [2.23]$$

En las Ec. 2.22 y 2.23, X_1 es el índice SRN que incluye el consumo de energía, materiales y agua; $\alpha_{1,i}$ es el factor de ponderación para la variables energía, materiales y agua; $X_{2,j}$ son los índices SCA al aire, agua y suelo; $\beta_{2,j,k}$ es el factor de ponderación para SCA. Como consecuencia, el índice SRN depende de los pesos asignados para cada variable recurso final. Cuando los tres recursos finales son igualmente relevantes, $\alpha_{1,i}=1/3$ para cada i . Esto se ha asumido porque es la manera más clara para obtener un índice sencillo que permita la comparación entre diversas plantas. La aplicación del factor de ponderación de $1/3$ para todos los componentes de RN, a fin de obtener un índice simple, ofrece una descripción del comportamiento requiriendo la evaluación de los RN individuales para determinar los puntos críticos del proceso. Otras combinaciones son posibles y por tanto deberían discutirse otros procedimientos de ponderación.

2.2.2 Descripción de escenarios

El modelo de ciclo de vida desarrollado y la metodología ESA se han aplicado a varios escenarios de producción de cloro, representando la heterogeneidad que se encuentra en este sector y las tecnologías emergentes, con el fin de evaluar y comparar el comportamiento ambiental

del proceso cloro-álcali. La Figura 2.12 presenta el sistema estudiado considerando todas las fases del análisis de ciclo de vida (ACV).

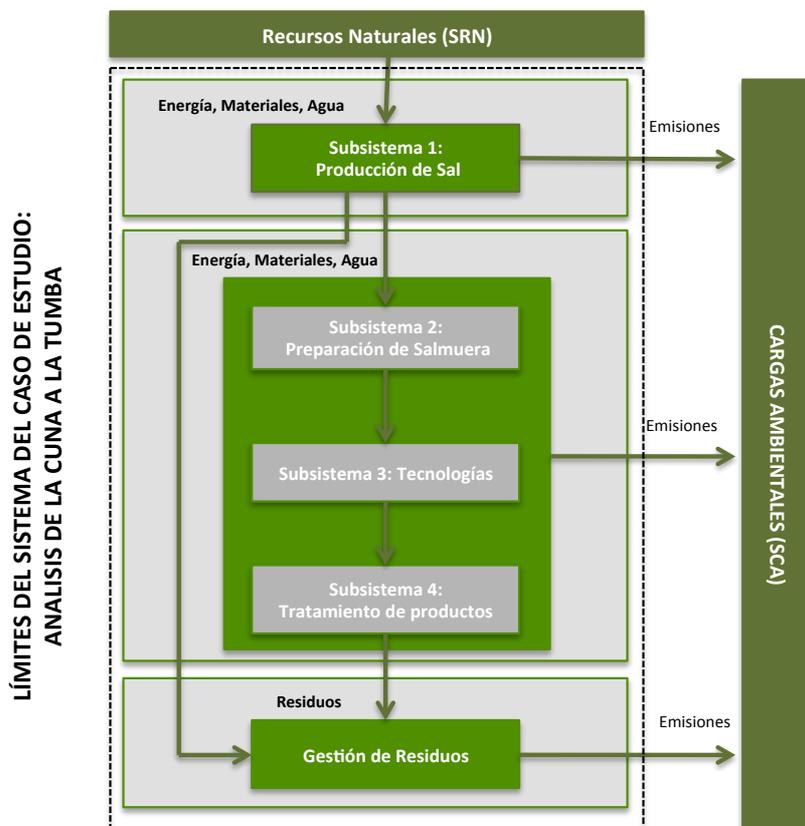


Figura 2.12 Descripción del sistema de la cuna a la tumba del proceso productivo de cloro.

Se han seleccionado cinco sistemas cloro-álcali denominados E₁, E₂, E₃, E₄ y E₅. Los escenarios escogidos no tienen únicamente como objetivo comparar el impacto de las tecnologías, sino conforme al objetivo definido en este estudio, evaluar el impacto de diferentes condiciones de operación que pueden afectar de manera significativa al comportamiento ambiental del proceso. La Tabla 2.11 muestra las características principales de los escenarios seleccionados para este análisis.

Escenario E1: corresponde a un escenario que emplea como fuente de materia prima la sal producida a partir de los residuos de la extracción de

potasa. La sal se transporta por ferrocarril hasta la planta cloro-álcali localizada a 50 km de distancia. Para este escenario se ha seleccionado una configuración de circuito de salmuera cerrada. Se trata de una electrolisis de mercurio operando a una densidad de corriente alta (10 KA/m²), lo que representa un funcionamiento habitual no máximo de las plantas de esta tecnología. Este primer escenario tiene como objetivo analizar el escenario más habitual durante los últimos 25 años, y que en la actualidad esta sujeto a un plan de acciones encaminadas a su desaparición como mejores técnicas disponibles en el contexto europeo. Se han contemplado las etapas de desmercurización de sus productos y el tratamiento de residuos generados en todas las etapas.

Tabla 2.11 Características de los escenarios cloro-álcali de estudio.

	E ₁	E ₂	E ₃	E ₄	E ₅
Tipo de Sal	Sal (KCl)	Sal (KCl)	Sal a vacío	Salmuera (400 kt, casing 11cm)	Sal a vacío
Transporte de sal	50 km	50 km	50 km	50 km	50 km
Modo de transporte	Tren	Tren	Tren	Bombeo	Tren
Circuito de salmuera	Cerrado	Cerrado	Cerrado	Abierto	Cerrado
Depuración Secundaria		✓	✓		✓
Tecnología electrolítica	Mercurio	M. Bipolar	M. Bipolar	Diafragma	CDO
Densidad de Corriente (KA/m ²)	10	5	5	4	6
Conc. de NaOH		3 Efectos	2 Efectos	3 Efectos	3 Efectos
Valorización del H ₂	80 %	80 %	80 %	80 %	

Escenario E₂: corresponde a un escenario que emplea como fuente de materia prima la sal producida a partir de los residuos de la extracción de potasa. La sal se transporta por ferrocarril hasta la planta cloro-álcali localizada a 50 km de distancia. Para este escenario se ha seleccionado una configuración de circuito de salmuera cerrada. Se trata de una electrolisis de membranas bipolares operando a una densidad de corriente alta (5 KA/m²), lo que representa un funcionamiento no máximo de las plantas de esta tecnología. Esta tecnología trabaja normalmente a niveles cercanos a su

capacidad nominal ($6,5 \text{ KA/m}^2$), pero se ha querido evaluar con el mismo criterio todas las tecnologías. En el tratamiento del hidróxido sódico se ha integrado en este escenario una evaporación de tres efectos, buscando obtener un escenario lo más sostenible posible, al menos en lo que a consumo energético se refiere.

Escenario E₃: corresponde a un escenario que emplea como fuente de materia prima sal a vacío producida a partir de sal de roca. En este escenario se ha hecho esta elección en la fuente de sal por ser la utilizada en Europa, y con el fin de analizar el impacto de la sal en ciclo de vida completo del proceso cloro-álcali. Esta sal es transportada por ferrocarril hasta la planta cloro-álcali localizada a 50 km de distancia. La configuración del circuito de salmuera es idéntica a las descritas en E₁ y E₂. Así mismo, se trata de una electrolisis de membranas bipolares operando a una densidad de corriente alta (5 KA/m^2). En este caso se ha considerado una evaporación de tres efectos con el fin de evaluar un escenario, en el que empleando la mejor tecnología disponible electrolítica, puede presentar una degradación de la sostenibilidad del sistema por factores como la sal o la evaporación de NaOH.

Escenario E₄: corresponde a un escenario que emplea salmuera de sondeos como materia prima empleando la tecnología de diafragma. En este caso, el transporte se traduce en un bombeo manteniendo la misma distancia que en los otros tres escenarios. Por otro lado, debido a las características específicas de la tecnología, la configuración del circuito de salmuera es necesariamente abierta. Así mismo, se trata de una electrolisis de membranas bipolares operando a una densidad de corriente alta (4 KA/m^2), según el mismo criterio empleado en los escenarios anteriores. Respecto al tratamiento del NaOH, se ha considerado una evaporación de cuatro efectos. Sin embargo, la tecnología de diafragma es empleada en la mayoría de los casos en plantas que consumen directamente el licor cáustico sin necesidad de emplear una evaporación. Con el fin de evaluar los escenarios con las condiciones operativas, se ha integrado la evaporación considerando tanto la recuperación de los condensados de la evaporación como de la sal como materias primas del sistema.

En todos los escenarios se ha contemplado una valorización del 80 % de hidrógeno producido, siendo el resto considerado una emisión al aire. Por otro lado, se ha llevado a cabo una expansión del sistema a fin de contemplar el ácido sulfúrico diluido producido en la etapa de tratamiento de cloro como materia prima en otros procesos productivos.

2.2.3 Inventario de ciclo de vida

Las Tablas 2.12, 2.13, 2.14, 2.15 y 2.16 muestran el inventario para los cinco escenarios. Los datos correspondientes a la producción de sal están expresados en referencia a una tonelada de sal, mientras que el resto de los datos se expresan en referencia a una tonelada de cloro. Las fuentes de datos, alcance geográfico y temporal son proporcionadas en la sección 2.1.5.

2.2.4 Evaluación de impactos de ciclo de vidas de las tecnologías implantadas a escala industrial en Europa

La EICV se ha llevado a cabo siguiendo los requerimientos de la ISO 14.040 (ISO 2.006a) y la ISO 14.044 (ISO 2.006b) empleando el software de ACV 6.0 (PE International 2.014). Los resultados se han dividido en SRN y SCA. La Figura 2.13 es la representación de la evaluación llevada a cabo en este estudio. Concretamente, las Cargas Ambientales (CA) propuestas por IChemE (IChemE 2.002) para impactos atmosféricos se han dividido en acidificación atmosférica (AA), calentamiento global (CG), efectos sobre la salud humana (cancerígenos) (ESH), agotamiento de ozono estratosférico (ACO) y formación de ozono fotoquímico (FOF). Las CA para los impactos al agua se han definido como la acidificación acuática (Aac), demanda acuática de oxígeno (DOA), ecotoxicidad para la vida acuática (metales) (EcoM), ecotoxicidad para la vida acuática (otras sustancias) (EcoNM), y eutrofización (EU). Las CA al suelo se presentan como la cantidad generada de residuos peligrosos y no peligrosos y su gestión (García et al. 2013).

Tabla 2.12 ICV para los escenarios de seleccionados. Subsistema 1: Producción de sal.

	E ₁	E ₂	E ₃	E ₄	E ₅	Ref.	Unidad
PRODUCCIÓN DE SAL							
Entradas	Sal						
NaCl	86,71	86,71	96	25	96		% en t sal (salmuera en E ₄)
Ca	0,62	0,62	0,225	11,8E-4	0,225		% en t sal (salmuera en E ₄)
Mg	0,45	0,45	0,055	11E-5	0,055		% en t sal (salmuera en E ₄)
SO ₄	3,3	3,3	0,6	28,4E-4	0,6		% en t sal (salmuera en E ₄)
Insolubles	0,92	0,92					% en t sal (salmuera en E ₄)
Br	38E03	38E03	38E03	38E03	38E03	38E03	% en t sal (salmuera en E ₄)
Reactivos							
NaOH			1,5E-3		1,5E-3		t t ⁻¹ sal
CO ₃ Na ₂			1,3E-3		1,3E-3		t t ⁻¹ sal
Agua en proceso	0,4	0,4	0,045	3,17	0,045		t t ⁻¹ sal
Energía	126	126	2486	56,70	2486		MJh t ⁻¹ sal
Salidas	Sal						
NaCl	91,11	91,11	99,97	25	99,97		% en t sal (salmuera en E ₄)
Ca	0,13	0,13	4E-3	11,8E-4	4E-3		% en t sal (salmuera en E ₄)
Mg	0,05	0,05	5E-5	11E-5	5E-5		% en t sal (salmuera en E ₄)
SO ₄	0,5	0,5	2,5E-2	28,4E-4	2,5E-2		% en t sal (salmuera en E ₄)
Insolubles	0,21	0,21					% en t sal (salmuera en E ₄)
Br	38E03	38E03	38E03	38E03	38E03	38E03	% en t sal (salmuera en E ₄)
Emissiones atmosféricas							
Efluentes Líquidos							
Cloruros	100,3	100,3	78,7	78,7			kg t ⁻¹ sal
H ₂ O	301	301	231	231			kg t ⁻¹ sal
Residuos Sólidos							
			16,1	54	16,1		kg t ⁻¹ sal

Tabla 2.13 ICV para los escenarios de seleccionados. Subsistema 2:Preparación de salmuera.

	E ₁	E ₂	E ₃	E ₄	E ₅	Ref.	Unidad
PREPARACIÓN DE SALMUERA							
Entradas	Sal						
NaCl	91,11	91,11	99,97	25	99,97		% en t sal (salmuera en E ₄)
Ca	0,13	0,13	4E-3	11,8E-4	4E-3		% en t sal (salmuera en E ₄)
Mg	0,05	0,05	5E-5	11E-5	5E-5		% en t sal (salmuera en E ₄)
SO ₄	0,5	0,5	2,5E-5	28,4E-2	2,5E-5		% en t sal (salmuera en E ₄)
Insolubles	0,21	0,21					% en t sal (salmuera en E ₄)
Br	38E-6	38E-6	38E-6	38E-6	38E-6	38E-6	% en t sal (salmuera en E ₄)
	Reactivos						
CO ₃ Na ₂	0,012	0,012		0,012			t t ⁻¹ ECU
NaOH	0,0029	0,0029		0,0029			t t ⁻¹ ECU
HCl 32 %	0,028	0,028	0,028	0,028	0,028		t t ⁻¹ ECU
Agua en proceso	0,223	0,223	0,0675	0,1415	0,0675		t t ⁻¹ ECU
Energía			292		292		Kg vapor t ⁻¹ ECU
Salidas	Sal						
NaCl	25	25	25	25	25		% en t salmuera
Ca	2E-4	2E-4	2E-6	2E-4	2E-6		% en t salmuera
Mg	1E-4	1E-4		1E-4			% en t salmuera
SO ₄	0,5	0,5	28,4E-4	0,5	28,4E-4		% en t salmuera
Insolubles							% en t salmuera
Br	95E-7	95E-7	95E-7	95E-7	95E-7	95E-7	% en t salmuera
							kg t ⁻¹ sal
	Emisiones atmosféricas						
	Efluentes Líquidos						
Cloruros	135	135	10,2		10,2		kg t ⁻¹ sal
H ₂ O	561	561	46,9		46,9		kg t ⁻¹ sal
Residuos Sólidos	23,7	23,7	0,467	53,6	0,467		kg t ⁻¹ sal

Tabla 2.14 ICV para los escenarios de seleccionados. Subsistema 3: Tecnologías.

	E ₁	E ₂	E ₃	E ₄	E ₅	Ref.	Unidad	
TECNOLOGÍAS								
Entradas	Sal	1,94	1,94	1,66	1,92	1,66	t t ⁻¹ ECU	
	Energía	30,1	20,4	20,4	24,9	16,1	GJ t ⁻¹ ECU	
	Agua	1,97	2,02	1,63		1,63	t t ⁻¹ ECU	
Salidas	Cloro							
	O ₂	0,2	1,25	1,25	1,25	1,20	%	
	H ₂	0,3	0,15	0,15	0,3	0,15	%	
	H ₂ O	72,4	72,4	72,4	72,4	72,4	kg t ⁻¹ ECU	
	Br	0,175	0,175	0,175	0,175	0,175	0,175 g t ⁻¹ ECU	
	NaOH	50	33	33	12	33	%	
	NaCl	0,1	0,1	0,1	20	0,1	kg t ⁻¹ NaOH 100%	
	NaClO ₃	0,01	0,06	0,06	2	0,06	kg t ⁻¹ NaOH 100%	
	Hg	8					g t ⁻¹ ECU	
	Hidrógeno	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9 %	
	Hg	17,5					g t ⁻¹ ECU	
	Emisiones atmosféricas							
	Cloro	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5 g t ⁻¹ ECU	
	Mercurio	0,55					g t ⁻¹ ECU	
	Efluentes Líquidos							
	Cloro Libre	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9 g t ⁻¹ ECU	
	Clorato	1750	1750	1750	1750	1750	1750 g t ⁻¹ ECU	
	Bromato	0,175	0,175	0,175	0,175	0,175	0,175 g t ⁻¹ ECU	
	Hg	0,07					g t ⁻¹ ECU	
	Residuos Sólidos							
Hg	20,77					g t ⁻¹ ECU		
Asbestos				112		g t ⁻¹ ECU		

Tabla 2.15 ICV para los escenarios de seleccionados. Subsistema 4: Tratamiento de productos.

	E ₁	E ₂	E ₃	E ₄	E ₅	Ref.	Unidad
TECNOLOGÍAS							
Entradas Cloro							
O ₂	0,2	1,25	1,25	1,25	1,20		%
H ₂	0,3	0,15	0,15	0,3	0,15		%
H ₂ O	72,4	72,4	72,4	72,4	72,4		kg t ⁻¹ ECU
Br	0,175	0,175	0,175	0,175	0,175		g t ⁻¹ ECU
NaOH							
Concentración	50	33	33	12	33		%
NaCl	0,1	0,1	0,1	20	0,1		kg t ⁻¹ NaOH 100%
NaClO ₃	0,01	0,06	0,06	2	0,06		kg t ⁻¹ NaOH 100%
Hg	8						g t ⁻¹ ECU
Hidrógeno							
%	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	%
Hg	17,5						g t ⁻¹ ECU
Materias primas							
Carbón activo H ₂	0,023						g t ⁻¹ ECU
Carbón activo NaOH	0,03						
H ₂ SO ₄ 98 %	23	23	23	23	23	23	kg t ⁻¹ ECU
Energía							
Tratamiento de residuos mercuriales	0,644						MJ t ⁻¹ ECU
Tratamiento NaOH		2,042	3,268	10,430	3,268		GJ t ⁻¹ ECU

Tabla 2.15 ICV para los escenarios de seleccionados. Subsistema 4: Tratamiento de productos (Continuación)

	E1	E2	E3	E4	E5	Ref.	Unidad
TECNOLOGÍAS							
Salidas							
Cloro							
O ₂	0,2	1,25	1,25	1,25	1,20	1,20	%
H ₂	0,3	0,15	0,15	0,3	0,15	0,15	%
H ₂ O	10	10	10	10	10	10	ppm
Br	0,175	0,175	0,175	0,175	0,175	0,175	g t ⁻¹ ECU
NaOH							
Concentración	50	33	33	12	33		%
NaCl	0,1	0,1	0,1	20	0,1		kg t ⁻¹ NaOH 100%
NaClO ₃	0,01	0,06	0,06	2	0,06		kg t ⁻¹ NaOH 100%
Hg	0,1						g t ⁻¹ ECU
Hidrógeno							
%	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	%
Hg	0,03						g t ⁻¹ ECU
Emisiones atmosféricas							
Hidrógeno no valorizado							kg t ⁻¹ ECU
Mercurio	0,55						g t ⁻¹ ECU
Efluentes Líquidos							
H ₂ SO ₄ 60 %	28	28	28	28	28	28	kg t ⁻¹ ECU
Condensados Concentración NaOH							t t ⁻¹ ECU
Residuos Sólidos							
Carbón activo	0,0523						kg t ⁻¹ ECU
Mercurio	4,3						g t ⁻¹ ECU

A) SOSTENIBILIDAD DE RECURSOS NATURALES

La Sostenibilidad de los Recursos Naturales (SRN) permite una comparación relativa en términos de recursos finales utilizados, incluyendo energía, materiales y agua. Estos valores han sido obtenidos considerando el consumo de energía ($X_{1,1}$), materiales ($X_{1,2}$) y agua ($X_{1,3}$) en los cuatro subsistemas descritos en este estudio, la producción de sal, la preparación y tratamiento de la salmuera, el proceso electrolítico y el tratamiento de los productos. Posteriormente, el consumo de RN se ha normalizado tomando como referencia la media ponderada de los escenarios europeos en el sector cloro-álcali, considerando la distribución de implantación de las diferentes tecnologías (23% tecnología mercurio, 62% tecnología de membrana y 15 % tecnología de diafragma), tanto en la propia electrólisis como en la producción de sal.

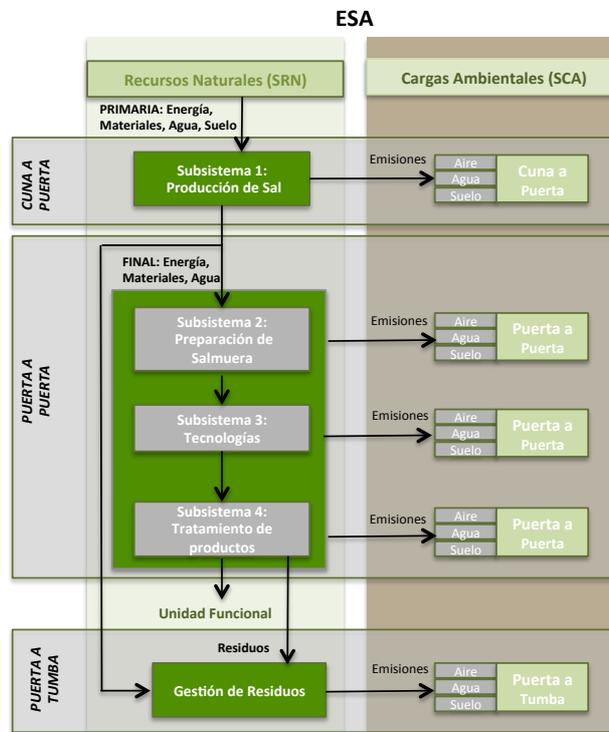


Figura 2.13 Diagrama de bloques del análisis de ciclo de vida mediante metodología ESA del producción de cloro.

La Tabla 2.16 muestra los resultados SRN normalizados con respecto a ese valor de referencia.

Tabla 2.16 Comparación de las variables adimensionales SRN para los escenarios seleccionados y la referencia europea considerada.

Variables adimensionales SRN	SRN Normalizadas					Media Europea
	E ₁	E ₂	E ₃	E ₄		
Energía	X _{1,1} [*]	1,07	0,79	0,95	1,07	1
Materiales	X _{1,2} [*]	0,98	0,73	0,96	1,04	1
Agua	X _{1,3} [*]	1,15	0,79	0,95	0,97	1
TOTAL (X₁ = $\frac{X_{1,1}^*}{3} + \frac{X_{1,2}^*}{3} + \frac{X_{1,3}^*}{3}$)	X₁	1,07	0,77	0,96	1,03	1

- **Energía (X_{1,1}).** Incluye el consumo de electricidad, vapor, diésel y gas natural. En todos los casos el consumo principal de energía corresponde al bloque de las celdas electrolíticas. En E₁ y E₂, la energía asociada a este bloque alcanza valores superiores al 90 % del total. Esta distribución del peso de la energía se ve alterada significativamente cuando en el sistema cloro-álcali se emplea sal a vacío como materia prima del proceso, o en el escenario de diafragma, donde se introduce una evaporación de cáustica. En E₃ y E₄, el peso del bloque de las celdas supone un 76 y 86 % respectivamente.

El escenario E₁ es el que presenta un mayor consumo energético seguido por el E₄. Sin embargo, es remarcable que el E₃, que emplea la mejor tecnología disponible, con su reconocida ventaja en relación al consumo energético, tan solo presente una reducción del 14 % respecto a E₁. En este punto habría que reforzar esta conclusión, subrayando que además en el caso de tecnología de membranas, podríamos referirnos a escenarios con una tecnología de membranas en configuración monopolar. Esta tecnología presenta un consumo eléctrico superior, por lo que la ventaja evidenciada en el escenario de tecnología de membranas, E₃, se vería reducida.

E₂ es el escenario menos intensivo en consumo energético. Se trata de un escenario que recoge las opciones más sostenibles en términos energéticos en todas las etapas del proceso cloro-álcali.

En el caso de E₄, el tratamiento de la cáustica tiene el segundo mayor consumo de energía del proceso. En el caso de la tecnología de diafragma, se produce cáustica de menor concentración, y por lo tanto, exige mayor energía para alcanzar la especificación estándar.

- **Materiales.** En la variable (X_{1,2}) están incluidos el consumo de sal, como materia prima principal, y los consumos de reactivos necesarios para los bloques de tratamiento de sal y salmuera, así como para los tratamientos de hidrógeno y sosa cáustica en la tecnología mercurial. Los reactivos incluyen los consumos de carbonato sódico, sosa cáustica al 25 %, ácido clorhídrico 32 % y carbón activo.

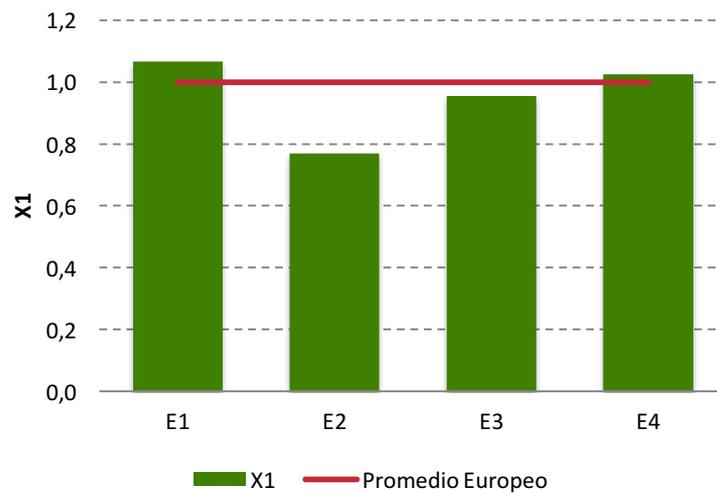


Figura 2.14 Comparación e las variables adimensionales SRN de los escenarios estudiados: E₁, E₂, E₃ y E₄

El consumo de materiales, asociado a la transformación de la energía primaria de los escenarios, es el factor más influyente en los resultados obtenidos, por lo que el orden en consumo de materiales responde al descrito en el aspecto energético. En los escenarios E₁ y E₂, el consumo de materiales se ve beneficiado de la carga cero que supone emplear un residuo de otro proceso productivo como materia prima. Esto acentúa la reducida diferencia que, al igual que se observa en el caso del consumo energético, el E₃ presenta en consumo de materiales frente a E₁. En concreto, la diferencia entre E₁ y E₃ es inferior al 2 %. De nuevo E₂ es el

escenario más sostenible de los estudiados. En este caso, es E₄ el que presenta el peor comportamiento en cuanto a consumo de recursos.

- **Agua.** La variable (X_{1,3}) comprende el consumo de agua tanto del proceso electrolítico como el agua consumido por la reacción, por la disolución del hidróxido sódico y resto de las etapas. La energía primaria del sistema impacta también sobre este aspecto, haciendo que la clasificación en cuanto el consumo de este recurso sea el mismo que en el caso de la variable energía.

En la Figura 2.14 se muestran gráficamente los resultados normalizados obtenidos para las variables SRN para los cuatro escenarios analizados.

B) SOSTENIBILIDAD DE CARGAS AMBIENTALES (SCA)

Los valores de cargas ambientales (CA) y las cargas evitadas (CE) al aire, agua y suelo se resumen en las Tablas 2.17 y 2.18. Los resultados se presentan distinguiendo las tres etapas identificadas como principales en la generación de esas cargas: la producción de sal, la reacción de electrólisis y la concentración de hidróxido sódico.

En todos los escenarios, los indicadores atmosféricos presentan una relación directa con el consumo energético. En este aspecto, el mix energético empleado para el estudio de los casos puede impactar de manera significativa en el valor de estos indicadores. En función de las tecnologías de generación eléctrica empleadas en la localización geográfica del caso de estudio, la cantidad de gases de efecto invernadero, y por tanto la importancia de los indicadores de emisiones atmosféricas puede variar.

Las etapas más intensivas en energía eléctrica, como ya se había concluido en área de sostenibilidad de recursos, son las celdas electrolíticas y la producción de sal, cuando se refiere a sal a vacío, seguida por la concentración de caustica. Las categorías de mayor peso por los resultados obtenidos en todos los casos son la acidificación atmosférica (AA), el calentamiento global (CG) y los efectos sobre la salud humana (ESH).

En las categorías de indicadores de impacto al agua, se encuentra el mismo tipo de relación con el consumo energético de las etapas. De nuevo el mayor peso en estas categorías se encuentra en las celdas electrolíticas. Las emisiones al agua a través de la purga del circuito de salmuera que se realiza, bien en la producción de sal, si se trata de sal a vacío, bien en la

depuración de ésta quedan incluidas en la categoría de ecotoxicidad a la medio acuático (sustancias no metálicas). Se trata principalmente de cloruros. Sin embargo, atendiendo a los resultados, no presentan un impacto significativo en comparación con el que origina el consumo energético. En este grupo de indicadores, los mas importantes en todos los casos de estudio son la demanda acuática de oxígeno (DOA) y la eutrofización (EU).

Tabla 2.18 Cargas evitadas de los escenarios E₁, E₂, E₃, and E₄.

CARGAS EVITADAS			
Aire CA X_{2,1}	AA X _{2,1,1}	10 ⁻² kg SO ₂ eq. t ⁻¹ ECU	-12,761
	CG X _{2,1,2}	10 ⁻¹⁰ kg CO ₂ eq. t ⁻¹ ECU	-62,250
	ESH X _{2,1,3}	10 ⁻³ kg benceno eq. t ⁻¹ ECU	-0,248
	FOF X _{2,1,4}	10 ⁻² kg etileno eq. t ⁻¹ ECU	-0,867
	ACO X _{2,1,5}	10 ⁻⁸ kg CFC-11 eq. t ⁻¹ ECU	-0,105
Agua CA X_{2,2}	DOA X _{2,2,1}	10 ⁻⁴ kg H ⁺ eq. t ⁻¹ ECU	-1,286
	Aac X _{2,2,2}	10 ⁻⁸ kg O ₂ eq. t ⁻¹ ECU	-0,016
	EcoM X _{2,2,3,1}	10 ⁻⁵ kg Cu eq. t ⁻¹ ECU	-0,964
	EcoNM X _{2,2,3,2}	10 ⁻⁵ kg formal. eq. t ⁻¹ ECU	-0,331
	EU X _{2,2,4}	10 ⁻⁴ kg PO ₄ eq. t ⁻¹ ECU	-1,078
Suelo CA X_{2,3}	RP X _{2,3,1}	kg RPt ⁻¹ ECU	
	RNP X _{2,3,2}	kg RNP t ⁻¹ ECU	

El efluente que resultaría en caso de no valorizar el sulfúrico diluido, en todos los escenarios, tendría un impacto muy importante en el indicador de acidificación acuática (AAc). En este trabajo se ha llevado a cabo una expansión del sistema que emplea el sulfúrico al 60 % como materia prima, evitando el consumo del ácido sulfúrico concentrado 98 % fresco.

En la práctica, este ácido se valoriza en todas las plantas para tratamiento de pH o se vende como subproducto a clientes de ácido concentrado, como por ejemplo productores de sulfato de aluminio.

Resulta remarcable que ni en las categorías de impactos al aire ni al medio acuático, se identifica en el escenario E₁ el impacto de las emisiones de mercurio, asociadas de manera inherente a esta tecnología. Los indicadores IChemE no contemplan en las categorías de impacto a la atmósfera el mercurio, y en las categorías de impacto al medio acuático, la ecotoxicidad al medio acuático (metales) lo tiene en cuenta considerando su emisión al agua de mar. En el modelo desarrollado en este estudio, la emisión de mercurio esta asociada como una emisión al cauce fluvial, por lo que

tampoco se incluye en el análisis realizado con estos indicadores. Tampoco se incluye en el indicador de efectos para la salud humana.

Dada la importancia del mercurio en este estudio, se ha realizado una revisión de los indicadores disponibles en Gabi 6.0. Únicamente los indicadores USEtox lo tienen en consideración.

El modelo USEtox se desarrolló bajo un consenso científico para incluir de manera robusta los impactos toxicológicos sobre el agua dulce en los ACV, y fue impulsado por una iniciativa de la UNEP-SETAC. El modelo USEtox™ se ha desarrollado basándose en comparaciones de modelos existentes y recomendaciones de diversos grupos de trabajo (Jolliet et al. 2.006; Lighthart et al. 2.004; McKone et al. 2.006). Ofrece un enfoque robusto y transparente de los impactos ecotoxicológicos derivados de la emisión de químicos específicos al agua dulce. El proceso que conduce al método USEtox se describe en Hauschild et al. (2.008), y los factores de caracterización de varios miles de sustancias se documentan en Rosenbaum et al. (2.008).

Las principales ventajas de USEtox™ son que proporciona factores de caracterización para una cobertura de sustancias mayor que otros modelos, la inclusión de sustancias que no han sido previamente introducidas, y un marco en el que los usuarios pueden calcular nuevos impactos (Henderson et al. 2.011).

Los factores de efecto en humanos relacionan la cantidad considerando el riesgo potencial de efectos cancerígeno y no cancerígeno, y expresándolo en casos por kilogramo de producto químico emitido.

El efecto de factores sobre los ecosistemas acuáticos están basado en los datos específicos de las especies en las que el 50 % de la población muestra un síntoma, expresado como una estimación de la fracción de especies (PAF) potencialmente afectada por metro cúbico en un día y por unidad de masa del compuesto químico emitido (PAF m³-día/ kg). La unidad final es unidades comparativas tóxicas (CTUh).

El modelo proporciona factores de caracterización recomendados e intermedios para la salud humana e impactos sobre ecosistemas de agua dulce.

Tabla 2.17 Cargas ambientales de los procesos cloro-álcali E₁, E₂, E₃, and E₄.

CARGAS AMBIENTALES																		
		E ₁				E ₂				E ₃				E ₄				
		Tec.	Sal	NaOH	Total	Tec.	Sal	NaOH	Total	Tec.	Sal	NaOH	Total	Tec.	Sal	NaOH	Total	
Aire CA X_{2,1}	AA X _{2,1,1}	10 ⁻² kg SO ₂ eq. t ⁻¹ ECU	754,3	6,1	0,0021	769	511,5	6,1	3,71	532	511,5	112,5	5,9	634	625,2	0,8	18,9	654
	CGP X _{2,1,2}	10 ² kg CO ₂ eq. t ⁻¹ ECU	29,8	0,2	0,0003	30,6	20,2	0,2	1,2	22,8	20,2	4,7	1,8	27,5	24,7	0,0	5,9	31,5
	ESH X _{2,1,3}	10 ⁻³ kg benceno eq. t ⁻¹	248,5	2,0	0,0002	251	168,5	2,0	4,2	1,78	168,5	37,0	6,7	2,15	205,9	0,3	21,2	2,29
	FOF X _{2,1,4}	10 ² kg etileno eq. t ⁻¹ ECU	107,2	0,87	0,0006	112	72,7	0,87	2,86	81,8	72,7	18,8	4,5	98,2	88,8	0,12	14,6	111
	ACO X _{2,1,5}	10 ⁻⁷ kg CFC-11 eq. t ⁻¹ ECU	13,3	0,11	0	13,5	9	0,11	0,04	9,25	9,07	1,99	0,06	11,1	11,08	0,02	0,19	11,3
Agua CA X_{2,2}	DOA X _{2,2,1}	10 ⁻⁴ kg H ⁺ eq. t ⁻¹ ECU	51,5	0,42	0,001	57,1	34,9	0,42	0,562	41,4	34,9	7,8	0,900	44,6	42,7	0,06	2,8	50,9
	Aac X _{2,2,2}	10 ⁻⁸ kg O ₂ eq. t ⁻¹ ECU	83	0,67	0,00002	92,2	56,3	0,67	0,067	65,6	56,3	21,3	0,106	78,2	68,7	0,09	0,331	87,8
	EcoM X _{2,2,3,1}	10 ⁻⁶ kg Cu eq. t ⁻¹ ECU	234	1,93	0,002	240	158,8	1,9	1,8	167	158,7	35,1	2,9	200	193,9	0,27	9,5	208
	EcoNM X _{2,2,3,2}	10 ⁻⁶ kg formal. eq. t ⁻¹ ECU	77,4	0,64	0,00	79,3	52,6	0,64	0,26	54,8	52,56	11,64	0,41	65,5	64,18	0,09	1,32	26,9
	EU X _{2,2,4}	10 ⁻⁵ kg PO ₄ eq. t ⁻¹ ECU	55,8	0,45	0,001	57,3	37,9	0,45	0,087	39,6	37,91	8,74	0,13	47,2	46,16	0,06	0,415	48,2
Suelo CA X_{2,3}	RP X _{2,3,1}	kg RPt ⁻¹ ECU			0,03	23,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	RNP X _{2,3,2}	kg RNP t ⁻¹ ECU					-	-	23,7	-	27,83		27,83	-		-		53,6

Se ha comprobado la influencia de este contaminante en las categorías de toxicidad mediante los indicadores USEtox para los escenarios propuestos en este estudio (Tabla 2.19).

Tabla 2.19 Indicadores USEtox de los escenarios E₁, E₂, E₃, and E₄.

	E ₁	E ₂	E ₃	E ₄
USEtox, Ecotoxicidad (recomendado) [CTUe]	91,32	58,19	68,89	71,97
USEtox, Toxicidad humana, cáncer (recomend.) [CTUh] *10 ⁻⁶	4,42	0,38	0,45	0,48
USEtox, Toxicidad humana, no-canc. (recomend.) [CTUh] *10 ⁻⁴	5,19	0,40	0,47	0,49

Los resultados del indicador Ecotoxicidad de nuevo muestran una relación muy importante con el consumo energético de cada escenario, no siendo evidente el impacto de la tecnología. Sin embargo, este impacto se pone en evidencia con claridad en los indicadores de toxicidad humana, en los que en el escenario E₁ muestra resultados 10 veces superiores a los de los escenarios de otras tecnologías electrolíticas.

En cuanto a los indicadores relativos al suelo, integran los residuos peligrosos y no peligrosos generados en el sistema. Todos los escenarios tienen en común la generación de la mayor parte de los residuos sólidos en la etapas de depuración primaria de la salmuera, y excepcionalmente en la etapa de depuración de la sal por el caso de la producción de sal a vacío. Estos residuos son no peligrosos en todos los escenarios a excepción de E₁, en el que al presentar mercurio en su composición son considerados peligrosos.

De menor importancia, pero también residuos peligrosos, se generan en E₁ como consecuencia del tratamiento tanto del hidrógeno como del hidróxido sódico para eliminar el mercurio a través de su filtración sobre carbón activo.

En la Tabla 2.20 se muestran los resultados normalizados de los escenarios mediante los valores umbral de la normativa E-PRTR. Se encuentran en la tabla los agregados de los impactos a la atmósfera, al agua y al suelo, así como el agregado que ofrece como resultado el índice de sostenibilidad ambiental (SCA).

Tras el proceso de normalización, las categorías más importantes en los impactos atmosféricos pasan a ser la formación fotoquímica de ozono (FOF)

y se mantiene el indicador de efectos sobre la salud humana (ESH). En las categorías de impacto al agua sucede algo similar, y los impactos más significativos han pasado a ser la ecotoxicidad al medio acuático tanto en metales como en otras sustancias (EcoM, EcoNM), seguido de la eutrofización (EU).

En las cargas ambientales al suelo, es remarcable como debido al efecto de la normalización, el impacto de los residuos peligrosos presentes en el escenario E_1 , el peso de la variable $X_{2,3}$ pasa a ser la más importante del escenario E_1 , sin tener ninguna relación con el consumo energético, que desde el principio ha sido la variable que más ha influido todos los resultados de este estudio.

El peso de $X_{2,3}$ en el escenario E_1 , lo convierte en el escenario más desfavorable un orden de magnitud en relación a los resultados obtenidos en el resto de los escenarios.

Los resultados obtenidos como X_2 , indicador de sostenibilidad ambiental, para los cuatro escenarios estudiados presentan resultados idénticos en orden a los obtenidos en la evaluación del indicador de recursos naturales (SRN). El escenario menos sostenible ambientalmente es el E_1 , seguido por el E_4 , y posteriormente entre los dos escenarios de membranas, E_2 resulta ser el caso más sostenible ambientalmente.

En la Figura 2.15 se presentan los resultados normalizados, analizados anteriormente, tanto de las variables de recursos naturales como de cargas ambientales, para los cuatro escenarios.

2.2.5 Evaluación de impactos de ciclo de vida de la MTD y la tecnología emergente

Estudios como Jung et al. (2014) analizan mediante análisis de ciclo de vida el impacto ambiental de esta nueva tecnología comparada con la tecnología de membranas, considerando los diferentes escenarios en relación a la valorización del hidrógeno y la producción de oxígeno puro.

Tabla 2.20 Resultados normalizados de los procesos cloro-álcali y valores umbral de la normativa E-PRTR para los escenarios E₁, E₂, E₃, and E₄.

Resultados normalizados (FU ⁻¹)							
	Valor Umbral (kg y ⁻¹)	Factor ¹	E ₁ CA Total	E ₂ CA Total	E ₃ CA Total	E ₄ CA Total	Promedio Europeo CA Total
CA Aire							
AA X _{2,1,1} [*]	150.000	10 ⁻⁵	5,13	3,55	4,23	4,36	4,46
CG X _{2,1,2} [*]	100.000.000	10 ⁻⁵	3,06	2,28	2,75	3,15	2,89
ESH X _{2,1,3} [*]	1.000	10 ⁻⁴	2,51	1,78	2,15	2,29	2,26
FOF X _{2,1,4} [*]	1.000	10 ⁻⁴	11,2	8,18	9,82	11,1	1,04
ACO X _{2,1,5} [*]	1	10 ⁻⁶	1,35	0,925	1,11	1,13	1,17
CA Total al aire (X_{2,1})		10⁻³	1,45	1,05	1,27	1,41	1,34
CA Agua							
DOA X _{2,2,1} [*]	50.000	10 ⁻⁸	11,4	8,29	8,92	1,02	9,7
Aac X _{2,2,2} [*]	100	10 ⁻⁹	9,22	6,56	7,82	8,78	8,48
EcoM X _{2,2,3,1} [*]	50	10 ⁻⁶	4,8	3,35	4	4,15	4,21
EcoNM X _{2,2,3,2} [*]	50	10 ⁻⁶	1,59	1,1	1,31	1,34	1,38
EU X _{2,2,4} [*]	5.000	10 ⁻⁶	11,5	7,92	9,45	9,64	9,97
CA Total al agua (X_{2,2})		10⁻⁵	1,8	1,25	1,49	1,52	1,57
CA Suelo							
RP X _{2,3,1} [*]	2.000	10 ⁻²	1,18				0,27
RNP X _{2,3,2} [*]	2.000.000	10 ⁻⁴		0,11	0,139	0,268	0,121
CA Total al suelo (X_{2,3})		10⁻²	1,18	0,0011	0,00139	0,00268	0,271
X₂		10⁻³	13,27	1,08	1,30	1,45	4,06

¹ El "factor" es le valor que multiplica los resultados normalizados. 10⁻⁴.

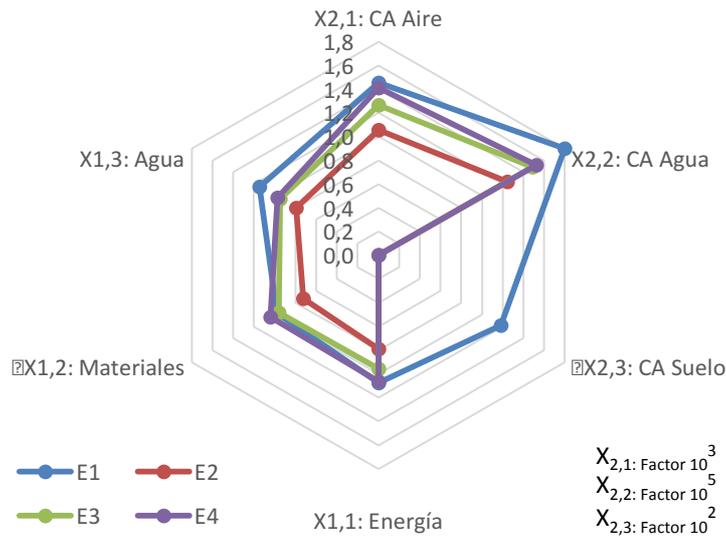


Figura 2.15 Comparación de las variables adimensionales SRN y SCA de los escenarios estudiados: E₁, E₂, E₃ y E₄.

En este estudio, para la evaluación de impactos de ciclo de vida de la tecnología emergente frente a la mejor tecnología disponible (MTD), se han seleccionado como caso de estudio los escenarios ya estudiados anteriormente, E₂ y E₃, y se integra un tercero E₅, que integra la tecnología de cátodos despolarizados de oxígeno como tecnología electrolítica. Se trata de un escenario que aun no esta implantado industrialmente en Europa.

El escenario E₅ corresponde a un escenario que emplea como fuente de materia prima, la sal a vacío producida a partir de sal de roca. En este escenario se ha hecho esta elección en la fuente de sal por ser la utilizada de manera mayoritaria en Europa para la tecnología de membranas, y por poseer la mejor calidad. Esta sal es transportada por ferrocarril hasta la planta cloro-álcali localizada a 50 km de distancia. La configuración del circuito de salmuera es idéntica a la descrita en E₂ y E₃. Para este escenario se ha considerado una densidad de corriente para la que los proveedores de la tecnología ofrecen datos de funcionamiento y que puede resultar equiparable a la de los otros escenarios (6 KA/m²). En este caso, se ha considerado una evaporación de tres efectos a fin de poder comparar con el

escenario E₃, que tiene la misma configuración tanto en la sal como en la concentración. Se ha integrado como consumo adicional de materia prima oxígeno de alta pureza, empleando un bloque de producción existente en GaBi 6.0. Así mismo, para compensar la no producción de hidrógeno de esta tecnología, se ha llevado a cabo una expansión del sistema, introduciendo una producción equivalente de hidrógeno mediante reforming catalítico, empleando un bloque disponible asimismo en el software GaBi 6.0.

A) SOSTENIBILIDAD DE RECURSOS NATURALES

Como en el análisis anterior, se han obtenido las variables que consideran el consumo de energía (X_{1,1}), materiales (X_{1,2}), y agua (X_{1,3}) en los tres subsistemas descritos en este estudio, la producción de sal, la preparación y tratamiento de la salmuera, el proceso electrolítico y el tratamiento de los productos. Posteriormente, el consumo de RN se ha normalizado tomando como referencia la media ponderada de los escenarios europeos en el sector cloro-álcali, considerando la distribución de implantación de las diferentes tecnologías, tanto en la propia electrólisis como en la producción de sal. La Tabla 2.21 muestra los resultados SRN normalizados con respecto a ese valor de referencia.

Tabla 2.21 Comparación de las variables adimensionales SRN para los escenarios E₂, E₃, and E₅. y la referencia europea considerada.

SRN Normalizadas					
Variables adimensionales SRN		E₂	E₃	E₅	Media Europea
Energía	X_{1,1}[*]	0,79	0,95	0,89	1
Materiales	X_{1,2}[*]	0,74	0,98	0,97	1
Agua	X_{1,3}[*]	0,79	0,95	0,85	1
TOTAL (X₁ = $\frac{X_{1,1}^*}{3} + \frac{X_{1,2}^*}{3} + \frac{X_{1,3}^*}{3}$)	X₁	0,78	0,96	0,90	1

- **Energía (X_{1,1}).** La energía asociada al bloque de las celdas electrolíticas alcanza valores de en torno al 90 %, al 76 % y al 59 % en los escenarios E₂, E₃ y E₅ respectivamente del total. Como ya se había comentado en el análisis de impactos precedente, el comportamiento de la producción de sal y la concentración tienen posiciones relevantes en cuanto al consumo energético en E₃ y E₅, especialmente en este ultimo al aumentar su peso

relativo debido a la disminución del consumo eléctrico de las celdas. Aparecen en E₅, como fuentes de consumo adicionales, la producción de oxígeno y de hidrógeno. Esto tiene como consecuencia un aumento en el consumo energético de esta tecnología emergente, en el escenario seleccionado, de un 12 % respecto al escenario más eficiente, E₂. Respecto al escenario E₃, la tecnología emergente muestra una reducción de un 7 % en el consumo energético.

- **Materiales.** En la variable (X_{1,2}) están incluidos el consumo de sal, como materia prima principal, y los consumos de reactivos necesarios para los bloques de tratamiento de sal, salmuera y oxígeno en el caso de las CDO. Los reactivos incluyen los consumos de carbonato sódico, sosa cáustica al 25 %, ácido clorhídrico 32 %.

El consumo de materiales asociado a la energía primaria de los escenarios es el factor más influyente en los resultados obtenidos, por lo que el orden en consumo de materiales responde al mismo descrito en el aspecto energético. Como ya se había descrito, en E₂ el consumo de materiales se ve beneficiado de la carga cero que supone emplear un residuo de otro proceso productivo como materia prima. Los resultados obtenidos para E₅ son muy similares a los obtenidos en E₃, siempre superiores a los obtenidos para E₂. En cualquier caso, tanto E₂ como E₃ y E₅ presentan impactos inferiores al promedio europeo.

- **Agua.** La variable (X_{1,3}) comprende el consumo de agua tanto del proceso electrolítico, consumida por la reacción y por la disolución del hidróxido sódico, y el agua consumido en el resto de las etapas. La energía primaria del sistema impacta también sobre este aspecto. En este caso E₅, aunque después del escenario E₂, presenta resultados inferiores a los vistos en E₃.

En la Figura 2.16 se muestran gráficamente los resultados normalizados obtenidos de las variables SRN para los tres escenarios analizados.

B) SOSTENIBILIDAD DE CARGAS AMBIENTALES (SCA)

Los valores de CA al aire, agua y suelo se resumen en las Tablas 2.22. Los resultados se presentan distinguiendo las tres etapas identificadas como principales en la generación de esas cargas: la producción de sal, la reacción de electrólisis, y la concentración de hidróxido sódico como ya se había

presentado en el análisis anterior.



Figura 2.16 Comparación e las variables adimensionales SRN de los escenarios estudiados: E₂, E₃ y E₅.

En este análisis, las conclusiones son prácticamente idénticas a las presentadas en el análisis llevado a cabo en el apartado de sostenibilidad de recursos naturales, identificando en los indicadores del E₅, tanto a nivel de emisiones atmosféricas como en emisiones al agua, reducciones asociadas a la reducción de consumo eléctrico. Al igual que en el caso de la SRN, aun con esa reducción, los resultados obtenidos para el escenario de la tecnología emergente no superan los obtenidos por E₂. A nivel de impactos al suelo, en ninguno de los escenarios estudiados se generan residuos peligrosos.

En la Tabla 2.23, se presentan así mismo los resultados normalizados mediante los umbrales de la normativa E-PRTR. Las modificaciones en el peso de los indicadores, producidos a causa del proceso de normalización, son los mismos a los descritos en el análisis anterior. Únicamente es oportuno remarcar que este caso, al no existir residuos peligrosos en los escenarios estudiados la variable X_{2,3}, no presenta un valor significativo en ninguno de los escenarios.

Tabla 2.22 Cargas ambientales de los procesos cloro-álcali E₂, E₃ y E₅.

			CARGAS AMBIENTALES											
			E ₂				E ₃				E ₅			
			Tec.	Sal	NaOH	Total	Tec.	Sal	NaOH	Total	Tec.	Sal	NaOH	Total
Aire CA X_{2,1}	AA X _{2,1,1}	10 ⁻² kg SO ₂ eq. t ⁻¹ ECU	511,5	6,1	3,71	532	511,5	112,5	5,9	634	407,9	112,5	5,93	546
	CGP X _{2,1,2}	10 ² kg CO ₂ eq. t ⁻¹ ECU	20,2	0,2	1,2	22,8	20,2	4,7	1,8	27,5	16,4	4,7	1,8	26,7
	ESH X _{2,1,3}	10 ⁻³ kg benceno eq. t ⁻¹ ECU	168,5	2,0	4,2	1,78	168,5	37,0	6,7	2,15	135,2	37,0	6,7	1,82
	FOF X _{2,1,4}	10 ⁻² kg etileno eq. t ⁻¹ ECU	72,7	0,87	2,86	81,8	72,7	18,8	4,5	98,2	58,04	18,86	4,57	90,3
	ACO X _{2,1,5}	10 ⁻⁷ kg CFC-11 eq. t ⁻¹ ECU	9,07	0,11	0,04	9,25	9,07	1,99	0,06	11,1	7,20	1,99	0,06	9,28
Agua CA X_{2,2}	DOA X _{2,2,1}	10 ⁻⁴ kg H ⁺ eq. t ⁻¹ ECU	34,9	0,42	0,56	41,4	34,9	7,8	0,90	44,6	28,4	7,8	0,9	38,3
	Aac X _{2,2,2}	10 ⁻⁸ kg O ₂ eq. t ⁻¹ ECU	56,3	0,67	0,067	65,6	56,3	21,3	0,11	78,2	45,1	21,3	0,11	67,1
	EcoM X _{2,2,3,1}	10 ⁻⁶ kg Cu eq. t ⁻¹ ECU	158,8	1,9	1,8	167	158,7	35,1	2,9	200	126,4	35,1	2,9	177,5
	EcoNM X _{2,2,3,2}	10 ⁻⁶ kg formal. eq. t ⁻¹ ECU	52,57	0,64	0,26	54,8	52,56	11,64	0,41	65,5	41,81	11,64	0,41	55,3
	EU X _{2,2,4}	10 ⁻⁵ kg PO ₄ eq. t ⁻¹ ECU	37,94	0,45	0,087	39,6	37,91	8,74	0,13	47,2	31,2	8,74	0,1	40,9
Suelo CA X_{2,3}	RP X _{2,3,1}	kg RPt ⁻¹ ECU	-	-		-								
	RNP X _{2,3,2}	kg RNP t ⁻¹ ECU	-			23,7	-	27,83		27,83	-	27,83		

Los resultados obtenidos para el indicador de sostenibilidad ambiental (X_2) concluyen que el E_2 continua siendo el escenario más sostenible, incluso con la reducción de consumo energético asociado a la tecnología emergente. Esto es debido a las cargas adicionales asociadas al consumo de oxígeno como materia prima y la producción de hidrógeno equivalente.

Tabla 2.23 Cargas ambientales normalizadas de los procesos cloro-álcali E_2 , E_3 y E_5 .

Resultados normalizados (FU^{-1})						
	Valor Umbral ($kg\ y^{-1}$)	Factor	E_2 CA Total	E_3 CA Total	E_5 CA Total	Promedio Europeo CA Total
CA Aire						
AA $X_{2,1,1}^*$	150,000	10^{-5}	3,355	4,23	3,64	4,46
CG $X_{2,1,2}^*$	100,000,000	10^{-5}	2,28	2,75	2,68	2,89
ESH $X_{2,1,3}^*$	1,000	10^{-4}	1,78	2,15	1,8	2,26
FOF $X_{2,1,4}^*$	1,000	10^{-4}	8,18	9,82	9,27	1,04
ACO $X_{2,1,5}^*$	1.00	10^{-6}	0,925	1,11	0,928	1,17
CA Total al aire ($X_{2,1}$)		10^{-3}	1,05	1,27	1,15	1,34
CA Agua						
DOA $X_{2,2,1}^*$	50,000	10^{-8}	8,29	8,92	7,67	9,7
AAc $X_{2,2,2}^*$	100	10^{-9}	6,56	7,82	6,71	8,48
EcoM $X_{2,2,3,1}^*$	50	10^{-6}	3,35	4	3,55	4,21
EcoNM $X_{2,2,3,2}^*$	50	10^{-6}	1,1	1,31	1,11	1,38
EU $X_{2,2,4}^*$	5,000	10^{-6}	7,92	9,45	8,19	9,97
CA Total al agua ($X_{2,2}$)		10^{-5}	1,25	1,49	1,29	1,57
CA Suelo						
RP $X_{2,3,1}^*$	2,000	10^{-2}				0,27
RNP $X_{2,3,2}^*$	2,000,000	10^{-4}	0,11	0,139	0,139	0,121
CA Total al suelo ($X_{2,3}$)		10^{-2}	0,0011	0,0014	0,0014	0,271
X_2		10^{-3}	1,08	1,30	1,18	4,06

Sin embargo, se concluye así mismo, una mejora en la sostenibilidad ambiental respecto a la MTD, trabajando en un escenario equivalente a nivel de tipo de sal y de tipo de configuración en la concentración de NaOH.

En la Figura 2.17 se presentan los resultados normalizados, analizados anteriormente, tanto de las variables de recursos naturales como de cargas ambientales para los tres escenarios.

Con el fin de evaluar el impacto que tiene la inclusión de una expansión del sistema para la producción de hidrógeno en cantidad equivalente al

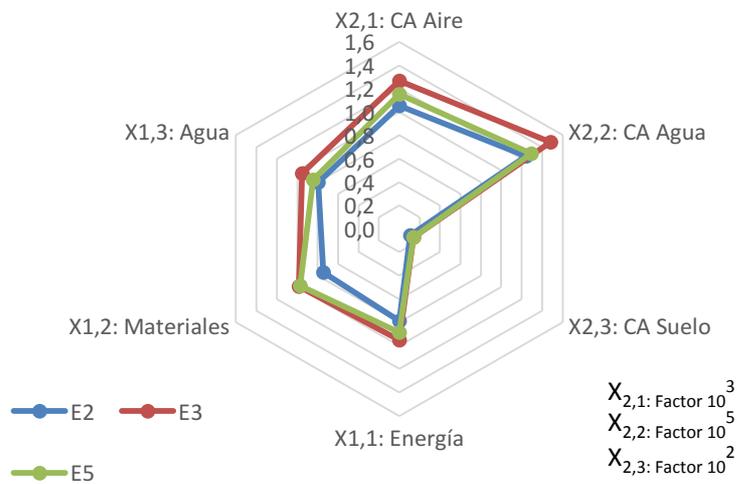


Figura 2.17 Comparación de las variables adimensionales SRN y SCA de los escenarios estudiados: E₂, E₃ y E₅.

producido a las tecnologías convencionales, se ha planteado un escenario equivalente a E₃, asumiendo una valorización nula del hidrógeno producido (E_{3 sin recup H₂}), y un escenario equivalente E₅ sin expansión del sistema (E_{5 sin H₂}).

En la Figura 2.18, se muestran los resultados obtenidos para todas las variables SRN y SCA. Se evidencia que, sin el impacto de la producción del hidrógeno el escenario de la CDO (E_{5 (sin H₂)}), resulta más eficiente en lo que se refiere a consumo de recursos y más sostenible ambientalmente que cualquiera de los escenarios E₃, y queda muy próximo ahora si del comportamiento mostrado por el escenario E₂.

Por otro lado, también se puede concluir que el hecho de la no valorización del hidrógeno, convirtiéndole en emisión a la atmósfera, no tiene prácticamente impacto en ninguna de las dos dimensiones analizadas, la de sostenibilidad de recursos naturales y la de sostenibilidad ambiental.

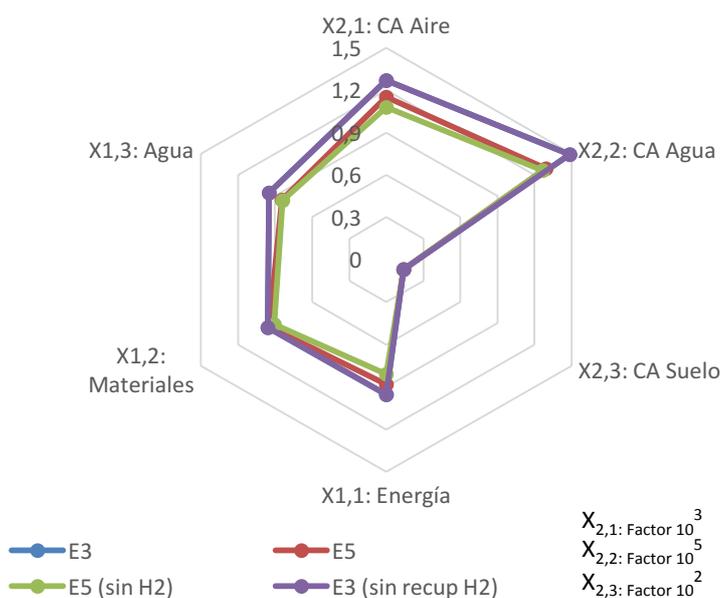


Figura 2.18 Comparación de las variables adimensionales SRN y SCA de los escenarios estudiados: E₃, E₃(sin recup H₂), E₅ y E₅(sin recup H₂).

2.2.6 Análisis de sensibilidad frente a la valorización del hidrógeno y la densidad de corriente.

Análisis de sensibilidad 1: opciones de valorización de hidrógeno

El objetivo de este análisis de sensibilidad es evaluar el impacto de las distintas alternativas posibles en la gestión del H₂. Se plantean cuatro escenarios para realizar esta evaluación. Todos ellos tienen como base el escenario E₃, descrito en el apartado 2.2.2. En el caso base, se contempla la valorización del 80 % del hidrógeno producido como producto. Se han llevado a cabo tres variaciones:

E₃:Energía Elec.: En este escenario se plantea la valorización del hidrógeno en la producción de energía eléctrica mediante celdas de combustible. Se ha modelado una producción de energía asumiendo una eficiencia de la celda de combustible del 50 %, y una producción de 20 kWh por kg de hidrógeno. Esta energía eléctrica supone una carga evitada parcial, pues se integra en la alimentación a las propias celdas electrolíticas.

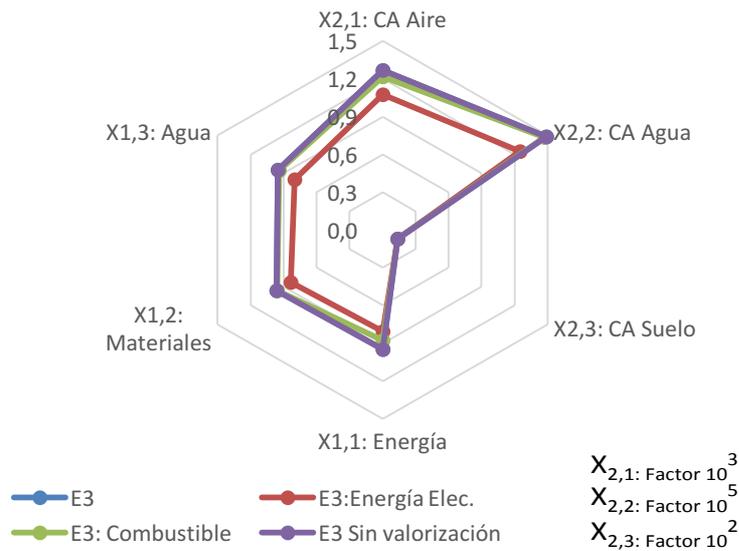


Figura 2.19 Comparación de las variables adimensionales SRN y SCA de los escenarios estudiados: E₃, E₃: Energía Elec., E₃: Combustible y E₃ Sin valorización

E₃:Combustible: En este escenario se plantea la valorización del hidrógeno como combustible reemplazando el consumo de gas natural. El hidrógeno es un combustible limpio, que no genera dióxido de carbono ni ningún otros gas de efecto invernadero. En el modelo se han considerado la relación de poderes caloríficos superiores para calcular el ratio de sustitución de gas natural con hidrógeno, obteniéndose una sustitución de 3,2 kg de gas natural por cada kg de hidrógeno. Así mismo, se ha considerado un valor de referencia de emisión en la combustión de gas natural de 58 kg CO₂/GJ.

E₃ Sin Valorización: En este escenario se plantea la emisión de todo el hidrógeno a la atmósfera, suponiendo por tanto el escenario con valorización cero de este subproducto.

En la Figura 2.19, se muestran los resultados obtenidos para todas las variables SRN y SCA de los cuatro escenarios previamente descritos.

En este análisis se puede concluir que el escenario mas eficiente y sostenible ambientalmente es el que integra el uso del hidrógeno para producir energía eléctrica. Dado que este escenario de valorización impacta directamente sobre el consumo energético eléctrico, impacta directamente

sobre todas las variables tanto de recursos ambientales como de cargas ambientales (aire y agua), suponiendo reducciones de alrededor del 15 %. Las cargas ambientales al suelo no se ven afectadas por esta valorización.

El segundo más eficiente sería $E_{3:Combustible}$. Presenta mejoras sobre el escenario base en las variables relativas a cargas ambientales a la atmósfera y en el consumo de energía. Sin embargo, en este caso los valores de reducción en las variables SRN y SCA se mueven en el intervalo del 3 al 4 %. En este caso, de nuevo las cargas ambientales al suelo no sufren variación.

Análisis de sensibilidad 2: efecto de la densidad de corriente

El objetivo de este análisis de sensibilidad es evaluar el impacto de la densidad de corriente (KA/m^2) sobre el ciclo de vida de la producción de cloro. Esta variable impacta directamente sobre el consumo de energía eléctrica, y por lo tanto es previsible que impacte de manera significativa al análisis de ciclo de vida. Se plantean tres escenarios para esta evaluación. Todos ellos tienen como base el escenario E_3 , descrito en el apartado 2.2.2. En el caso base, se considera como característica de funcionamiento, una densidad de corriente de $5 KA/m^2$. Se han llevado a cabo dos variaciones, modificando la densidad de trabajo de la sala de células. Se han tomado como puntos de estudio para este análisis de sensibilidad valores de 4 y $6 KA/m^2$.

En la Figura 2.20 se representan los resultados de este análisis. Se puede observar la evolución de las variables adimensionales de sostenibilidad de recursos y ambiental para los tres escenarios mencionados.

Como ya se ha descrito en el capítulo 1, la densidad de corriente es uno de los factores que influye de manera más significativa sobre el consumo específico energético de la producción de cloro mediante electrólisis. Este es un parámetro clave en el momento del diseño de nuevas instalaciones. A menor densidad de corriente, menor consumo eléctrico, pero supone un aumento de los costes de inversión.

Este análisis de sensibilidad evidencia de nuevo el peso que tiene el consumo energético del proceso cloro-álcali y como impacta de manera directamente proporcional sobre tanto las variables de consumo de recursos, como sobre las cargas ambientales al aire y al agua. El único vector que no se ve afectado por esta variable es el de las cargas ambientales al

suelo. La generación de residuos va asociado principalmente al tratamiento de la sal y de la salmuera.

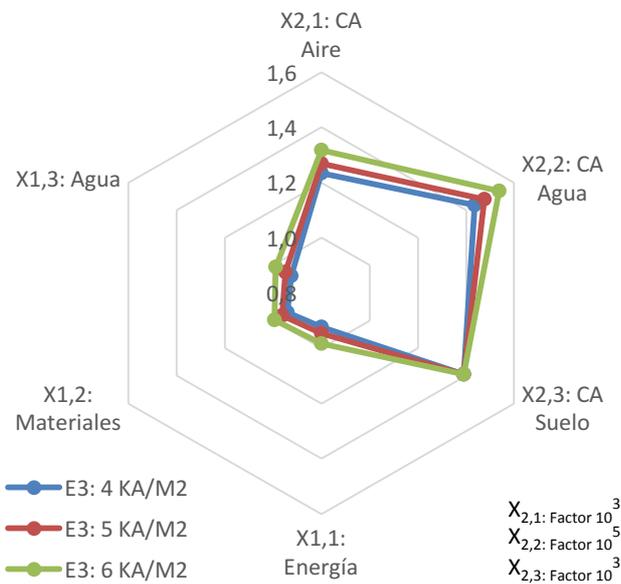


Figura 2.20 Comparación de las variables adimensionales SRN y SCA de los escenarios estudiados: E₃: 4 KA/m², E₃: 5 KA/m², Y E₃: 6 KA/m².

2.2.7 Análisis de sensibilidad frente al método de asignación

La Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC) recomienda fuertemente basar el procedimiento de asignación principalmente sobre consideraciones fisicoquímicas (Lundie et al. 2.007). El estándar de ISO para ACV (ISO 2.006) propone un orden de preferencia de opciones diferentes para comprobar su aplicabilidad. Este orden de preferencia consiste en primer lugar en intentar evitar la asignación mediante la división del proceso en subprocesos. En caso de no poderse evitar, aplicar principios de causalidad física para la asignación de las cargas, como la música o el valor energético. Y finalmente, aplicar otros principios de causalidad como el valor económico (Chen et al. 2.010).

En este trabajo se ha considerado como unidad funcional una tonelada ECU, que integra una tonelada de cloro, 1,128 toneladas de hidróxido sódico al

100 %, y 28,5 kg de hidrógeno. Para evaluar la sensibilidad de la asignación másica, se han tenido en cuenta únicamente el cloro y el hidróxido sódico. Se ha excluido el hidrógeno, tomando en consideración como regla de corte, que en masa, supone menos de un uno por ciento del total producido. Por otro lado, es necesario aclarar que dado que en los escenarios se han integrado las etapas para producir en todos los casos hidróxido sódico al 50 %, se han considerado 2.256 kg de NaOH al 50 %. En la Tabla 2.24 se presentan los resultados de las variables ambientales para todos los casos de estudio. En este tipo de asignación, sobre el hidróxido sódico recae el 69 % de las cargas ambientales generadas por el sistema.

Tabla 2.24 Cargas ambientales de los escenarios cloro-álcali: Metodología de asignación másica.

	Factor	E₁	E₂	E₃	E₄	E₅
Cloro						
CA Total al aire (X _{2,1})	10 ⁻⁴	4,42	3,21	3,86	4,29	3,50
CA Total al agua (X _{2,2})	10 ⁻⁶	5,47	3,79	4,52	4,6	3,94
CA Total al suelo (X _{2,3})	10 ⁻³	3,5	0,0033	0,0042	0,0081	0,0042
X₂	10⁻⁴	40,4	3,28	3,95	4,42	3,58
Hidróxido Sódico						
CA Total al aire (X _{2,1})	10 ⁻⁴	7,60	5,52	6,63	7,38	6,02
CA Total al agua (X _{2,2})	10 ⁻⁶	9,40	6,51	7,77	7,97	6,76
CA Total al suelo (X _{2,3})	10 ⁻³	8,1	0,0075	0,0095	0,0184	0,0095
X₂	10⁻⁴	91,2	7,4	8,9	10,0	8,1

Este método de asignación está basado en precios de mercado de los productos. El principal problema de esta metodología es obtener precios a largo plazo, especialmente en este sector en el que los precios son muy cíclicos y volátiles. Los precios empleados en este análisis son correspondientes al periodo 2.006-2.011. Los precios medios empleados están recogidos en la Tabla 2.1. En este caso, se ha tomado en consideración el hidrógeno, al suponerse el beneficio total aproximadamente un 7 % del total.

En la Tabla 2.25, se recogen los resultados de los indicadores ambientales aplicando una metodología de asignación económica.

Este método de asignación presenta una gran incertidumbre para el caso de aplicación del cloro y el hidróxido sódico. Para los precios con los que se ha

trabajado, al igual que en el caso de la asignación másica, el 70 % de las cargas ambientales son asignadas al hidróxido sódico.

Tabla 2.25 Cargas ambientales de los escenarios cloro-álcali: metodología de asignación económica.

	Factor	E ₁	E ₂	E ₃	E ₄	E ₅
Cloro						
CA Total al aire (X _{2,1})	10 ⁻⁴	3,62	2,63	3,16	3,52	2,87
CA Total al agua (X _{2,2})	10 ⁻⁶	4,48	3,11	3,71	3,80	3,22
CA Total al suelo (X _{2,3})	10 ⁻³	2,94	0,0027	0,0034	0,0066	0,0034
X₂	10 ⁻⁴	33,1	2,69	3,23	3,62	2,94
Hidróxido Sódico						
CA Total al aire (X _{2,1})	10 ⁻⁴	9,84	7,14	8,59	9,55	7,79
CA Total al agua (X _{2,2})	10 ⁻⁶	1,22	8,43	1,01	1,03	8,76
CA Total al suelo (X _{2,3})	10 ⁻³	7,99	0,0073	0,0094	0,018	0,0094
X₂	10 ⁻⁴	89,89	7,30	8,78	9,84	7,97
Hidrógeno						
CA Total al aire (X _{2,1})	10 ⁻⁴	1,06	0,77	0,92	1,03	0,84
CA Total al agua (X _{2,2})	10 ⁻⁶	1,31	0,91	1,09	1,11	0,94
CA Total al suelo (X _{2,3})	10 ⁻³	0,86	0,00080	0,0010	0,0019	0,0010
X₂	10 ⁻⁴	4,55	0,369	0,444	0,497	0,403

En el proceso cloro-álcali, existen escenarios en los que no se producen los tres productos definidos en la unidad funcional. En el caso E₅ se introdujo una ampliación del sistema que integraba la producción del hidrógeno. Sin embargo, en los casos en los que esto no se lleve a cabo, supondría una distribución de cargas únicamente entre el cloro y el hidróxido sódico. Esta metodología presenta la ventaja de permitir poner en relieve el impacto sobre las cargas ambientales asociadas al cloro y el hidróxido sódico que supone la no producción de hidrógeno en los escenarios de la tecnología emergente (CDO).

Por otro lado, también se ha de considerar que el valor del hidrógeno puede variar no sólo en función de los precios de mercado, sino en función de los precios de gas natural cuando sea valorizado como combustible, o del precio de la energía eléctrica en caso de consistir la valorización en la producción de electricidad a través de celdas de combustible.



2.3 Análisis cualitativo de las repercusiones económicas y sociales de la producción de cloro

Los sectores productivos de la industria deberían responder a la interpretación del concepto de desarrollo sostenible basado en considerar aspectos económicos, de desempeño social, y consideraciones medioambientales de manera equilibrada (Elkington 1.997).

El término triple bottom line (o triple resultado), utilizado por primera vez en 1.994 por John Elkington, busca redefinir criterios y valores utilizados para medir el éxito y sostenibilidad de una organización incorporando a la visión tradicional esas tres dimensiones.

Tras esto subyace un principio fundamental: Lo que se mide es lo que se alcanza, porque lo que se mide es a lo que se presta atención(Hindle 2.012).

Por otro lado, la constante evolución de la sociedad y su consecuente impacto en el comportamiento de los mercados financieros determinan en gran medida las cualidades y características con que una empresa debe contar para ser favorecida por los mercados. Lo anterior ha encaminado a las empresas a cuidar no sólo su desempeño financiero, sino también su sostenibilidad social y medioambiental.

El World Chlorine Council definió su compromiso (WCC 2.002) de incluir las responsabilidades ambiental, económica y social corporativa, "triple bottom line thinking", en toda las tomas de decisiones estratégicas (UN 2.003).

Eurochlor, en un programa a 10 años, ya definió un conjunto de indicadores de sostenibilidad para fijando objetivos para 2.010, y está en curso un segundo programa 2.011-2.021. Alcanzar estos objetivos supuso un paso importante para la estrategia de la industria cloro-álcali para mejorar su comportamiento, incluyendo el "triple bottom line " de la sostenibilidad.

Tabla 2.26. Indicadores cuantitativos de sostenibilidad de Eurochlor (Eurochlor 2.011)

Programa Sostenibilidad: Parámetros cuantitativos
Consumo de energía por unidad de producción de cloro y sosa cáustica
Cantidad de hidrógeno utilizado (valorizado)
Transición hacia tecnologías más sostenibles
Volúmenes de producción
Accidentes con baja
Incidentes de proceso y pérdidas
Minimización y optimización del transporte de cloro
Conducta Responsable (Responsible Care)
Emisiones de Hg de plantas con tecnología de amalgama
Publicación de Datos de Producto
Numero De horas de formación por año y trabajador
Acreditación Medioambiental EMAS y/o ISO

Desde el punto de vista ambiental, la energía se muestra como la variable clave y con mayor influencia en las cargas ambientales asociadas a la producción de cloro.

En el contexto económico, la variable energía en la producción de cloro, la convierte en un proceso intensivo en energía. Por esta razón, es esperable que al igual que en el eje ambiental, la variable energía sea fundamental en esta dimensión. En el análisis del eje económico han de integrarse tanto la vertiente de consumos, como la de los precios energéticos, pues es su combinación la que definirá la sostenibilidad económica de este proceso productivo.

En lo relativo a nivel social, la energía puede concluirse como una variable fundamental. El mix energético regional tiene un impacto directo sobre el eje medioambiental, y sobre el eje económico. La combinación de estos efectos, puede dar como resultado a fenómenos de deslocalización de la actividad industrial, que tienen un impacto directo social, traducido entre otras consecuencias en una reducción de empleo.



2.4 Discusión de resultados del capítulo 2

En el presente apartado de discusión se realiza una valoración en torno a la sostenibilidad ambiental del sector cloro-álcali. En el capítulo se da respuesta a tres cuestiones relativas a las características del modelo descrito para la evaluación de impactos en el sector cloro-álcali, a la identificación de los impactos ambientales de las tecnologías actuales a través de distintos escenarios representativos, y finalmente a los potenciales impactos asociados a la tecnología emergente de cátodo despolarizado de oxígeno.

¿Cuáles son las características del modelo de ciclo de vida propuesto para el proceso cloro-álcali y que grado de rigurosidad y robustez presenta?

El modelo de ciclo de vida desarrollado en este capítulo integra todas las etapas que constituyen la producción de cloro, incluyendo en el alcance del estudio la producción de sal como materia prima, el tratamiento de los productos y la gestión de los residuos generados. Se evalúan en este modelo, por tanto, todas las técnicas de producción de sal, así como las principales configuraciones del circuito de salmuera.

A nivel de tecnologías electrolíticas se han tenido en consideración las tres tecnologías presentes en la industria cloro-álcali europea en la actualidad, incluida la tecnología de mercurio a extinguir a finales del año 2.017. Así mismo, se ha integrado en el perímetro del estudio la tecnología de cátodo despolarizado de oxígeno (CDO) como tecnología emergente, aún no existiendo en la actualidad en Europa instalaciones a nivel industrial.

La mayor parte de los datos que componen el inventario de ciclo de vida desarrollado se corresponde con datos operacionales reales publicados en 2.013 en el documento de referencia de las mejores técnicas disponibles del

sector. Se reúnen así datos del 86 % de las instalaciones europeas, por lo que se puede considerar que el inventario de ciclo de vida presenta una alta representatividad. Para el caso de la tecnología de cátodos despolarizados de oxígeno, se han empleado datos obtenidos a partir de distintas consultas y prospecciones técnicas con proveedores de la tecnología. Se completa el inventario con datos obtenidos de la bibliografía para las etapas de producción de sal.

El modelo integra correlaciones empíricas que permiten cuantificar la generación de residuos como función de la calidad de la sal y del tratamiento llevado a cabo de los productos. A partir de la parametrización llevada a cabo, el modelo permite modificar las condiciones de operación de la electrolisis, la configuración de la concentración de hidróxido sódico, y el porcentaje de valorización de hidrógeno o de recuperación de condensados del tratamiento del hidróxido sódico. Esto convierte al modelo en una herramienta muy flexible y robusta para analizar cualquier tipo de escenario del sector.

Se ha incluido en el modelo una metodología de Evaluación de la Sostenibilidad Ambiental (ESA) basada en la evaluación de la Sostenibilidad de Recursos Naturales (SRN) y en la Sostenibilidad de las cargas Ambientales (SCA).

A fin de poder establecer un análisis que permita comparar distintos escenarios en relación se han normalizado los indicadores ambientales teniendo en cuenta una media de consumos del sector considerando la distribución de tecnologías implantadas en Europa. Es importante destacar que con el fin de mantener actualizado el modelo, periódicamente, especialmente en el año 2018, ese promedio ha de ser recalculado pues el sector se encuentra inmerso en una etapa de transformación debido a la normativa medioambiental y a la reestructuración del sector para adaptarse a la demanda. Esto modificará significativamente la distribución de tecnologías, que actualmente es 62% tecnología de membranas, 23 % tecnología de diafragma y 15 % de diafragma.

Para la normalización de las cargas ambientales se han empleado los valores umbral E-PRTR, lo que permite introducir una variable política en la toma de decisiones.

¿Cuáles son los principales impactos ambientales del sector cloro-álcali en Europa y que tecnologías pueden considerarse más ambientalmente sostenibles?

La evaluación de impactos de ciclo de vida pone de manifiesto que la variable de análisis que representa la mayor contribución al consumo de recursos y a las cargas ambientales generadas en el proceso cloro-álcali es el consumo energético. En relación a las etapas del proceso cloro-álcali, el mayor impacto ambiental corresponde al proceso electrolítico, seguido por la producción de sal, en el caso de la sal a vacío, y finalmente al tratamiento del hidróxido sódico.

Los escenarios que integran la tecnología de mercurio resultan los menos sostenibles ambientalmente, debido principalmente a las cargas ambientales asociadas al mercurio, y en menor medida a su consumo energético eléctrico.

De los resultados obtenidos se desprende que el escenario más sostenible, implantado a nivel industrial en Europa, integra la tecnología de membranas bipolares. Las condiciones de operación, la tecnología empleada en la concentración de cáustica, y el tipo de sal empleado pueden lograr que el escenario de membranas suponga reducciones de consumo energético próximas al 14 % sobre el escenario más desfavorable que se corresponde con la tecnología de mercurio, lo que está lejos de las reducciones referenciadas próximas al 30%.

La combinación de la tecnología de membranas empleando sal procedente de residuos de potasa muestra los mejores valores de sostenibilidad ambiental. Esta sal supone una significativa reducción de consumo de recursos y de cargas ambientales. Los escenarios que integran la tecnologías de diafragma se ven fuertemente penalizados por la importante cantidad de energía térmica necesaria para el tratamiento de la cáustica.

La valorización del hidrógeno como combustible o en la generación de energía eléctrica supone una reducción de las cargas ambientales de todos los sistemas, siendo la opción mas beneficiosa en este sentido la mencionada en segundo lugar.

La densidad de corriente se identifica como una de las variables que más impactan sobre los resultados del análisis de ciclo de vida, al estar

directamente relacionado su valor con el consumo energético eléctrico y por tanto, con la intensidad en consumo de recursos naturales y en generación de cargas ambientales. Si tenemos en cuenta que uno de los objetivos tecnológicos del sector es alcanzar densidades de corriente superiores en la tecnología de membranas maximizando la capacidad de las instalaciones, este es un parámetro que ha de ser seguido pues podría cambiar el comportamiento en cuanto a sostenibilidad ambiental se refiere.

Los métodos de asignación másica y económica ponen de relieve que el hidróxido sódico soporta aproximadamente un 70 % de las cargas ambientales del sistema, si bien, en el caso de la asignación económica es un reparto coyuntural dado lo cíclico y variable de los precios del mix cloro/NaOH.

¿Qué potencial impacto ambiental tiene la tecnología emergente de cátodos despolarizados de oxígeno y que tecnologías se presumen como ambientalmente sostenibles en el futuro?

El escenario que contempla el uso de los cátodos despolarizados de oxígeno resulta sostenible al mismo nivel que los escenarios de membranas que emplean sal a vacío, presentando mejoras en los consumos energéticos, aunque si bien es cierto muy inferiores a las referenciadas generalmente y descritas en la bibliografía.

Cuando en el escenario se integra como expansión del sistema una producción de hidrógeno equivalente a la de las otras tecnologías mediante un reformado catalítico, y además el consumo necesario de oxígeno como materia prima, la ventaja competitiva respecto al consumo energético se reduce a valores inferiores al 7% sobre los escenarios de membranas que emplean sal a vacío. Las referencias disponibles anunciaban reducciones del consumo energético del 25%.

Por otro lado, el consumo energético, y por tanto las cargas ambientales asociadas de la tecnología CDO, no superan los resultados obtenidos en escenarios de membranas con sal procedente de residuos de potasa.

Las tendencias en el sector en términos de sostenibilidad ambiental serán la conversión de la tecnología monopolar en bipolar, o la tecnología de cátodos despolarizados de oxígeno.



2.5 Referencias del capítulo 2

ANE **(2.010)** NaCl Manufacturing from potash mining tailings.

Bare JC **(2.010)** Life cycle impact assessment research developments and needs. Clean Technol Environ Policy 12, 341-51.

Baseggio G **(1.974)** The composition of Sea water and its concentrates. Fourth International Symposium on Salt- Northern Ohio Geological Society.

Bojarski AD **(2.010)** Life cycle thinking and general modelling contribution to chemical process sustainable design and operation. PhD thesis. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, Spain.

Boustead I **(2.005)** Methodology, Eco-profiles of the European Plastics Industry.

Brinkmann T., Giner G., Schorcht F **(2.014)** Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Chlor-Alkali. JRC Science and Policy Reports.

CE **(2.003)** Communication from the Commission to the Council and the European Parliament: Integrated Product Policy - Building on environmental life-cycle thinking. Brussels: COM 302 final.

CE **(2.005a)** Communication from the Commission to the Council and the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Taking sustainable use of resources forward: A thematic strategy on the prevention and recycling of waste. Brussels: COM 666 final.

CE **(2.005b)** Communication from the Commission to the Council and the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic strategic on the sustainable use of natural resources. Brussels: COM 670 final.

- Chan YT, Tan RBH, Khoo HH **(2.012)** Characterisation framework development for the SIMPASS (Singapore IMPact ASSEssment) methodology. *Int J Life Cycle Ass* 17, 89-95.
- Chen C, Habert G, Bouzidi Y, Jullien A, Venturac A **(2.010)** LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. *C Resources, Conservation and Recycling* 54 1231–1240.
- E-PRTR Regulation **(2.006)** Regulation (EC) no. 166/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the establishment of a European pollutant release and transfer register and amending Council Directives 91/689/EEC and 96/61/EC. *Official Journal of the European Union* 4.2.2.006: L33, 1-17.
- EC JCR **(2.010b)** ILCD Handbook: General guide for life cycle assessment - Provisions and action steps. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Elkington J **(1.997)** *The Triple Bottom Line of 21st Century Business*. New Society Publishers.
- Eurochlor **(2.011)** The Euro Chlor Sustainability Programme. Results of the 2001-2011 Programme The 2011-2021 Programme
- Eurochlor **(2.013a)** An Eco-profile and Environmental Product Declaration of the European Chlor-Alkali Industry.
- Eurochlor **(2.013b)** Mercury emissions per production site.
- Eurostat **(2.013)** PRCDOOM Annual Sold [DS-043408].
- Feldman S **(2.001)** Sodium Chloride. *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*.
- Feldman S (2005) Kirk-Othmer. Sodium Chloride. *Encyclopedia of Chemical Technology* [en línea]. 3rd ed. New York: John Wiley, 1984.
- Finnveden G, Hauschild MZ, Ekvall T, Guinée J, Heijungs R, Hellweg S, Koehler A, Pennington D, Suh S **(2.009)** Recent developments in Life Cycle Assessment. *J Env Manage* 91, 1-21.
- Frischknecht R **(2.000)** Allocation in life cycle inventory analysis for joint production. *Int. Journal LCA* 5(2) 85-95.

- Frischknecht R, Steiner R, Braunschweig A **(2.006)** Swiss Ecological Scarcity Method: The New Version 2006. <http://www.esu-services.ch/> Accessed 28.02.2014.
- Goedkoop M, Effting S, Coltignon M **(2.000)** Eco-Indicator 99 - A damage oriented method for life cycle impact assessment. Manual for designers. The Netherlands: Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. http://www.pre-sustainability.com/download/manuals/EI99_Manual.pdf/ Accessed 25.02.2014.
- Goedkoop MJ, Heijungs R, Huijbregts M, De Schryver A, Struijs J, Van Zelm R **(2.012)** ReCiPe 2.008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation. [http://www.lcia-recipe.net./](http://www.lcia-recipe.net/) Accessed 28.02.2014.
- Goetfried F, Stratmann B, Quack D **(2.012)** Lyfe Cycle Assesment of Sodium Chloride Production and Transport. Proceedings of the International Conference on Biodiversity, Sustainability and Solar Salt.
- Guinée J, Heijungs R, Huppes G **(2.004)** Economic Allocation: Examples and derived decision tree. *Int. Journal LCA* 9 (1) 23-33.
- Guinée JB, Gorrée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, de Koning A, van Oers L, Wegener Sleswijk A, Suh S, Udo de Haes HA, de Bruijn H, van Duin R, Huijbregts MAJ, Lindeijer E, Roorda AAH, Weidema BP **(2.001)** Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards; Characterisation and normalisation factors. Leiden, the Netherlands: Centre of Environmental Sciences, Leiden University.
- Hauschild M and Potting J **(2.005)** Background for spatial differentiation in Life cycle impact assessment: The EDIP03 methodology. Institute for Product Development Technical University of Denmark. Denmark: Environmental Protection Agency, Danish Ministry of the Environment. [http://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2005/87-7614-581-6/pdf/87-7614-582-4.pdf./](http://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2005/87-7614-581-6/pdf/87-7614-582-4.pdf/) Accessed 25.02.2014.
- Hauschild MZ, Huijbregts M, Joliet O, MacLeod M, Margni M, van de Meent D, Rosenbaum RK, McKone TE **(2.008)** Building a model based on scientific consensus for Life Cycle Impact Assessment of chemicals: the

search for harmony and parsimony. *Environ Sci Technol* 42 (19):7032–7037.

Henderson A, Hauschild M, Van de Meent D, Huijbregts M, Larsen H, Margni M, McKone T, Payet J, Rosenbaum R, Jolliet O **(2.011)** USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. *Int J Life Cycle Assess* 16:701–709.

Hindle T **(2.012)** The Economist Guide to Management Ideas and Gurus. Economist Books.

Hofmann P, Weber R, Scannell R **(2.012)** Latest developments and experiences in CDO technologies. Thyssenkrupp-Uhde. 2nd. International Flemion Seminar.

Hong J, Chen W, Wang Y, Xu C, Xu X **(2.014)** Life cycle assessment of caustic soda production: a case study in China. *Journal of Cleaner Production*, 66, 113-120.

IChemE **(2.002)** The sustainability metrics. Sustainable development progress metrics recommended for use in the process industries. Rugby, UK: The Institution of Chemical Engineers. http://nbis.org/nbisresources/metrics/triple_bottom_line_indicators_process_industries.pdf/ Accessed 16.06.2014.

IHOBE **(2.009)** Life cycle assessment and carbon footprint. Bilbao, Spain: IHOBE, Sociedad Pública de Gestión Ambiental. [http://www.ihobe.net./](http://www.ihobe.net/) Accessed 27.02.2014.

Iribarren **(2.010)** Life cycle assessment of mussel and turbot aquaculture application and insights. PhD thesis on Chemical and Environmental Engineering. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, Spain.

ISO **(2.006a)** ISO 14.040 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization.

ISO **(2.006b)** ISO 14.044 Environmental management - Life cycle assessment -Requirements and guidelines. Geneva, Switzerland: International

Organization for Standardization.

Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, Rosenbaum R
(2.003) IMPACT 2.002+: A new life cycle impact assessment methodology. *Int J Life Cycle Ass* 8(6), 324-30.

Jolliet O, Rosenbaum R, Chapmann PM, McKone TE, Margni M, Scheringer M, van Straalen N, Wania F **(2.006)** Establishing a framework for Life Cycle Toxicity Assessment: findings of the Lausanne review workshop. *Int J Life Cycle Assess* 11 (3): 209–212.

Jung J, Postels S, Bardow A **(2.014)** Cleaner chlorine production using oxygen depolarized cathodes? A life cycle assessment. *Journal of Cleaner production* 80, 46-56

Kaufmann D **(1.960)** Sodium Chloride. The production and properties of salt and brine.

Ligthart T, Aboussouan L, van de Meent D, Schönnenbeck M, Hauschild MZ, Delbeke K, Struijs J, Russell A, Udo de Haes H, Atherton J, van Tilborg W, Karman Ch, Korenromp R, Sap G, Baukloh A, Dubreuil A, Adams W, Heijungs R, Jolliet O, de Koning A, Chapman P, Verdonck F, van der Loos R, Eikelboom R, Kuyper J (2.004) Declaration of Apeldoorn on LCIA of non-ferrous metals. Abstract by Sonnemann G **(2.004)**. *Int J Life Cycle Assess* 9 (5): 334.

Lindfors L-G, Christiansen K, Hoffman L, Virtanen Y, Juntilla V, Hanssen O.-J.; Ronning, A.; Ekvall T, Finnveden G **(1.995)** Allocation; Technical Report N° 7. IN Lindfors L.-G: LCA-Nordic; Technical Reports No 1-9. Nordic Council of Ministers, TemaNord 1995:502, Copenhagen.

Lundie S, Ciroth A, Huppes G **(2.007)** Inventory methods in LCA: towards consistency and improvement. Final report. UNEP-SETAC Life Cycle Initiative.

Margallo M **(2.014)** Life cycle model of waste to energy technologies in Spain and Portugal. Memoria de tesis doctoral. Dpto de Ing. Química y Biomolecular. Universidad de Cantabria.

Margallo M, Aldaco R, Irabien A **(2.014)** A case Study for Environmental Impact Assessment in the Process industry: Municipal Solid Waste Incineration(MSWI). *Chemical Engineering Transactions*, vol 39.

- Muñoz I **(2.006)** Life Cycle Assessment as a tool for green chemistry: Application to different advanced oxidation processes for wastewater treatment. PhD thesis on Environmental Sciences. Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, Spain.
- Mustafa A, Abdullah W **(2.013)** Preparation of high purity magnesium oxide from sea bittern residual from NaCl Production in Al-Basrah saltern, South Iraq. *Iraqi Bulletin of Geology and Mining*, vol. 9, nº 3, p 129-146
- NYSDEC **(2.015)** Solution Salt Mining Summary: New York State Department of environmental Conservation.
- O'Brien T, Bommaraju T, Hine F **(2.005)** Handbook of Chlor-Alkali Technology: Volume II: Brine Preparation and Cell Operation.
- PE International **(2.014)** GaBi 6 software and databases for life cycle assessment. Leinfelden-Echterdingen, Germany: GaBi Software System.
- Rack M, Valdivia S, Sonnemann G **(2.013)** Life Cycle Impact Assessment—where we are, trends and next steps: a late report from a UNEP/SETAC Life Cycle Initiative workshop and a few updates from recent developments. *Int J Life Cycle Ass* 18, 1413-20.
- Reap J, Roman F, Duncan S, Bras B **(2.008)** A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: Impact assessment and interpretation. *Int J Life Cycle Ass* 13, 374-88.
- Rosenbaum RK, Bachmann TM, Gold LS, Huijbregts MAJ, Joliet O, Juraske R, Köhler A, Larsen HF, MacLeod M, Margni M, McKone TE, Payet J, Schuhmacher M, van de Meent D, Hauschild MZ **(2.008)** 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* 13 (7): 532–546.
- Schmittinger P **(2.000)** Chlorine: Principles and Industrial Practice (1st Edition).
- Schneider F **(1.996)** Analyse des Réemplois, Récyclages, Valorisations de Déchets par l'Etude de Systèmes Cascade, Thèse 96ISAL0132, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Sedivy S **(2.009)** Environmental Balance of salt production speaks in favour of solar saltworks. *Global NEST Journal*, Vol 11, No 1, pp 41-48.

- Sedivy V **(2.006)** Environmental Balance of salt production speaks in favour of solar saltworks. *1st International Conference on Ecological Importance of Solar Saltworks, At Santorini, Greece.*
- Toffoletto L, Bulle C, Godin J, Reid C, Deschênes L **(2.007)** LUCAS - A new LCIA method used for a Canadian-specific context. *Int J Life Cycle Ass* 12, 93-102.
- UHDE **(2.015)** Chlor-alkali electrolysis plants: Superior membrane process. <http://www.thyssenkrupp-industrial-solutions.com/en/tkis.html>.
- UN **(2.003)** Self-regulation of Environmental Management: Guidelines Set by World Industry Associations for Their Members' Firms : an Update, 1.996-2.003. United Nations Publications, p 4
- WCC **(2.002)** The World Chlorine Council and Sustainable Development. www.worldchlorine.org
- Weidema B **(2.001)** Avoiding co-product allocation in life-cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology, vol 4, number 3.*
- Westphal G, Kristen G, Wegener W, Ambatiello P, Geyer H, Epron B, Bonal C, Steinhauser G, Götzfried F **(2.012)** Sodium Chloride. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co.

3. SOSTENIBILIDAD ENERGÉTICA DE LA PRODUCCIÓN DE CLORO



3.1. Industrias intensivas en energía

3.1.1 Industrias intensivas en energía: sector cloro-álcali

El Producto Interior Bruto (PIB) total de la Unión Europea es de 10.000 millones de euros. Las industrias de manufactura representan alrededor del 15% de este PIB y emplean a unos 35 millones de personas. Alrededor de una quinta parte de toda la energía y un tercio de toda la electricidad en Europa se utiliza en la fabricación. Europa es un importante productor de productos industriales básicos y materias primas: el 22% de todo el acero, el 28% del papel y el 13% de fertilizantes en el mundo, se originan en la UE-25. En la Tabla 3.1 se muestran los valores estratégicos para algunos de los sectores centrales de las industrias intensivas en energía (Lund 2.007).

Tabla 3.1 Algunos parámetros clave para las industrias intensivas en energía en Europa (Lund 2.007).

Industrias	VA Billones Eur	Mano de obra % del sector de fabricación	Consumo energético Mtep	Consumo Eléctrico TWh
Manufactura	1.525	100	310	764
Papel	150	7,5	35	123
Química	165	5,5	130	190
Metales básicos	190	14,5	98	192

El consumo de energía es un factor importante de los costes de producción dentro de la industria química europea, aproximadamente 130 Mtep, lo que representa el 3% del consumo mundial de energía y el 12% de la Unión Europea. La industria química europea ha incrementado su eficiencia energética, reduciendo así el consumo de energía por unidad de producción (Tomas et al. 2.010).

La eficiencia energética siempre ha sido prioritaria en la agenda del sector químico europeo dada la importancia de los costes energéticos. Entre 1.990

y 2.010, el consumo de energía se ha reducido en un 20% mientras que la producción se ha incrementado en un 70% en el mismo período. Se puede apreciar esta evolución en la Figura 3.1. La reducción de la intensidad energética se ha logrado gracias a las mejoras en la eficiencia energética, a la aplicación de la cogeneración como un medio eficaz para satisfacer la demanda de electricidad y calor de la industria química, así como por las mejoras de procesos continuos (Ecofys 2.013).

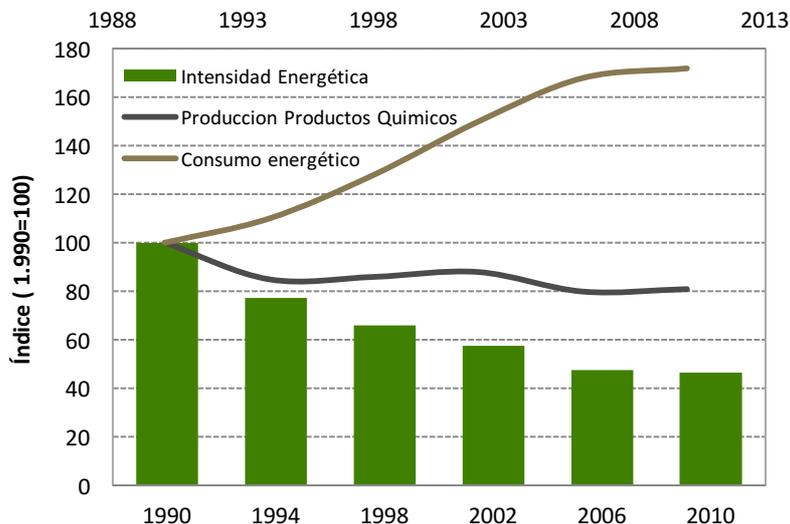


Figura 3.1 Evolución de la producción de químicos (índice de producción basado en precios de energía constantes), consumo energético e intensidad energética (Cefic 2.012)

Relacionando el coste de la energía y la electricidad con el valor de la producción, que es ligeramente inferior a la facturación neta, la electricidad en las industrias intensivas en energía representa un gasto de entre el 2,5% a más del 5% del valor de producción, y en caso de considerarse todo el aporte de energía, las cifras pasan a variar entre 4,5-8,0%. El peso medio de la electricidad en la industria de fabricación en la EU-25 es de aproximadamente 2,5% del valor total de la producción y el de la energía primaria en torno al 4,5%.

La importancia relativa de la energía y la electricidad para algunos sectores intensivos en energía se presentan en la Tabla 3.2 (Lund 2.007). Para la comparación se dan los números de Finlandia, que tiene las industrias de

fabricación más intensivas en energía de la OCDE, la EU-25, y EE.UU. El peso de la energía puede variar dentro del mismo sector industrial en función de las soluciones de los procesos utilizados y la eficacia de la energía.

Tabla 3.2 Coste de la energía en % de valor de producción

Sector	Finlandia		EU-25		EEUU
	Energía	Electricidad	Energía	Electricidad	Energía
Manufactura	3,8	1,4	4,5	2,5	n.a.
Papel	7,6	4,4	5,1	4,1	4,6
Químico	5,9	3,8	6,9	5,8	5.0
Metales básicos	4,5	2,7	8,0	5,1	7.7

La visión general de la intensidad energética en la Tabla 3.2 pone claramente de manifiesto la elevada intensidad energética del sector químico, y especialmente de los subsectores que producen productos químicos básicos. El peso de los costes energéticos sobre el total de producción, en los miembros de la UE, oscila entre un 4% y un 10 % para los sectores industriales intensivos en energía (Horváth 2.014).

Con base en las cifras finales de uso de energía en el sector químico europeo, las emisiones de CO₂ procedentes de la combustión, es decir, la generación de calor en la industria química, se estiman en 132 Mt de CO₂ en 2.010. Además, las emisiones de proceso, incluyendo las emisiones de N₂O procedentes del ácido nítrico y otros productos químicos ascendieron a 43 Mt CO₂ equivalentes en 2.010. Por otra parte, las emisiones de CO₂ indirectos asociados con el consumo de electricidad ascendieron a 59 Mt de CO₂, haciendo que la huella total de las emisiones propias y por las compras de electricidad de la industria química asciendan a 235 Mt de CO₂. Las emisiones de la industria química de la UE estaban alrededor del 5% del total de las emisiones de gases de efecto invernadero de la UE en 2.010 (Ecofys 2.013).

Varios sectores intensivos en energía están fuera del régimen RCDE, sin embargo, se ven afectados por el aumento del precio de la electricidad. Las industrias químicas incluyen procesos muy intensivos en energía, en particular los procesos electroquímicos. Numerosas industrias especializadas en fabricación de metales especiales también necesitan de gran cantidad de electricidad en la producción. La Tabla 3.3 muestra los principales datos para varios sectores industriales intensivos en electricidad (VTT Processes 2.004; Williams et al. 2.002). El precio de los productos finales puede ser muy

volátil y la diferencia porcentual puede ser de varias decenas dentro de períodos de tiempo cortos, o incluso más en un intervalo más largo. Los datos de la Tabla 3.3 corresponden principalmente a la situación de los precios en 2.005 y 2.006.

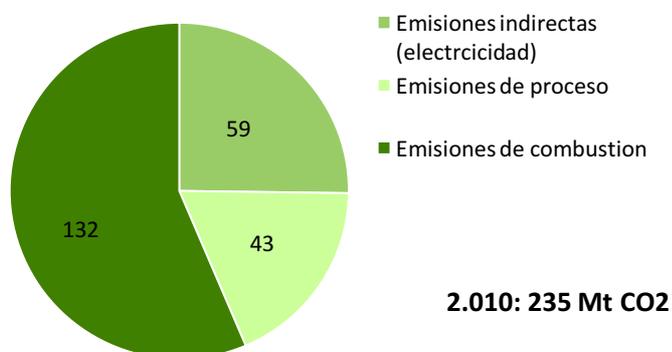


Figura 3.2 Distribución de las emisiones de gases de efecto invernadero del sector químico europeo, expresado en t CO₂ equivalentes (Ecofys 2.013)

Los resultados recogidos en la Tabla 3.3 presentan la intensidad eléctrica del proceso como la relación entre el consumo de electricidad y el valor de producción.

Tabla 3.3 Necesidades de electricidad y valor del producto en varias sectores de la industria intensiva en energía (Lund 2.007)

Producto	Electricidad (MWh/ton)	Precio (Eur/ton)	I _{MWh} (MWh/1.000€)	% del valor de producción	
				30€/MWh	70€/MWh
Aluminio	15	2.170	6,9	21	48,5
Cloro	2,7-3,0	350	8,6	26	60
Cobre	0,5-0,7	4.170	0,14	0,4	1
Ferrocromo	3,1-3,5	1.915	1,8	5,5	13
Níquel	7-10	12.500	0,68	2	5
Silicio	13	1.550	10	30	70,5
Acero inoxidable	1,4-1,5	2.500	0,44	1,3	3
Óxido de titanio	1,7-2,2	1.850	0,92	2,8	6,5
Zinc	3,8-4,0	1.950	2,0	6	14

Los gastos de electricidad relacionados con el valor de producción total dependen del precio de la electricidad. Un subgrupo de las industrias químicas y del metal, concretamente Al, Cl₂, Si, Zn, Fe, Cr, tienen un consumo eléctrico superior al 10% del valor de la producción, mientras que el del subgrupo {Cu, Ni, TiO₂, Acero Inox.} es claramente inferior al 10%.

La energía eléctrica es un recurso básico para la producción de cloro-álcali, y su precio tiene un impacto sustancial en el coste de producción, alrededor del 50%. Por lo tanto, es un factor crítico para la competitividad global de los productores europeos.

Desde 2.011 Eurochlor publica sus resultados en cuanto a consumo energético como la energía total primaria necesaria para la producción de cloro. El resultado se expresa como un porcentaje comparado con el valor 2.011.

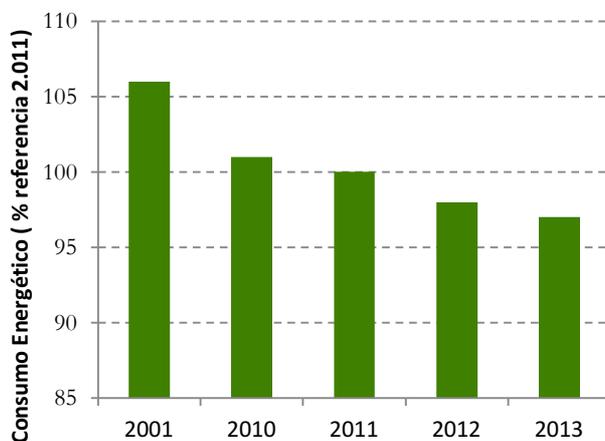


Figura 3.3 Evolución del consumo energético del sector cloro álcali, tomando como referencia el valor de 2.011 (Eurochlor 2.014)

Esta energía no sólo considera la electricidad consumida en las células electrolíticas y en la fuerza motriz (motores, bombas y la iluminación), sino también el vapor utilizado para el calentamiento de fluidos y en particular para la concentración de hidróxido sódico a 50% (para los procesos de diafragma y de membrana, cuando corresponde) (Eurochlor 2.014).

Los cálculos de combustible primarios asumen el uso de gas natural para todos los procesos y se basan en las cifras medias europeas de los generadores de electricidad y calderas de vapor. Para evaluar la tendencia, en la Figura 3.3 se muestra, tomando como referencia el valor obtenido para 2.011, la situación en cuanto a consumo energético del sector cloro-álcali.

3.1.2 Análisis de precios europeos de la energía

El precio de los productos energéticos, en particular de los combustibles fósiles, ha ido creciendo en los últimos años. El aumento de los precios y costes de la energía no son algo nuevo. Durante siglos, Europa se ha enfrentado a una lucha constante para alcanzar una energía adecuada y asequible. La diferencia, actualmente, es que el sector energético europeo se encuentra en medio de una importante transición en referencia a la importación de combustibles fósiles y a la necesidad de inversiones muy importantes, incluso en un momento de incertidumbre económica. Por otra parte, la diferencia de los precios energéticos entre la UE y los principales socios económicos se ha ampliado por diversas razones.

Los movimientos hacia la descarbonización de la generación eléctrica han llevado a un fuerte crecimiento de la energía eólica y solar, que ha tenido un gran impacto tanto en las redes de distribución eléctrica como en los costes de producción de la energía. Los suministros de gas alternativos, como el gas de esquisto, también están en continuo desarrollo, requiriendo aún grandes inversiones. Simultáneamente, los sectores de gas y electricidad de Europa están pasando de monopolios públicos a mercados liberalizados integrados por empresas privadas competitivas, donde los usuarios, en lugar de sostener el sistema pagando impuestos, asumen el coste de las nuevas inversiones de las empresas generadoras de energía en energía en sus facturas.

En la Figura 3.4 se muestran los diferentes términos en que se divide el precio de la energía, tanto eléctrica como de gas natural, que llega al consumidor final.

El término de energía de la factura consta de dos partes. En primer lugar, una parte correspondiente al mercado mayorista. Esta refleja normalmente los costes de las empresas energéticas hasta el momento de la puesta a disposición en la red. Entre esos costes se incluyen la compra de

combustible y la producción, así como los costes de construcción, explotación y desmantelamiento de las centrales eléctricas.

La segunda parte del término de energía, es el elemento del mercado minorista, que hace posible el suministro al cliente final, y que cubre los costes relacionados con la venta de energía .

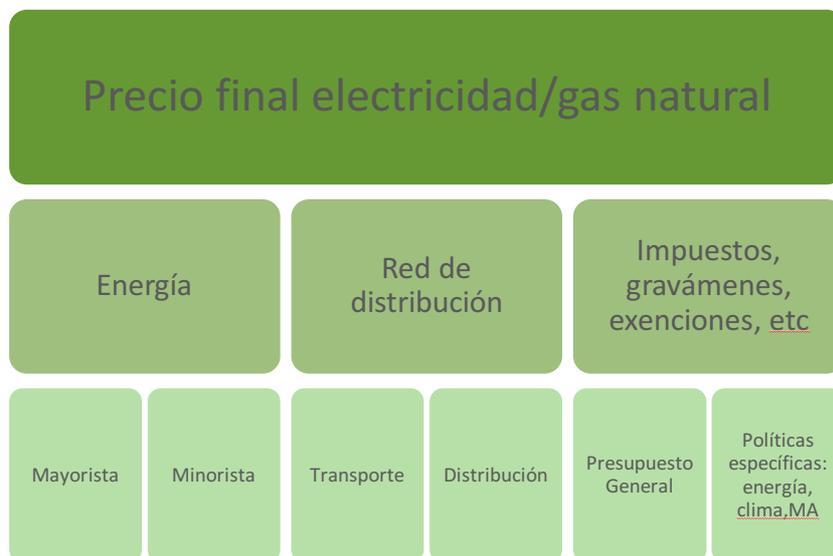


Figura 3.4 Representación de los principales elementos que componen el precio final de la energía (CE 2.014b).

Los costes de la red de distribución recogen los costes de la infraestructura de transmisión y distribución relacionados con el mantenimiento, las ampliaciones necesarias de la red, los servicios del sistema y las pérdidas.

A menudo se añaden cargos extras en este término para cubrir otros costes como son los relacionados con las obligaciones del servicio público o el apoyo al desarrollo de tecnologías.

Por último, el elemento en que se incluyen los impuestos y gravámenes, y pueden ser parte de la fiscalidad general (IVA) o gravámenes específicos dirigidos a políticas climáticas o energéticas.

Los precios que pagan por la electricidad y el gas los consumidores europeos han aumentado y siguen aumentando. Aunque casi todos los Estados

miembros han experimentado un aumento constante en los precios de consumo de la electricidad y el gas, las diferencias entre los diferentes precios nacionales siguen siendo importantes: los consumidores de los Estados miembros con precios más elevados pagan entre 2,5 y 4 veces más que los de los Estados miembros donde el precio es menor. Así pues, en lugar de ir hacia precios europeos convergentes y mercados cada vez más eficientes, persisten las diferencias a nivel nacional (CE 2.014b).

En la Figura 3.5 se muestran estas diferencias para consumidores finales industriales. Se ha cogido para este análisis aquellos consumidores industriales de alto consumo, de entre 70 y 150 MWh. Los valores no incluyen el impacto de impuestos y gravámenes.

De los tres elementos que componen los precios de la energía (energía, costes de red e impuestos y gravámenes), el elemento de la energía suele ser el más importante, aunque su proporción está disminuyendo. Los precios del mercado minorista han aumentado en todos los países miembros, y esto contrasta sin embargo con la caída del precio del mercado mayorista. Ésta puede estar relacionado con las políticas energéticas de la UE: el aumento de la competencia tras la asociación de mercados, la separación de la generación de electricidad de la gestión de las redes, el descenso de los precios del carbono del régimen de comercio de derechos de emisión de la UE y el crecimiento de la capacidad de generación de energía con bajos gastos de explotación (como la energía eólica y la solar, además de las energías nuclear e hidroeléctrica existentes).

Sin embargo, la caída de los precios al por mayor no se ha traducido en una reducción del elemento «energía» de los precios al por menor, a pesar de que esta es la parte de la factura energética donde los proveedores de energía deberían poder competir. El resultado puede hacer pensar que la competencia de precios en varios mercados minoristas es débil, y permite a los proveedores no tener que trasladar las reducciones de los precios al por mayor a los precios al por menor.

La proporción relativa de los costes de transporte y distribución, así como los niveles absolutos, varían mucho de un Estado miembro a otro, y por razones que no son fáciles de entender, son escasos los datos disponibles.

En cuanto al tercer componente del precio final al consumidor, los impuestos y gravámenes, es importante distinguir entre las medidas

generales de tributación de la energía y los costes relacionados con el sistema de energía financiados mediante gravámenes. Los impuestos y gravámenes para financiar las políticas energéticas y climáticas son generalmente el elemento más pequeño en la mayoría de los Estados miembros, pero los gravámenes en particular han aumentado significativamente más que otros. En la mayoría de los Estados miembros, los impuestos y los gravámenes permiten financiar las medidas de las políticas energéticas y climáticas, incluido el fomento de la eficiencia energética y la producción de energía renovable.

Aunque algunas de las políticas nacionales de energía y cambio climático se financian mediante gravámenes, los costes del régimen de comercio de derechos de emisión de la UE se reflejan en el elemento «al por mayor» del precio de la energía. Los gravámenes nacionales, independientemente del punto de la cadena en que se apliquen, alterarán los precios y por lo tanto provocarán diferencias entre los distintos mercados nacionales. Para minimizar estas distorsiones, es importante que las intervenciones de los Estados en el sector de la energía (financiación de infraestructura o generación; por ejemplo, energías renovables, costes de la energía nuclear o capacidad flexible de combustibles fósiles) sean tan eficaces como sea posible en cuanto a costes.

El marco europeo de fiscalidad de la energía no contempla una armonización completa, por lo que los Estados miembros pueden cambiar sus impuestos y tipos impositivos de manera individual, yendo más allá de los elementos básicos o niveles mínimos que figuran en la legislación de la UE14, Directiva 2003/96/CE (CE 2.014b). Los datos actuales sobre las exenciones fiscales y otros subsidios ofrecidos por los Estados miembros, en particular a las industrias de gran consumo de energía son incompletos.

En la Figura 3.6 se presenta una evolución del precio de la energía eléctrica en la Unión Europea, segregando el impacto de impuestos y gravámenes con datos ofrecidos por Eurostat. En ella es posible confirmar lo expuesto anteriormente, en cuanto la reducción del peso del término de energía en las facturas de los consumidores finales industriales, debido al incremento del peso del término de impuestos y gravámenes.

En el periodo que se prolonga desde la década de los 80 hasta comienzo de la década de 2.000, las tendencias en los precios de los usuarios finales

Sostenibilidad energética de la producción de cloro

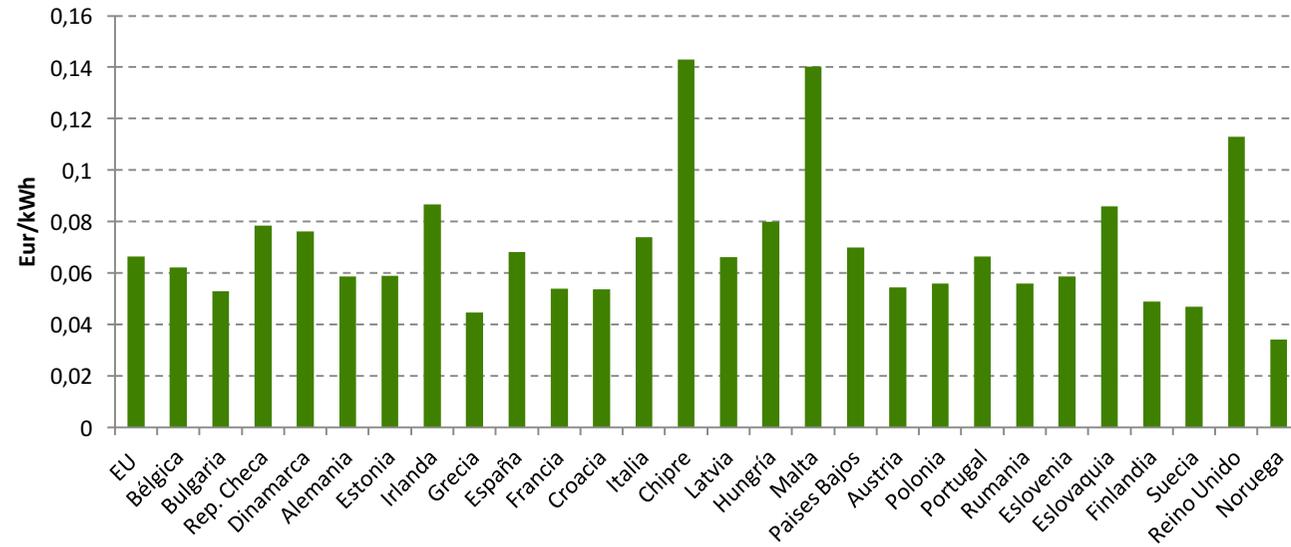


Figura 3.5 Precios de energía eléctrica de 2.014 ara los países de la EU. Impuestos y gravámenes están excluidos (Eurostat 2.015).

industriales reales de la electricidad en la Unión Europea, Estados Unidos y Japón fueron muy similares, mostrando una tendencia a la baja general.

Desde el año 2.000, los precios de la electricidad industrial comenzaron a aumentar en la UE, China y Estados Unidos, mientras que continuaron cayendo en Japón. En la UE, la subida de precios fue muy grande, con precios que en 2.012 alcanzaron un 40% por encima del nivel de 1.980. En los Estados Unidos, en cambio, los precios de la electricidad aumentaron sólo modestamente y comenzaron a caer en 2.010 como resultado del auge en la producción de gas de esquisto, que cada vez ha sido el reemplazo del carbón en la generación de energía.

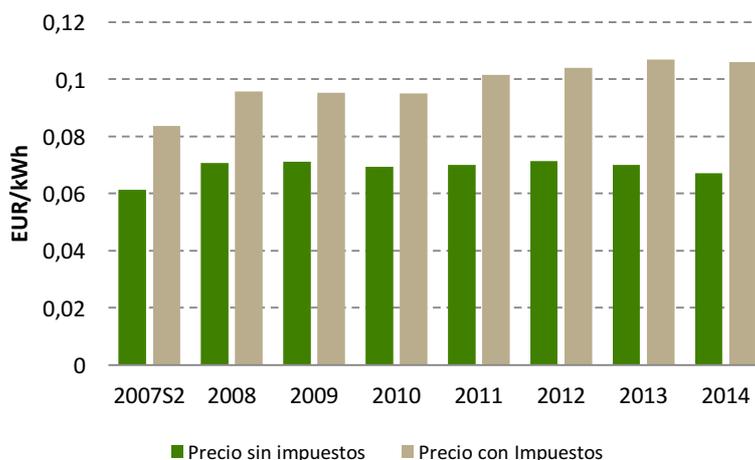


Figura 3.6 Evolución de precios de energía eléctrica en la UE (Eurostat 2.015).

Como resultado de estos avances, las diferencias de precio de la electricidad a través de las regiones del mundo han crecido en los últimos 12 años. Mientras que los precios de la electricidad son más altos en Japón y más bajos en Rusia, la brecha entre Europa y China por un lado, y los Estados Unidos, por otro lado, se ha ampliado de forma espectacular. En las Figura 3.7 se pueden apreciar las diferencias mencionadas anteriormente con respecto a Europa y los Estados Unidos.

Para evaluar el impacto sobre la competitividad industrial de esta diferencia cada vez mayor de precios de la energía, se dispone de dos indicadores

fundamentales: las exportaciones y la producción europea de las empresas de consumo intensivo de energía.

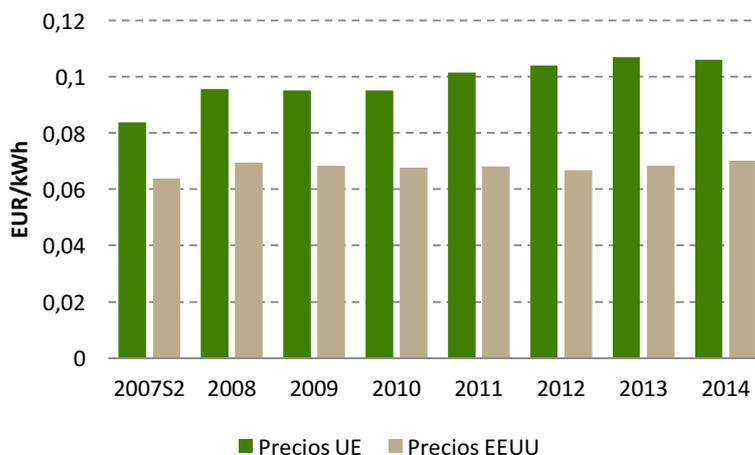


Figura 3.7 Evolución del precio de la electricidad en la UE y en E.E.U.U para consumidores industriales (CE 2.014a).

Los productos de la UE de consumo intensivo en energía siguen dominando los mercados de exportación mundiales a pesar de las crecientes disparidades en los precios de la energía. Pero en los últimos años, la UE ha reducido significativamente la intensidad energética de sus exportaciones, mientras que las economías emergentes, como Brasil, Rusia y China, se están convirtiendo en fuentes cada vez más importantes de componentes intermedios de consumo intensivo de energía.

Los niveles de producción en las industrias de consumo intensivo de energía llevan en descenso desde el año 2.008 y la cuota global de las industrias de consumo intensivo de energía en el PIB europeo se está reduciendo. Sin embargo, esto no puede atribuirse únicamente a los precios de la energía en esta fase, ya que las exenciones de impuestos y gravámenes, la recesión, los cambios estructurales en la economía mundial y los correspondientes cambios mundiales en la demanda de los consumidores son factores igualmente importantes. En la UE, la industria transformadora viene reestructurándose desde hace décadas hacia una menor intensidad energética y una producción de mayor valor añadido, lo que ha atenuado en parte el aumento de los precios de la energía. Por otra parte, muchos otros

factores han influido también, como los costes de la mano de obra y el atractivo de los mercados externos a la UE, lo que ha dirigido las inversiones hacia ellos.

Existe una relación entre estas dos dimensiones. En los últimos años, algunas industrias europeas de consumo intensivo de energía han recurrido a los mercados mundiales para compensar la recesión y la correspondiente caída de la demanda en Europa a través de exportaciones o inversiones internacionales. Así pues, están sujetas además a la competencia internacional y deben decidir si invertir en Europa o fuera de sus fronteras en países con dinámicas de mercado mucho más prometedoras. A medida que los competidores de otros países tratan de mejorar su eficiencia energética, las diferencias en los precios de la energía tienen mayor impacto en las decisiones de inversión y la capacidad de las empresas para competir y desarrollarse (CE 2.014b).

Las tendencias de la UE ocultan grandes disparidades entre los Estados miembros y los distintos sectores de la industria. Esta circunstancia apunta a debilidades en el mercado interior de la energía, con grandes diferencias entre las políticas de los Estados miembros sobre los costes de la red y los impuestos y gravámenes.

Tanto para la electricidad como para el gas, la diferencia de precios con los competidores externos es cada vez mayor. La fuerte caída de los precios del gas en EE.UU. contrasta con el nivel estable de Europa durante el mismo período.

La UE se ha mantenido hasta ahora a la cabeza en las exportaciones de bienes de consumo intensivo de energía. Pero los esfuerzos de la industria europea para compensar unos costes de la energía más elevados a través de mejoras de eficiencia energética constantes puede tener que redoblar, teniendo en cuenta las limitaciones físicas, en cuanto los competidores también aumenten su eficiencia y la industria europea decida invertir en el extranjero para estar más cerca de los mercados en expansión.

Curiosamente, la mayor diferencia de precios entre Europa y los Estados Unidos se puede atribuir sólo en parte a la revolución del gas de esquisto reciente, que no ha tenido un papel relevante hasta el final de la década de 2.000: la mayor parte de la brecha se remonta a los años anteriores a la crisis y la causa principal es el incremento del precio en Europa. La

explicación más probable de esta diferencia es el fuerte aumento de los costes de la red y el peso de los impuestos y gravámenes en la electricidad en la UE, con los precios para el usuario final aumentando más que los precios resultantes del mercado al por mayor (CE 2.014b).

3.1.3 Interacción entre políticas ambientales, climáticas y energéticas

El Paquete de Clima y Energía de 2.009, junto con la Directiva de Eficiencia Energética, ha proporcionado un marco común y un conjunto de objetivos, tanto a nivel de la UE como a nivel de los estados miembros para acelerar el cambio hacia una economía baja en carbono. Los tres objetivos principales del paquete de 2.009 son los siguientes:

- Una reducción del 20% en el total de gases de efecto invernadero de las emisiones de 1.990 para 2.020.
- Una cuota de 20% de las fuentes de energía renovables en el consumo final bruto de energía en 2.020.
- Una mejora del 20% en la eficiencia energética de la UE.

El Comercio de Emisiones de Carbono (RCDE) de la UE no solo se ha erigido como el principal instrumento basado en el mercado para facilitar los logros de estos objetivos en los sectores de suministro de energía y en la industria, sino que también se ha complementado con políticas nacionales que facilitan el logro de la meta de emisiones en los demás sectores no cubiertos por el RCDE, apoyando el desarrollo y el despliegue de las fuentes de energías renovables y medidas para mejorar la eficiencia energética. Recientes evaluaciones muestran que la UE está en el camino de cumplir los objetivos climáticos y de energías renovables para el año 2.020, mientras que el objetivo de eficiencia energética no puede lograrse plenamente, incluso con la Directiva de Eficiencia Energética (2012/27/UE) adoptada recientemente.

La Directiva de Eficiencia Energética establece un marco común de medidas para el fomento de la eficiencia energética dentro de la Unión Europea a fin de asegurar la consecución del objetivo principal basada en un 20 % de ahorro para 2.020, y a fin de preparar el camino para mejoras ulteriores más allá de ese año. Se establecen normas destinadas a eliminar barreras en el mercado de la energía y a superar deficiencias del mercado que obstaculizan

la eficiencia en el abastecimiento y el consumo de energía. Asimismo, se dispone el establecimiento de objetivos nacionales orientativos de eficiencia energética para 2.020 (CE 2.012b).

La Directiva 2.009/28/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de abril de 2009, relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables y por la que se modifican y se derogan las Directivas 2.001/77/CE y 2.003/30/CE, establece un marco común para el fomento de la energía procedente de fuentes renovables. Fija objetivos nacionales obligatorios en relación con la cuota de energía procedente de fuentes renovables en el consumo final bruto de energía, y con la cuota de energía procedente de fuentes renovables en el transporte. El objetivo obligatorio es alcanzar una cuota del 20% de energía procedente de fuentes renovables en el consumo total de energía de la UE en 2020, y el objetivo vinculante mínimo del 10% para todos los Estados miembros para las energías procedentes de fuentes renovables en el transporte. Establece normas relativas a las transferencias estadísticas entre Estados miembros, los proyectos conjuntos entre Estados miembros y con terceros países, las garantías de origen, los procedimientos administrativos, la información y la formación, y el acceso a la red eléctrica para la energía procedente de fuentes renovables. Así mismo establece criterios de sostenibilidad para los biocarburantes y biolíquidos.

Los instrumentos para mitigar las emisiones de GEI no se suelen aplicar de manera aislada, sino que normalmente se produce un uso simultáneo de varios instrumentos, en ocasiones con distintos objetivos. Así, en primer lugar, las políticas climáticas pueden tener impactos sobre otros objetivos buscados por los decisores políticos. Mientras que políticas orientadas hacia otros objetivos también pueden tener efectos positivos o negativos sobre las emisiones de GEI.

El argumento estándar en la literatura económica es que los esquemas de RCDE son el primer y mejor instrumento de la política climática. En condiciones de mercado perfecto, los derechos de emisión de gases de efecto invernadero se asignarán de manera eficiente entre los actores obligados (Endres 2.007; Fritsch 2.011; Perman et al. 2.011) y se reducirán las emisiones al menor coste. Al mismo tiempo, la mejora de la eficiencia del uso final de la energía (EE) es generalmente considerada como la forma más rentable de reducir las emisiones de CO₂ (McKinsey & Company, 2.009; Instituto Wuppertal et al., 2.010; IEA 2.010). Sin embargo, muchas de las

medidas para reducir la demanda de energía mediante la mejora de la eficiencia energética no se realizan debido a los defectos del mercado y otras barreras; obstáculos y fracasos que pueden ser corregidos por instrumentos de la política de eficiencia energética. Si ambos enfoques de comercio de emisiones y eficiencia energética se aplican en el mismo mercado y al mismo tiempo, interactúan.

El RCDE estimula indirectamente las inversiones en medidas de eficiencia energética de uso final a través de precios de la energía (IEA 2.011; Cowart 2.011). Si el límite máximo de emisiones fijado por el RCDE se reduce, los precios de los derechos de emisión aumentan. Los proveedores de energía traspasan los costes adicionales del RCDE y eleva sus precios en función de su intensidad de emisión. Con precios altos de la energía, las inversiones en medidas de eficiencia energética se vuelven más atractivos para los usuarios finales. En paralelo, las medidas de eficiencia energética inducidas por la política disminuyen la demanda total de energía aguas abajo, y a través de esto la demanda de derechos de emisión. Cuando existe un límite máximo de emisión, una baja demanda eléctrica en comparación con un caso de referencia, dará lugar a precios de derechos de emisión más bajos y a precios de la electricidad menores siempre y cuando no haya intervención política. Sin embargo, cuando se reduce la demanda de electricidad, los responsables políticos pueden decidir ajustar el límite máximo de emisión con el fin de corregir los precios de derechos de emisión al mismo nivel que hubieran estado sin la reducción de la demanda de electricidad (Thema et al. 2.013).

El mercado europeo de la electricidad es un perímetro dentro del cual el RCDE europeo y los instrumentos sobre eficiencia energética interactúan. En el RCDE, las industrias del sector de generación de electricidad y de energía intensiva están obligadas a presentar las asignaciones por sus emisiones y la cantidad de derechos de emisión para cada período de comercio se fija de antemano. Para la fase actual del RCDE, fase III (2.013-2.020), el número de derechos de emisión se anunció en 2.009. Al determinar este objetivo, las medidas de política de futuro para mejorar la eficiencia energética no se consideraron como hasta ahora. Además, el impacto de la reducción de la demanda debido a la crisis económica no se ha tenido en cuenta. Desde entonces, medidas como la Directiva sobre eficiencia energética (DEE) han sugerido la reducción de la demanda de electricidad como herramienta para

superar las deficiencias del mercado. La Comisión Europea ha reconocido la presión a la baja de la DEE en el precio del carbono (CE 2.011a, 2.011b).

Una variedad de estudios de investigación tratan las interacciones entre los instrumentos políticos. Las interacciones entre la política energética y climática se discuten por ejemplo en Oikonomou y Jepma (2.007), Oikonomou et al. (2.010), Sorrell y Sijm (2003), Sorrell (2003), Konidari y Mavrikis (2.006), Lehmann (2.012), Lehmann y Gawel (2.013), Böhringer et al. (2.009), Dejonghe et al. (2.009), del Río (2.007), Matthes (2.010) y Rathmann (2.007). Un hallazgo común es que las interacciones de la política energética y climática pueden tener efectos positivos o negativos en el logro de un objetivo de emisiones específicas. Estas interacciones pueden generar sinergias si cada instrumento se orienta a corregir un determinado fallo de mercado, por ejemplo impuestos sobre las emisiones de GEI para reducir la externalidad ambiental combinados con un subsidio al I+D en tecnologías limpias pueden reducir los costes totales de una determinada reducción de emisiones (Oikonomou et al. 2.010).

Por lo tanto, varios documentos tales como Fischer (2.008) y Goulder y Mathai (2.000) tratan de determinar la combinación de instrumentos de política óptimos para el logro de un objetivo de emisión específico al menor coste. Sorrell et al. (2.009) muestran que la ejecución paralela de un sistema de certificados blancos en la electricidad y el esquema de límite máximo y comercio no reducirá las emisiones de gases de efecto invernadero a menos que el límite máximo fijado por el comercio de emisiones se ajuste conforme se vayan obteniendo resultados de la introducción del sistema de certificados blancos, reduciéndose así la demanda de energía.

El principal hallazgo de la IEA (2.011) es que el precio del carbono es un requisito previo para las estrategias de reducción de carbono de mínimo coste, pero que el precio del carbono por sí solo, no puede superar todas las barreras en el consumo final. Además, concluye que, además del precio del carbono, otras políticas son necesarias para superar esas barreras. Además, identifica una serie de políticas de eficiencia energética que son complementarias a la tarificación del carbón.

La evaluación de impacto de la UE para el DEE (CE 2.011a, 2.011b) estima los efectos cuantitativos de las diferentes opciones políticas de eficiencia energética en el precio de los derechos de emisión. Los resultados obtenidos

del modelo desarrollado por la Comisión Europea sugieren que la introducción de políticas de eficiencia energética puede reducir significativamente el precio de los derechos de emisión, pudiendo alcanzar valores cercanos a cero dependiendo de las opciones de política energética implementadas. Este resultado ilustra la posible gravedad de los efectos de interacción del instrumento de eficiencia energética y los de comercio de emisiones. Un estudio que ofrece nuevas perspectivas sobre el miedo actual de colapso de los precios del carbono en el RCDE, se ha publicado recientemente por Estrategias Climáticas: concluyen que los precios de la fase III del protocolo podrían oscilar ampliamente entre valores inferiores a 5 €/tCO₂ y valores por encima de los 30 €/tCO₂, en función, entre otras cosas, de futuras medidas para fortalecer el comercio europeo de emisiones, como podrían ser la reducción de las cantidades de derechos de emisión o el establecimiento de precios mínimos. Se propone un sistema más flexible que defina pasillos de cantidades y precios, con el fin de asegurar la inversiones en proyectos de eficiencia energética y logrando una efectiva reducción de emisiones.

El incremento de la utilización de energía renovables tiene un efecto similar al de las medidas de eficiencia energética. Con la tramitación preferencial de las energías renovables en el mercado eléctrico se redirige el sistema a un modelo de “orden de merito”, desplazando las plantas generadoras de energía con un coste marginal superior.

El sistema de apoyo a las energías renovables reduce el coste de generación para la producción de energía renovable. Dado que el aumento de la cuota de renovables reduce la participación de la generación a partir de combustibles fósiles, la demanda de derechos de emisión, y por lo tanto los costes de emisión, están disminuyendo. Por lo tanto, el aumento del coste de generación a partir de combustibles fósiles es menor que en el caso de la regulación de carbono puro. El efecto general sobre los precios y la demanda de electricidad es ambiguo.

Bräuer et al. (2.001) proporcionan una comparación de un análisis aislado de comercio de emisiones y de la promoción de la energía verde con un análisis combinado posterior. Ellos muestran que en el caso de una coexistencia, la cuota de las energías renovables lleva a una reducción de la necesidad de derechos de emisión y, por tanto, a bajar los precios. Ponen de relieve que una convivencia con un sistema de certificados verdes negociables y un

RCDE es la solución más beneficiosa para los participantes en el mercado que tienen que cumplir con la cuota de renovables y el mercado de emisión (Abrell et al. 2.008).

Zachmann y al. (2.012), basados en Böhringer y Rosendahl (2.009), Gavard (2012) muestran como la combinación del apoyo a las energías renovables y el sistema de límite máximo y comercio contribuyen a la reducción de los precios del carbono mediante la reducción de demandas de derechos de emisión. La demanda reducida con una cantidad de derechos de emisión disponibles fijos lleva a un suministro excesivo de derechos de emisión, contribuyendo a la reducción de precios.

En el caso de las políticas de renovables, los costes para los consumidores son diferentes bajo distintos sistemas de apoyo. En el caso de primas, en general la combinación de comercio de emisiones y primas provoca un aumento de precio para los consumidores, a menos que el nivel de las primas se ajuste de acuerdo con el incremento en los precios de la electricidad derivados del comercio de emisiones.

Muchas referencias bibliográficas (así como la Comisión Europea en su informe sobre el estado del mercado de carbono), atribuyen la actual debilidad del RCDE de la UE a la crisis económica que afectó fuertemente la producción industrial y la indujo un "excedente" de derechos de emisión.

Sin embargo, en esta tesis doctoral se ha llevado a cabo una recopilación de referencias que lo atribuyen a otras dos causas. El alto uso de las compensaciones de carbono en un corto período de tiempo como resultado de la evolución imprevista del sistema internacional de Kyoto, junto con la flexibilidad temporal dada a los participantes para el uso de las compensaciones es una de ellas. La segunda razón es la interacción entre el sistema de subsidios y otras políticas energéticas y climáticas, principalmente la energía renovable y las políticas de eficiencia energética que pueden conducir las emisiones del RCDE de la UE a precios muy bajos que limiten de manera significativa la eficacia de este instrumento.

La interacción entre las tres políticas que se han considerado en esta tesis doctoral depende de sus elementos específicos de diseño y del instrumento aplicado.

Los estudios existentes sobre las interacciones entre instrumentos coinciden en que hasta el momento se ha prestado atención a la eficacia y a la eficiencia en la reducción de emisiones en sentido estático, y proponen que el efecto de la mezcla de instrumentos se evalúe de manera dinámica.

Será importante coordinar las distintas políticas para tener en cuenta todos los posibles beneficios y costes y, de este modo, poder determinar cuál es la mejor combinación en términos coste-efectivos. Además, esto permitirá incrementar la viabilidad de las políticas

La conveniencia económica de los instrumentos de política medioambiental depende:

- del valor de las ventajas esperadas ambientales;
- los gastos necesarios para alcanzar la mejora ambiental. Tanto los beneficios ambientales como gastos dependen del cambio técnico, lo que significa desde un punto de vista de eficiencia dinámica un criterio relevante para la evaluación de la política medioambiental;
- el grado al cual esto estimula la innovación en el lado de proveedores y usuarios finales (Kemp et al. 2.011).

En los últimos años se han publicado diversos estudios sobre la eficacia de las políticas ambientales. Las conclusiones obtenidas se han incorporado al informe de la OCDE "Impactos de los instrumentos políticos medioambientales" preparado por Vollebergh en 2.007. Este informe discute los efectos de las políticas medioambientales sobre el ritmo y la dirección que toman los cambios tecnológicos. La hipótesis que subyace es que existe un mayor impacto sobre los cambios tecnológicos debido a los incentivos basados en el mercado que a los instrumentos de mando y control.

Yarime (2.003) lleva a cabo un detallado análisis de los eventos políticos en Japón relacionados con el control de emisiones de mercurio de las plantas cloro-álcali y sobre las tecnologías adoptadas en respuesta a la normativa. Se trata de un interesante estudio que muestra el poder negativo y positivo de los instrumentos de mando y control de la normativa. Tras el descubrimiento de los fallecimientos relacionados con el mercurio en el área de Minamata a consecuencia de la ingestión de pescado contaminado, las plantas cloro-álcali de todo Japón se convirtieron en centro de atención

pública. Ante la presión social, las autoridades japonesas establecieron un consejo especial de contramedidas al mercurio que decidió que las plantas cloro-álcali debían convertir el proceso electrolítico de mercurio a otros libres de mercurio. En Noviembre de 1.973, en su tercera reunión, este consejo ordenó que dos terceras partes de las plantas existentes en mercurio fueran convertidas a tecnología de diafragma (la única alternativa real en esa época) antes de Septiembre de 1.975 y las restantes para 1.978. La planificación temporal que se planteó dejó poca opción a la industria más que adoptar la tecnología de diafragma, una tecnología intensiva en consumo de energía eléctrica que produce una sosa cáustica de calidad inferior a la de la tecnología de mercurio, resultando ser una elección no óptima desde un punto de vista industrial.

El desarrollo de un nuevo proceso para la producción de hidróxido sódico y cloro mediante membranas de intercambio iónico hicieron que el consejo decidiera investigar sobre las ventajas de esta nueva tecnología. En 1.976 el consejo creó un comité de expertos para investigar la viabilidad de la aplicación de las membranas de intercambio iónico. Dados los informes positivos obtenidos del estudio, el consejo revisó la planificación de conversión y se alcanzó un acuerdo en el que se ampliaba el plazo para la conversión de la tecnología de mercurio hasta final de 1.984. Esto dio tiempo a la industria a prepararse para el uso de la tecnología de membranas.

Para la implementación del programa de conversión, las autoridades japonesas establecieron reducciones de impuestos y una tasa especial de depreciación durante los primeros años con el fin de soportar a la industria.



3.2 Análisis de sostenibilidad energética del proceso cloro-álcali

Durante la década pasada se ha incrementado la presión para ampliar el compromiso de las empresas y de la industria en su conjunto, más allá de los resultados económicos, hacia el funcionamiento sostenible de todas las partes interesadas.

El concepto de sostenibilidad de negocio o corporativa ha crecido en reconocimiento e importancia. La sostenibilidad de negocio puede ser definida como "la adopción de estrategias de negocio y actividades que satisfagan las necesidades de la empresa y al resto de los actores interesados, protegiendo, sosteniendo y reforzando hoy los recursos naturales y humanos que serán necesarios en el futuro" (Deloitte & Touche 1.992). El concepto de sostenibilidad continua, sin embargo, siendo difícil de concretar en términos operacionales (Labuschagne et al.2.004).

Las herramientas disponibles no ayudan a la toma de decisiones en la industria, la cual es responsable de evaluar y valorar sus operaciones en términos de impactos internos y externos. Las decisiones óptimas solo pueden ser tomadas cuando se han tomado en consideración las consecuencias económicas, sociales y medioambientales (Hockerts 1.999).

Se evidencia, por tanto, la necesidad de desarrollar un marco comprensible de criterios de sostenibilidad que se focalicen en las prácticas operacionales del sector productivo, y más específicamente en el funcionamiento sostenible de los nuevos desarrollos tecnológicos durante la gestión de los proyectos (Warhurst 2.004).

Existen varios marcos en la literatura y ninguno trata el tema de la sostenibilidad económica en el mismo contexto. La Global Reporting Initiative (GRI) define la sostenibilidad económica como "el impacto que una organización tiene sobre las circunstancias de las otras partes interesadas y en los sistemas económicos a nivel local, nacional y global" (GRI 2.002). La

GRI se refiere a los impactos externos del negocio en los sistemas económicos. Las Naciones Unidas, el Instituto Wuppertal e IChemE están más enfocados al impacto interno. Por ejemplo, los marcos de las Naciones Unidas y del Instituto Wuppertal consideran el comportamiento económico (de una nación) en términos de producto interior bruto, o producto interior bruto per cápita. Consecuentemente, es necesario establecer si se sigue el enfoque interno o externo para la dimensión económica del marco propuesto.

Los principios de la Mesa Redonda de Caux (MRC) para el negocio establecen que la supervivencia en si misma no es un objetivo suficiente. Un negocio debe en todo momento mantener su propia salud y viabilidad económica. También se establece que el primer paso para los negocios, que esta comprometido con la responsabilidad social, es mantenerse en el negocio (CRT 2.015).

Las empresas sobreviven a largo plazo por su habilidad para ser negocios provechosos. Mientras que los negocios inviables no pueden hacer ninguna contribución a los sistemas económicos a nivel local, nacional y/o global. Las iniciativas internas operacionales contribuyen directamente a la rentabilidad total de una empresa. Con todo lo anterior, el contexto de medida de la sostenibilidad económica es interno, mientras que las contribuciones económicas externas se atribuyen a la sostenibilidad social.

Los enfoques de IChemE y de las Naciones Unidas se han empleado como base para definir el criterio relevante para esta dimensión, para el cual, el objetivo es evaluar la estabilidad financiera a corto y largo plazo a las capacidades de supervivencia.

Los cuatro criterios que pueden emplearse para este propósito se sintetizan como:

- Salud financiera: el criterio implica aquellos aspectos que evalúan la estabilidad interna financiera de una empresa e incluye sub-criterios financieros tradicionales como la rentabilidad, la liquidez y la solvencia.
- Comportamiento económico: el criterio evalúa el valor de la empresa según la percepción de accionistas, de la gerencia de la empresa y el gobierno, incluyendo subcriterios como la rentabilidad, la contribución al producto interior bruto (PIB), y

su comportamiento en cuanto a cuota de mercado.

- Beneficios potenciales financiados: el criterio evalúa beneficios financieros como por ejemplo subsidios nacionales o internacionales, basados en mejoras medioambientales, sociales y/o tecnológicas debidas a iniciativas de negocio. Por ejemplo, proyectos potencialmente elegibles para el mecanismo de desarrollo limpio (MDL) financiado conforme al Protocolo de Kyoto.
- Oportunidades de comercio: el criterio evalúa la vulnerabilidad de la red comercial de la empresa, así como los riesgos a los que es expuesto por la red en la que es integrado considerando el número de empresas nacionales y/o internacionales en la red comercial (Labuschagne et al. 2.005).

En este trabajo se toma como base el último criterio descrito para el desarrollo de una metodología de evaluación de la sostenibilidad económica (vinculada a la energía) aplicada al sector cloro-álcali.

El cloro tiene como principal aplicación en Europa la producción de PVC, a través de la producción de 1,2 DCE, como producto intermedio. El cloro es una sustancia peligrosa que podría plantear problemas graves de transporte, reduciendo potencialmente la capacidad de sustituir la producción por importaciones (CRS 2.008). Sin embargo, se transporta y se negocia a través de largas distancias en forma de derivados clorados, particularmente como DCE, VCM y PVC. Especialmente el DCE es un producto globalizado que registra movimientos a través de todo el mundo. Por otro lado, la sosa cáustica es un producto comercializado a nivel mundial.

Esta coyuntura permite hacer muy probable la posibilidad de que precios no competitivos en la producción de DCE, expongan al sector cloro-álcali europeo a un reemplazo por cloro en forma de DCE producido en cualquier parte del mundo.

En la Figura 3.8 se muestra una estructura de costes variables que componen el precio de la tonelada de DCE. En la figura se presentan tres niveles: en el primer nivel se establece la competencia entre el DCE europeo y el importado procedente de distintas regiones externas; el segundo nivel corresponde a los consumos de materias primas para la producción de DCE;

mientras que el tercero contempla la estructura de costes variables para la producción detallada de cloro y aproximada de etileno. De esta forma es posible analizar la influencia de las variables en la sostenibilidad económico-energética propuesta.

El consumo de cloro por tonelada de DCE es de 0,736 t y el etileno necesario es 0,285 t/t DCE. Si descendemos a nivel de los costes que componen el coste global del DCE, se toma conciencia de hasta que punto los costes energéticos son fundamentales en el proceso productivo del DCE.

Los productos refinados como la nafta, etano, propano, butano y el fuel son clasificados como materias primas empleadas en la producción de olefinas como el etileno y el propileno. El etileno y el propileno, a su vez, son clasificados como materias primas petroquímicas usadas en la producción de polímeros y plásticos. En comparación con el propileno, el etileno es más fácil de producir, y por lo tanto, es un petroquímico usado en la fabricación de productos como el poliestireno y otros plásticos.

Algunos analistas establecen que hay hasta una correlación del 80 % entre los precios del crudo y los productos petroquímicos. Adicionalmente, hay un debate en curso en cuanto a si los factores decisivos en los precios del etileno son el precio del crudo o la especulación y las tensiones geopolíticas.

La variación del grado de sensibilidad de los diferentes mercados de etileno ayudan a los productores de crudo a balancear los envíos de una región a otra (Masiha et al 2.010).

En el caso del cloro, los principales costes que componen el precio de producción son: la energía eléctrica, la energía térmica y el coste de sal como materia prima principal. El precio de coste del cloro presenta otros dos factores que, contrariamente a las variables expuestas anteriormente, impactan positivamente en el precio al valorizarse la co-producción de hidrógeno y sosa cáustica.

Los factores que influyen en los costes enumerados son:

- Coste de energía eléctrica: este coste depende del consumo específico de la electrólisis, función de la tecnología y de la densidad de corriente de trabajo, y del precio de la energía

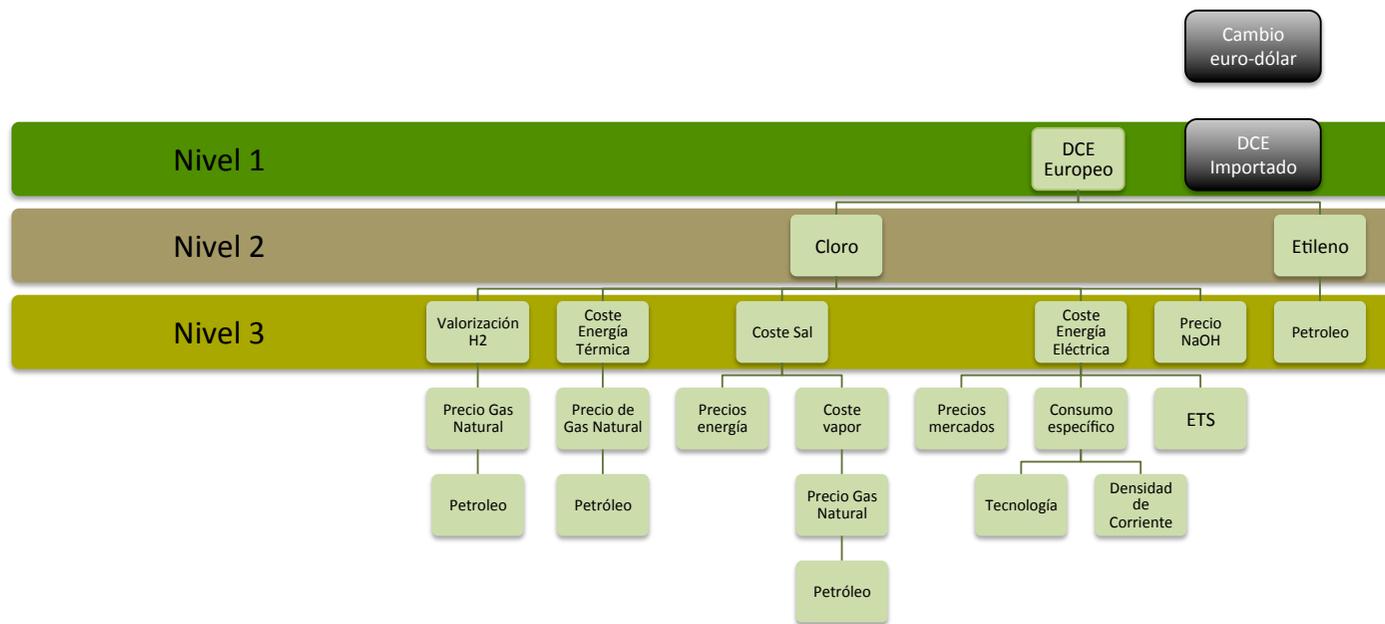


Figura 3.8 Estructura de los principales costes variables de la producción de DCE.

eléctrica. En el coste de la energía es difícil asociar una correlación con el petróleo, dada la enorme variedad de fuentes de energía presentes en toda Europa y las diferentes combinaciones presentes regionalmente (mix energético). Sin embargo, de manera implícita podemos distinguir en el coste de energía eléctrica el impacto del RCDE, por el traspaso indirecto de los costes del CO₂ de la generación eléctrica, a su precio final.

- Coste de energía térmica: se emplea energía térmica principalmente en el tratamiento de cáustica, y generalmente su precio está totalmente condicionado al precio del gas natural empleado en la producción del vapor.
- Coste de sal: se trata de un coste ligado al precio de la sal. Como ya se ha expuesto anteriormente en este capítulo, la producción de sal también está considerada como un sector expuesto a fugas de carbono, principalmente en la producción de sal a vacío. En función de la tecnología empleada, la energía consumida puede ser eléctrica (RCM) o térmica (cristalizadores múltiples).
- Valorización del H₂: se suele valorizar el hidrógeno reemplazando gas natural, por lo que el beneficio que aporta su valorización depende del precio de gas natural, y a su vez del mercado de petróleo. Los contratos de gas, al igual que en el caso del etileno, suelen estar indexados al precio de éste.
- Venta de NaOH: este término es únicamente función de la situación del mercado. Se trata de un producto sujeto a un mercado globalizado.

En esta tesis doctoral se plantea la definición de un índice compuesto que pueda establecer la vulnerabilidad del sector cloro-álcali europeo a la sustitución de producción de cloro por la importación de DCE. El sector cloro-álcali únicamente interviene en la parte relativa a la producción de cloro, por lo que el etileno queda fuera del alcance del estudio.

De los principales términos identificados, se han seleccionado los cuatro primeros por su relación directa con los consumos energéticos, y por lo tanto, con mas implicaciones geográficas ligadas al contexto europeo, quedando fuera del perímetro de análisis la venta del hidróxido sódico.

3.2.1 Descripción de la metodología de Evaluación de la Sostenibilidad Energética, ESE

El objetivo de la metodología propuesta es la determinación de un índice que permita evaluar la vulnerabilidad de diferentes escenarios cloro-álcali, y escenarios que integren la potencial utilización de la tecnología CDO en Europa, frente al reemplazo del cloro por DCE importado. La ventaja de la metodología es la posibilidad de abordar el análisis de vulnerabilidad del sector europeo frente a otras regiones del planeta variando los datos de referencia de consumos y precios empleados para la normalización.

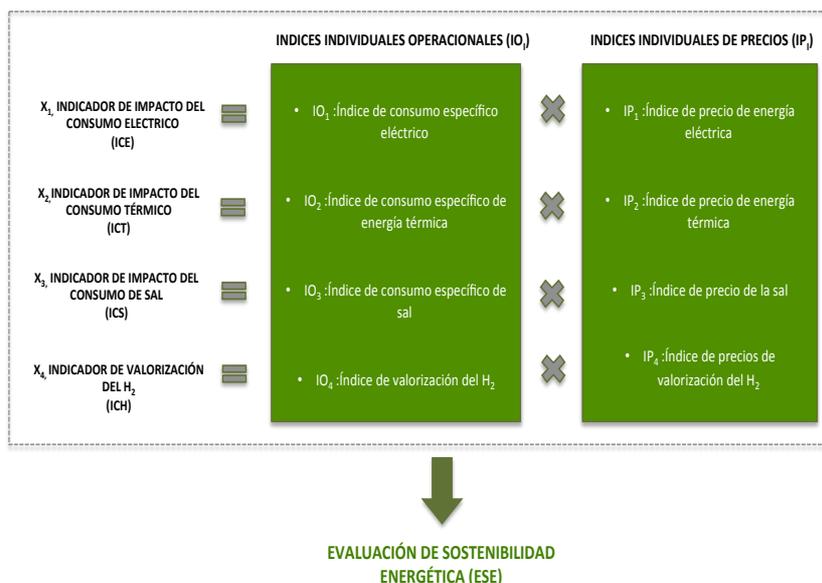


Figura 3.9 Metodología de Evaluación de la Sostenibilidad Energética del sector cloro-álcali europeo (ESE).

En la Figura 3.9 se presenta la metodología propuesta bajo la denominación de Evaluación de la Sostenibilidad Energética (ESE). Del análisis llevado a cabo al comienzo de este capítulo sobre los principales elementos que afectan a la competitividad del sector cloro-álcali, se desprende que el impacto de la energía es fundamental sobre la sostenibilidad económica de la producción de cloro.

ESE está basada en cuatro variables principales ($X_{3,i,j}$): $X_{3,1,j}$, indicador de impacto del consumo eléctrico (ICE), $X_{3,2,j}$, indicador de impacto del consumo térmico (ICT), $X_{3,3,j}$, indicador de consumo de sal (ICS) y $X_{3,4,j}$, indicador de impacto de la valorización de hidrógeno (ICH).

Tabla 3.4 Métodos de normalización (OCDE 2.008).

Método	Ecuación
Ranking	$I_{qc} = ranking(x_{qc})$
Estandarización (z-scores)	$I_{qc} = \frac{x_{qc} - x_{qc=c*}}{\sigma_{qc=c*}}$
Min-Max	$I_{qc} = \frac{x_{qc} - \min_c(x_q)}{\max_c(x_q) - \min_c(x_q)}$
Distancia a Valor de Referencia (DVR)	$I_{qc} = \frac{x_{qc}}{x_{qc=c*}}$
Escala de categorías	$I_{qc} \begin{cases} 0 & \text{if } X_{qc} < p^{15} \\ 20 & \text{if } p^{15} < X_{qc} < p^{25} \\ 40 & \text{if } p^{25} < X_{qc} < p^{65} \\ 60 & \text{if } p^{65} < X_{qc} < p^{85} \\ 80 & \text{if } p^{85} < X_{qc} < p^{95} \\ 100 & \text{if } p^{95} < X_{qc} \end{cases}$
Indicadores por encima y por debajo de la media	$I_{qc} \begin{cases} 1 & \text{if } w > (1+p) \\ 0 & \text{if } (1-p) < w < (1+p) \\ -1 & \text{if } w < (1-p) \end{cases}$ <p>donde $W = x_{qc} / X_{qc=c}$</p>
Indicadores cíclicos (OCDE)	$I_{qc} = \frac{x_{qc} - E \cdot (x_q)}{E \cdot (x_q - E(x_q))}$
Balance de opiniones (EC)	$I_{qc} = \frac{100}{N_e} \cdot \sum_e^{N_e} s_e n_e (x_{qc}^t - x_{qc}^{t-1})$
Diferencias en porcentaje anual sobre años consecutivos	$I_{qc}^t = \frac{x_{qc}^t - x_{qc}^{t-1}}{x_{qc}^t}$

Estos cuatro indicadores son el resultado de la integración de, por un lado índices operacionales ligados a las opciones tecnológicas de las etapas del

proceso cloro-álcali y a las condiciones de operación de los escenarios a estudiar como la densidad de corriente o la tasa de valorización de hidrógeno y, por otra parte, índices de precio ligados a los precios de las fuentes de energía y de las materias primas empleadas en el proceso.

La normalización se requiere antes de llevar a cabo cualquier tipo de agregación, ya que los índices que lo van a componer, a menudo tiene unidades de medida diferentes. Existen diversos métodos de normalización, que se recogen en la Tabla 3.4 (Freundenberg 2.003, Jacobs et al. 2.004). En el contexto de este trabajo, y a fin de introducir variables objetivas que permitan un análisis de la desviación de los escenario sobre el promedio europeo como punto de referencia, se ha incluido el método de Distancia a Valor de Referencia (DVR).

A) CLASIFICACIÓN, CARACTERIZACIÓN Y NORMALIZACIÓN

Se pueden definir los índices individuales operacionales definidos para la posterior determinación de las variables $X_{3,i,j}$, así como las referencias empleadas para su normalización. En todos los caso, se ha empleado el método de Distancia a Valor de Referencia (DVR).

Índice de consumo específico eléctrico (IO₁): el índice hace referencia al consumo de energía eléctrica asociada a la tecnología electrolítica. El valor de referencia empleado para su normalización considera los valores de consumo promedio declarados para cada tecnología en el correspondiente Documento BREF (Brinkmann et al. 2.014).

A partir de la situación de distribución de tecnologías en Europa en 2.014, se determina un promedio, siendo el resultado obtenido 2,831 MWh/t ECU.

$$IO_1 = \frac{C_{EE}}{C_{EEpromedio}} \quad [3.1]$$

donde C_{EE} es el consumo específico de energía eléctrica correspondiente al escenario estudiado expresado en MWh/ t ECU, y $C_{EEpromedio}$, el consumo específico promedio europeo de energía eléctrica expresado en MWh/t ECU.

Este valor de consumo específico requiere una revisión en los próximos años a fin de adaptarlo a la situación del sector europeo tras la etapa de transición en la que se encuentra.

Índice de consumo específico de energía térmica (IO₂): el índice incluye el consumo de energía térmica asociado a la etapa de concentración de cáustica. El valor de referencia empleado para su normalización considera los valores de consumo promedio declarados para cada tecnología en el Documento BREF. A partir de la situación de distribución de tecnologías en Europa en 2.014 se determina un promedio siendo el resultado obtenido 0,923 t vapor/t ECU.

$$IO_2 = \frac{C_{ET}}{C_{ETpromedio}} \quad [3.2]$$

donde C_{ET} es el consumo específico de energía térmica correspondiente al escenario estudiado expresado en t vapor/ t ECU, y C_{ETpromedio}, el consumo específico promedio europeo de energía térmica expresado en t vapor/t ECU.

El valor de consumo específico requiere una revisión en los próximos años para adaptarlo a la situación del sector europeo como sucede en el caso anterior, especialmente debido a la desaparición de la tecnología de mercurio.

Índice de consumo específico de sal (IO₃): incluye el consumo de sal como materia prima. El valor de referencia empleado para su normalización considera el valor de consumo promedio declarado en el BREF, 1,7 t sal/t ECU.

$$IO_3 = \frac{C_S}{C_{Spromedio}} \quad [3.3]$$

donde C_S es el consumo específico de sal correspondiente al escenario estudiado, expresado en t sal/ t ECU, y C_{Spromedio}, el consumo específico promedio europeo de sal expresado en t sal/t ECU.

Índice de valorización de hidrógeno (IO₄): establece el porcentaje de valorización del hidrógeno coproducido en la electrólisis, en los casos de las tecnologías convencionales. Para la normalización se emplea el valor promedio europeo recogido en el BREF, 90 %.

$$IO_4 = \frac{\%RH}{\%RHpromedio} \quad [3.4]$$

donde % RH es el porcentaje de valorización de hidrógeno correspondiente al escenario estudiado, expresado en %, y % RH_{promedio}, el porcentaje de valorización promedio europeo.

Los índices individuales de precios definidos, para la posterior determinación de las variables X_{ij} se describen a continuación, así como las referencias empleadas para su normalización.

La metodología empleada para la normalización de los índice de precios que se van a describir a continuación, es el denominado distancia a medida de referencia (OCDE 2.008).

Índice de precio de energía eléctrica (IP_{1,i}): la base de éste índice como su propio nombre indica, es el precio de la energía eléctrica que el escenario *i* soporta. Como se descrito en el apartado 3.2 por tratarse de un sector expuesto a fugas de carbono, el sector cloro-álcali tiene derecho a una subvención para compensar los costes indirectos que soporta a raíz del RCDE.

En la metodología desarrollada en este estudio, se integra esta compensación en el coste de la energía eléctrica, con el fin de evaluar las diferencias regionales que también se han descrito, en lo que a esta compensación se refiere .

Siguiendo las directrices relativas a determinadas medidas de ayuda estatal en el contexto del régimen de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero (CE 2.012) mediante la Ec 3.5 se determina la cantidad subvencionable.

$$CSub_t = C_t \cdot P_{DEUE,t-1} \cdot E \cdot BO \quad [3.5]$$

siendo C_t , el factor de emisión de CO₂ aplicable (tCO₂/MWh) en el año *t*; Como factor de emisión para el estudio de los escenarios se ha considerado el factor de emisión europeo, 0,760 t CO₂/MWh (CE 2.012). $P_{DEUE,t-1}$ es el precio a plazo de los derechos de emisión de la Unión Europea (DEUE) en el año *t-1* (EUR/tCO₂) y se ha considerado 6,18 Eur/t CO₂ (BOE 2.015). E , el valor de referencia de la eficiencia del consumo eléctrico (MWh/t prod) es 2,461 MWh/t ECU, y se ha tomado como BO , producción de referencia para los años (t prod) en todos los casos 200 kt/año.

La ayuda no puede superar el 85 % de los costes subvencionables, y su intensidad depende de cada Estado, por lo que puede ser muy variable en función del país. Para definir la intensidad de la ayuda en los escenarios caso de estudio para el proceso cloro-álcali, se define η , que representa el % de los costes subvencionables que se han otorgado a la unidad productiva.

La ayuda concedida es transformada en Eur/MWh considerando en cada escenario su consumo específico eléctrico según la Ec. 3.6,

$$A_{Comp\ i} = \frac{C_{sub\ i} \eta}{P_t \cdot CE_i} \quad [3.6]$$

siendo P_t la producción del año que se está analizado, y CE_i el consumo específico eléctrico.

El resultado de la Ecuación 3.6 se emplea en la ecuación 3.7, con el fin de integrar la compensación de los costes indirectos del RCDE otorgada a las instalaciones de este sector, en el cálculo del índice de sostenibilidad económico-energético (ESE), deduciéndose el precio de energía eléctrica del escenario que está siendo analizado,

$$PEE_{corr\ i} = PEE - A_{Comp\ i} \quad [3.7]$$

Se emplea para normalizar los precios de energía eléctrica, el índice Platts Pan-European Power Index (PEP). El índice energético Platts sirve como referencia, a nivel mundial, para fijar los precios de una extensa gama de productos energéticos básicos para la actividad industrial, como lo son el petróleo, el gas natural o la energía eléctrica. Así, basándose en los precios Platts, se establecen en todo el mundo los precios de compra y venta de los diferentes recursos obtenidos del petróleo, la electricidad, el gas natural, el carbón, la energía nuclear, la refinación petroquímica y la explotación de los metales.

El PEP se emplea como punto de referencia del precio de la electricidad en Europa. El Observatorio de Mercado de la Energía, de la Comisión Europea (CE) emplea este índice para analizar la competitividad de la energía europea respecto a otras regiones del mundo. Desde comienzos de 2.012, el índice PEP ha seguido una tendencia descendente, sin embargo desde 2.014, se ha estabilizado en valores en torno a 45 Eur/MWh (CE 2.015).

Se ha tomado como precio de referencia (PMEE), el PEP publicado en Noviembre de 2.015, 47,28 Eur/MWh (Platts 2.015). Ec. 3.8 describe la normalización del índice de precio de energía eléctrica,

$$IP_{1,i} = \frac{PEE_{corr\ i}}{PMEE} \quad [3.8]$$

siendo C_t , el factor de emisión de CO₂ aplicable (tCO₂/MWh) en el año t; P_{t-1} el precio a plazo de los derechos de emisión de la Unión Europea (DEUE) en el año t⁻¹ (EUR/tCO₂); E el valor de referencia de la eficiencia del

consumo eléctrico (MWh/tprod), para un producto determinado contemplado en el anexo III de las Directrices, y *BO* la producción de referencia (t prod).

Índice de precio de energía térmica (IP₂): La base de este índice es el precio del vapor a emplear en el proceso cloro-álcali.

Para normalizar este índice, y siguiendo el mismo esquema empleado hasta ahora en este estudio, se toma un precio promedio de vapor europeo. La cogeneración es el proveedor principal de vapor/calor en la Unión Europea (cubre aproximadamente del 50 % de la producción total), seguida de calderas industriales (aproximadamente el 40 % de la producción total) (CE 2.007).

No se dispone de datos al respecto. La principal variable que influye en el precio del vapor es el coste del combustible empleado para su producción, la eficiencia de la caldera, la temperatura del agua de alimentación y la presión del vapor.

En este estudio se plantea el cálculo del precio promedio del vapor, basándose en su producción con gas natural. El Observatorio de Mercado de la Energía, de la Comisión Europea (CE) emplea entre otros, el Índice Platts Gas Contract Indicator (GCI) como punto de referencia en el seguimiento de los precios del gas natural en Europa. Se trata de un índice que modela el precio del gas sujeto a contratos indexados al precio del petróleo. En la Figura 3.10 se puede ver la evolución de este índice en los últimos años.

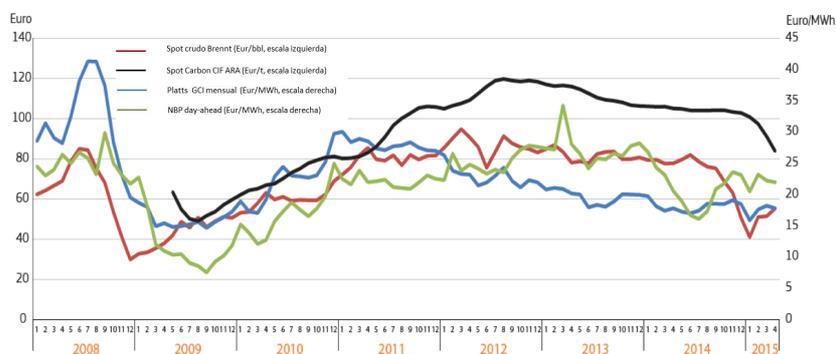


Figura 3.10 Evolución del índice Platts GCI y del brennt en los últimos años (CE 2.015b).

Se ha tomado como precio de referencia para el cálculo del precio promedio europeo de vapor (PMVE), el valor del GCI publicado en Noviembre de 2.015, 22,54 Eur/MWh (Platts 2.015b).

Ec 3.9 y 3.10 permiten la determinación de la energía requerida (OEREE 2.012) para producir una tonelada de vapor a 31 barg, expresado en MWh/t vapor y del coste asociado, expresado en Eur/MWh,

$$E_{vapor} = -0.0011 \cdot T_a + 0.7064 \quad [3.9]$$

$$PV = \frac{C_{GN} \cdot E_{vapor}}{\eta_{caldera}} \quad [3.10]$$

siendo T_a la temperatura de agua de alimentación a la caldera. $\eta_{caldera}$, la eficiencia de la caldera. En este estudio se ha tomado como temperatura de agua de alimentación a la caldera 65 ° C y como rendimiento de la caldera 85.7 %.

Una vez obtenido el precio promedio europeo de vapor, es posible obtener el Índice de Precio de Energía Térmica normalizado (Ec. 3.11)

$$IP_2 = \frac{PV}{PMVE} \cdot \quad [3.11]$$

Índice de precio de sal (IP₃): En Europa, tres compañías dominan el negocio de la sal en volumen: Akzo Nobel, ESCO y Salins, y tienen una importante demanda cautiva para la producción cloro-álcali y de carbonato sódico.

Las empresas productos de sal se pueden dividir en el grupo de las que producen y suministran principalmente a los requerimiento cautivos de las producciones antes mencionadas, y las que producen para el mercado.

Los precios de la sal dependen significativamente del tipo y pureza de sal requerida. Por ejemplo, en Enero de 1.998 para la producción cloro-álcali podía ser baja, en torno a 10 dólares/t para salmuera cautiva en el sector cloro-álcali o tan alta como 55 dólares/t para la sal a vacío en el mercado (Schlag et al. 2.005).

No se dispone de más datos, por lo que para la normalización del índice de precio de sal, se calcula un precio promedio europeo considerando el porcentaje de productores cloro-álcali que emplea salmuera (41,8 %) y sal a vacío (37,7 %) (Eurochlor 2.013) y los precios mencionados anteriormente, obteniéndose un precio promedio europeo (PMSE) de 28,25 Eur/t.

La Ec. 3.12 muestra el cálculo del índice de precio de sal, considerando el precio de la sal (PS) del escenario estudiado, expresado en Eur/t,

$$IP_3 = \frac{PS}{PMSE} \quad [3.12]$$

Índice de precio de valorización del hidrógeno (IP₄): La valorización del hidrógeno supone una mejora en la competitividad del proceso de producción cloro-álcali. El impacto de esta valorización, al igual que en las otras variables identificadas hasta hora, esta directamente relacionado con el precio de valorización del sub-producto. Este precio a su vez será función del tipo de valorización que sea empleada. En este estudio, se han analizado varias.

En la metodología desarrollada en este estudio, se ha seleccionado la valorización como combustible, dado que en la actualidad es la mas representativa de la situación del sector.

En este caso, el valor del hidrógeno esta directamente relacionado con el precio del gas natural, combustible al que reemplaza. Y el precio se calcula mediante una determinación de equivalencia calorífica.

Tabla 3.5 Poderes caloríficos de hidrógeno y gas natural.

Combustible	LL	HL
Hidrógeno, MJ/kg	120	141
Gas Natural, MJ/kg	40	44

El precio del hidrógeno (Eur/t) valorizado se calcula según la Ecuación 3.13, tomando los poderes caloríficos superiores de ambos combustibles (Tabla 3.5) y el coste de gas natural expresado en Eur/t.

$$PH = \frac{PC_{H2}}{PC_{GN}} \cdot C_{GN} \quad [3.13]$$

Para el cálculo del precio promedio europeo de hidrógeno, se emplea la Ec. 3.9, tomando el precio medio europeo de gas natural definido en el índice de precio de energía térmica.

Como en los caso precedentes, el índice de precio de valorización de hidrógeno, se normaliza utilizando el precio medio europeo de valorización europeo, previamente calculado (Ec. 3.14).

$$IP_4 = \frac{PH}{PMVHE} \quad [3.14]$$

A partir de los indicadores previamente descritos, se pueden calcular el valor de las variables $X_{i,j}$, o también denominado indicadores de impacto de acuerdo a la ecuación 3.15,

$$X_{3,i,j} = IO_{i,j} \cdot IP_{i,j} \quad n \in [1,4] \quad [3.15]$$

B) PONDERACIÓN

En la construcción de un índice compuesto es vital la necesidad de combinar de una manera comprensible diferentes dimensiones medidas en diferentes escalas. Esto implica un decisión sobre el modelo de ponderación y de agregación que se empleará.

Diferentes pesos se pueden asignar a una serie de indicadores para reflejar su importancia económica (el cobro de comisión, la cobertura, la fiabilidad y la razón económica), la suficiencia estadística, la conformidad cíclica, la velocidad de datos disponibles, etc (CE 2.005).

Los pesos por lo general tienen un impacto importante sobre el valor del índice compuesto y por tanto sobre los resultados de la comparación de escenarios. Por eso, los modelos de ponderación han de realizarse de manera explícita y transparente (Jacobs et al. 2.004). La ponderación implica una evaluación “subjetiva”, que es particularmente delicada en el caso de fenómenos complejos, interrelacionados y multidimensionales.

La ponderación está muy relacionada en como información procedente de distintas dimensiones converge mediante una agregación en un índice compuesto. No existe una metodología universal para ponderar índices individuales. Esto no debería desalentar el uso de índices compuestos, sino remarcar los peligros de presentar cualquier índice compuesto como “objetivo”. En el mejor de los casos, indica un conjunto de prioridades que han sido informados por la población o por juicios expertos (incluyendo el analista).

Un analista debe estar dispuesto a recompensar con pesos mayores los componentes que están considerado como mas influyentes que cualquiera de los otros analizados. Por otro lado se ha de prestar atención a la existencia de correlaciones entre los factores o usar pesos derivados del análisis de lo componentes principales para evitar dobles “contabilidad” en factores que presentan el mismo comportamiento. Los indicadores también

pueden ser ponderados en base a opiniones de expertos, que conocen las normativas y políticas y bases teóricas, para reflejar la multidisciplinariedad del punto de vistas de los interesado (CE 2.005).

La literatura existente ofrece bastante variedad en métodos de ponderación presentando todos pros y contras. Los modelos estadísticos como el análisis de componentes principales (ACP) o el análisis de factores (AF) podrían ser utilizados para agrupar indicadores individuales de acuerdo a su grado de correlación. Sin embargo los pesos no pueden ser estimados con estos métodos si no existe correlación entre los indicadores. Otros métodos estadísticos, como el denominado “beneficio de la duda” (BDD) son extremadamente parsimoniosos en cuanto a las asunciones de pesos y son sensibles a las prioridades nacionales. Sin embargo, la ponderación BDD es específica de cada país y presenta números problemas de estimación (OCDE 2.008).

Tras una revisión de las metodologías de ponderación referenciadas, se concluye en este estudio, que no se adaptan al sistema cloro-álcali. Se trata de un sistema de cuatro indicadores, basados en 7 variables, dinámico y que esta en plena transición.

Para la determinación de los pesos en este sistema, se ha estimado un precio promedio europeo de la t ECU, teniendo en consideración los costes variables asociados a la energía eléctrica, a la energía térmica, al coste de la sal como principal materia prima, y al impacto de la valorización del hidrógeno.

En la Tabla 3.6 Se recogen los valores empleados. La fuente de datos, en lo referente a información operacional son las medias publicadas en el documento de referencia (BREF) publicado en diciembre de 2.013, que trata los datos procedentes las plantas cloro-álcali europeas. Dado que los datos de consumos están distribuidos por tecnología, al igual que en el capítulo 2, se considera la distribución de tecnologías declarada en 2.014 por Eurochlor, para la determinación de los promedios de la industria europea.

En lo referente a precios, se toman los precios promedio europeos determinados para la normalización de los indicadores de precios de esta metodología.

Tabla 3.6 Valores de consumos y precios empleados en el cálculo de los factores de ponderación del ESE (Brinkmann et al. 2.014).

Variables	Hg	M	D	Promedio Europeo
Consumo específico eléctrico, MWh/t ECU	3,424	2,618	2,807	2,831
Consumo específico térmico t vapor/t ECU	0	0,78	2,93	0,923
Consumo específico sal, t sal/t ECU	--	--	--	1,7
% Hidrógeno valorizado	--	--	--	90
Precio Medio EE, Eur/MWh	--	--	--	47,28
Precio Medio Gas Natural, Eur MWh	--	--	--	22,54
Precio Medio de sal, Eur/t sal	--	--	--	28,5

Las Ec. 3.16, 3.17, 3.17, 3.19, 3.20 presentan los cálculos del precio promedio europeo de la tonelada ECU, empleada más tarde para el cálculo de los factores de ponderación.

$$PME_{ECU} = (CEE * PMEE) + (CET * PMVE) + (CES * PMSE) - (0,0285 * \%RH * PMVHE) \quad [3.16]$$

donde CEE, CET, CS y %RH son los consumos específicos promedios europeos de energía eléctrica (MWh/t ECU), térmica (t vapor/ t ECU), de sal (t sal/ t ECU) y el porcentaje de valorización de hidrógeno. PMEE, PMVE, PMSE y PMVHE corresponden a los precios promedios europeos para energía eléctrica, térmica, sal e hidrógeno considerando la sustitución de gas natural como combustible.

$$\gamma_1 = \frac{CEE * PMEE}{PME_{ECU}} \quad [3.17]$$

$$\gamma_2 = \frac{CET * PMVE}{PME_{ECU}} \quad [3.18]$$

$$\gamma_3 = \frac{CES * PMSE}{PME_{ECU}} \quad [3.19]$$

$$\gamma_4 = \frac{-0,0285 * \%RH * PMVHE}{PME_{ECU}} \quad [3.20]$$

Estos factores de ponderación, al igual que los valores empleados para la normalización de todos los índices individuales, son parámetros vivos, que han de ser revisados periódicamente. La situación del sector cloro-álcali, en lo referente a tecnologías, número de plantas y capacidad está actualmente en plena transición y transcurrirán unos años antes de que alcance una posición estable. Además, en lo que se refiere a precios, su revisión es una operación habitual e inherente a los mercados dada su fluctuación.

El índice de sostenibilidad económico-energética es, por tanto, un índice compuesto que integra los indicadores de impacto $X_{i,j}$ según la ecuación 3.21:

$$ESE = \sum_{i=1}^{i=n} \gamma_i \cdot X_{3,i,j} = \sum_{i=1}^{i=n} \gamma_i \cdot IO_i \cdot IP_i \quad n \in [1,4] \quad [3.21]$$

3.2.2 Descripción de escenarios

Se han empleado como escenarios base para la Evaluación de la Sostenibilidad Energética (ESE) del sector cloro-álcali europeo los mismos escenarios seleccionados para la Evaluación de la Sostenibilidad Ambiental llevada a cabo en el Capítulo 2. La Tabla 3.7 recoge los datos de los escenarios en cuanto a consumos específicos relativos a las variables de ESE.

En relación a los precios energéticos y a los precios de la sal, para una primera evaluación, se han asumido los mismos precios para todos los escenarios. De esta manera, se pretende un análisis más objetivo del impacto operacional.

Tabla 3.7 Inventario consumos específicos escenarios E₁, E₂, E₃, E₄ y E₅.

Escenario	CEE(MWh/t ECU)	CET(t vapor/t ECU)	CES(t/t ECU)	RH (t H2/t ECU)
E ₁	3,34	0,00	1,94	0,0228
E ₂	2,26	0,82	1,94	0,0228
E ₃	2,26	1,32	1,66	0,0228
E ₄	2,76	4,20	1,92	0,0228
E ₅	1,78	1,32	1,66	0

En la Tabla 3.8, se recogen el inventario de precios empleados en la primera evaluación.

Tabla 3.8 Inventario de precios para la evaluación de los escenarios E₁, E₂, E₃, E₄ y E₅.

Escenario	PEE(Eur/MWh)	PV(Eur/t vapor)	PS(t/t ECU)	PH (Eur/t H2)
E ₁	55	25	25	1300
E ₂	55	25	25	1300
E ₃	55	25	25	1300
E ₄	55	25	25	1300
E ₅	55	25	25	0

En todos los escenarios se ha tomado en consideración una instalación que obtiene una compensación por tratarse de un sector expuesto a fugas de carbono correspondiente al 50 % de la máxima ayuda permitida (85 % de los costes subvencionables). Al tratarse de consumos eléctricos diferentes en cada escenario, el impacto de esta compensación es variable en función de su consumo específico eléctrico.

3.2.3 Evaluación de impactos económico-energético de las tecnologías implantadas a escala industrial y la tecnología emergente en Europa

Evaluación de impactos bajo la hipótesis de igualdad de precios

En la Tabla 3.9 se presentan los resultados obtenidos de las variables $X_{3,i}$. En relación $X_{3,1}$, Indicador de Impacto de Consumo Eléctrico (ICE) y bajo la hipótesis de igualdad en la compensación de costes indirectos, los escenarios de mayor consumo se ven penalizados en cuanto a la compensación prevista, dado que para el cálculo de la compensación se tiene en consideración un valor de referencia de 2,461 MWh/t ECU, valor inferior al promedio europeo actual.

En relación a $X_{3,2}$, Indicador de Impacto de Consumo Térmico (ICT), se vislumbran dos casos extremos en lo referido al consumo de vapor. E_1 con un valor 0, dado que la tecnología de mercurio obtiene directamente hidróxido sódico al 50 %; y E_4 con un valor superior a 5, debido al gran consumo de vapor necesario para obtener la cáustica al 50 %.

Tabla 3.9 Comparación de las variables adimensionales $X_{3,i}$ de los escenarios estudiados: E_1 , E_2 , E_3 , E_4 y E_5 .

Indicadores de impacto		E_1	E_2	E_3	E_4	E_5
Consumo de energía eléctrica	X_1	1,312	0,874	0,874	1,077	0,679
Consumo de energía térmica	X_2	0,000	1,114	1,783	0,000	1,784
Consumo de sal	X_3	0,400	0,400	1,370	0,826	1,370
Valorización de H_2	X_4	1,337	1,337	1,337	1,337	0,000

En relación a $X_{3,3}$, Indicador de Consumo de Sal (ICS), no se desprenden diferencias significativas entre los escenarios analizados, dado que los consumos específicos de sal son muy similares en todos los casos, para un mismo precio de sal.

Finalmente $X_{3,4}$, Indicador de Impacto de Valorización de Hidrógeno (ICH), presenta resultados equivalentes, dado que se ha contemplado el mismo porcentaje de valorización del H_2 en los cuatro primeros escenarios. Se pone de relieve el valor de 0 para esta variable en E_5 , dado que no hay producción de hidrógeno en la tecnología de cátodos despolarizados de oxígeno.



Figura 3.11 Comparación del índice ESE de los escenarios E_1 , E_2 , E_3 , E_4 y E_5 .

En la Figura 3.11 se representan los resultados del Índice de Sostenibilidad Económico-Energética obtenidos para los escenarios estudiados. El escenario menos sostenible en términos económico-energético es el E_4 , principalmente debido al indicador de impacto del consumo térmico. En este eje de la sostenibilidad, al igual que sucedía en el ambiental, el escenario E_2 resulta el más favorable para los precios empleados. También se repite en la sostenibilidad económico-energética la inexistente ventaja de E_5 frente a los escenarios de membranas bipolares E_2 y E_3 . Aunque en un primer análisis, la reducción de consumo eléctrico que presenta la tecnología CDO podría tener un impacto positivo sobre la sostenibilidad, la no valorización del hidrógeno supone una penalización significativa frente a escenarios que sí lo hacen. Por tanto, resulta conveniente destacar que la valorización del hidrógeno en cualquier escenario bajo estudio, puede ser un parámetro clave en la toma de decisiones.

El escenario E_1 , correspondiente a la tecnología de mercurio, es un escenario que depende fuertemente del precio de la energía eléctrica al ser el más

intensivo. La exención del consumo de energía térmica no lo aleja del mejor comportamiento a nivel de sostenibilidad económico-energética, situándose tan solo su índice ESE un 9% por encima del promedio europeo.

Evaluación de impactos bajo la hipótesis de distinción de precios en función de las calidades de sal

En una segunda evaluación, se consideran otros valores de precios que representan de manera más próxima la realidad. En el caso del precio de la sal, en el que los precios pueden variar considerablemente en función de su calidad, se ha fijado un precio para la sal procedente de residuos de potasa y de salmuera de 10 Eur/t sal, y para la sal a vacío de 40 Eur/t sal.

En la Figura 3.12 se muestran los resultados obtenidos para el Índice ESE en esas condiciones de precios de la sal. Bajo esta premisa, de nuevo el escenario más sostenible en el eje económico-energético es E₂. La utilización de la sal más sostenible a nivel ambiental y económico impacta de manera determinante los escenarios E₁ y E₂. En esta evaluación, E₁ pasa a tener una ventaja competitiva frente a E₃ y E₅ en lo que se refiere a sostenibilidad económico-energética.

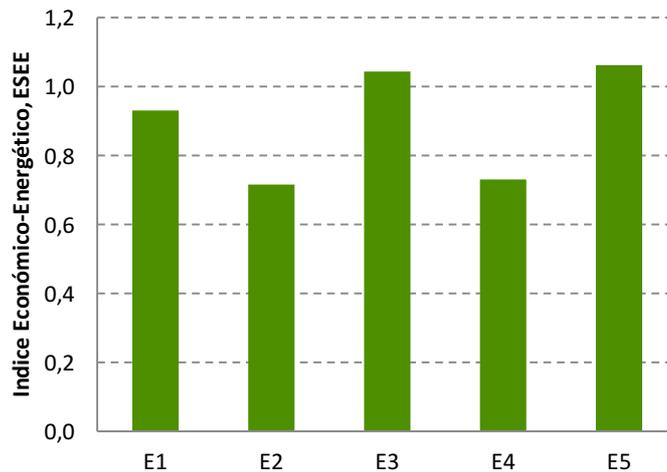


Figura 3.12 Comparación del índice ESE de los escenarios E₁, E₂, E₃, E₄ y E₅ de distinción de precios en función de las calidades de sal.

Evaluación de impactos bajo la hipótesis de una intensificación energética en los escenarios de tecnología de diafragma

La tecnología de diafragma E₄, se ve penalizada de manera muy importante por el consumo de vapor. A este respecto, es conveniente recordar que existen instalaciones electrolíticas de diafragma integradas en complejos en los que otros procesos de producción emplean el licor cáustico sin pasar por una concentración. Esto, sin embargo, implica un aumento en el consumo de sal.

En las Tablas 3.10 y 3.11 se presentan los inventarios empleados en esta tercera evaluación, que contempla una instalación de diafragma sin etapa de concentración del licor cáustico, y asumiendo el doble de consumo de sal tenido en cuenta anteriormente.

Tabla 3.10 Inventario consumos específicos escenarios E₁, E₂, E₃, E₄ y E₅ bajo la hipótesis de una intensificación energética para la tecnología de diafragma.

Escenario	CEE(MWh/t ECU)	CET (t vapor/t ECU)	CES(t/t ECU)	RH (t H ₂ /t ECU)
E ₁	3,34	0,00	1,94	0,0228
E ₂	2,26	0,82	1,94	0,0228
E ₃	2,26	1,32	1,66	0,0228
E ₄	2,76	0,00	4	0,0228
E ₅	1,78	1,32	1,66	0

Tabla 3.11 Inventario de precios de los escenarios E₁, E₂, E₃, E₄ y E₅ bajo la hipótesis de una intensificación energética en los escenarios de tecnología de diafragma.

Escenario	PEE(Eur/MWh)	PV (Eur/t vapor)	PS(t/t ECU)	PH (Eur/t H ₂)
E ₁	55	25	10	1300
E ₂	55	25	10	1300
E ₃	55	25	40	1300
E ₄	55	25	10	1300
E ₅	55	25	40	0

Como se desprende de la Figura 3.13, la sostenibilidad económico-energética de E₄ difiere notablemente de lo analizado previamente, pasando a ser el segundo escenario más sostenible tras E₂.



Figura 3.13 Comparación del índice ESE de los escenarios E_1 , E_2 , E_3 , E_4 y E_5 : bajo la hipótesis de una intensificación energética en los escenarios de tecnología de diafragma.

3.2.4 Análisis de sensibilidad de la sostenibilidad económico-energética frente a la compensación por costes indirectos del RCDE

La compensación máxima de los costes indirectos que soportan los procesos electro-intensivos, concretamente en este caso el proceso cloro-álcali, está fijada por la Comisión Europea (CE 2.012). Sin embargo, no existe obligatoriedad para los estados miembros en cuanto a la compensación, ni a las cuantías mínimas. Se deja a voluntad del cada Estado el presupuesto asignado con este fin. Dicha circunstancia puede suponer para la industria electro-intensiva un aspecto no menor, debido al impacto que puede tener en su competitividad frente a competidores en otros países europeos, y aún más allá, frente a competidores de otras regiones del mundo.

Para analizar la sensibilidad del sector cloro álcali al diferente grado de compensación de los costes indirectos a los que se ve sometido debido al RCDE, se ha seleccionado el escenario E_2 como escenario base, empleando para su evaluación los valores del inventario de las Tablas 3.4 y 3.5.

Para la evaluación, se han contemplado cuatro escenarios, con porcentajes de la compensación máxima del 20%, 40%, 60% y 80%.

En la Figura 3.14 se presentan los resultados del índice ESE en función de la compensación, poniéndose de manifiesto como la sostenibilidad del proceso cloro-álcali se ve afectada por esta nueva variable, que impacta indirectamente sobre el coste de la energía eléctrica.

Estas diferencias en la concesión de esta compensación pueden significar diferencias significativas que puede afectar a la vulnerabilidad de las plantas en el contexto europeo.

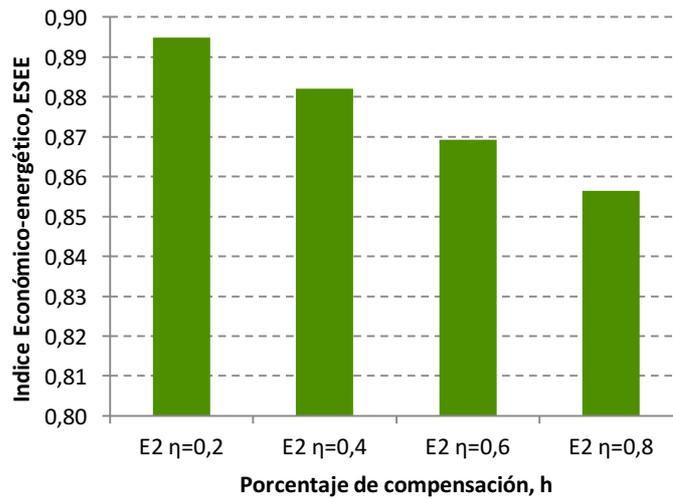


Figura 3.14 Evaluación del índice ESE para el escenario E_2 en función del porcentaje de compensación de los costes indirectos del RCDE.

3.2.5 Análisis de sensibilidad frente al precio de los derechos de emisión de CO_2 (DEUE)

La reducción de emisiones de CO_2 en el sector de la energía se pueden ver reflejadas en el coste de la electricidad, e indirectamente pueden derivar en un coste adicional de la energía para la industria. Esta influencia se modela de acuerdo a la ecuación 3.22:

$$C_{indirecto} = \Delta P_{EE} \cdot I \quad [3.22]$$

donde I es intensidad en consumo de energía eléctrica de la producción (MWh/1.000 Eur), ΔP_{EE} es el aumento del precio de la electricidad debido a las restricciones de emisión de CO_2 (Lund 2.007).

Los costes indirectos pueden ser expresados como porcentaje sobre el valor de la producción a partir de la ecuación 3.23,

$$\% \text{ valor producción} = I \cdot P_{DEUE} \cdot E \cdot \varepsilon \quad [3.23]$$

donde P_{DEUE} es el precio de los derechos de emisión de CO_2 (Eur/t CO_2), E es el factor de emisión (t CO_2 /MWh) y ε la elasticidad en el traspaso de los costes directos al precio de la electricidad.

El impacto de los costes indirectos debidos al probable aumento del precio de la electricidad a causa del RCDE se ilustran en la Figura 3.15 para un valor de flexibilidad de 0,5 Eur/MWh por cada 1 Eur/t CO_2 , que representa un promedio de los valores observados. La Figura 3.15 incluye un nivel de precios de 25 Eur/t CO_2 para los derechos de emisión de carbono. Lund determina que puede significar un coste adicional de 0,5% hasta 4,2% del valor total de la producción en las industrias del acero (Lund 2.007).

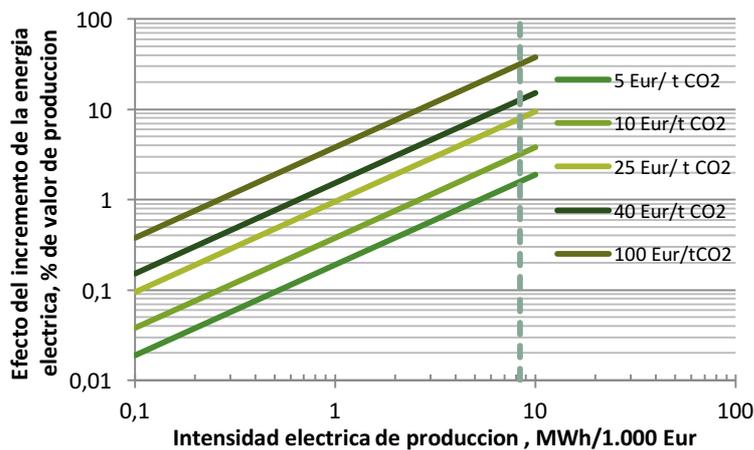


Figura 3.15 Efecto del incremento del precio de la electricidad debido a los costes de emisión de CO_2 en las industrias cloro-álcali.

En las industrias papeleras los efectos pueden ser de 0,7 a 2,1%, dependiendo de la autosuficiencia en la producción de electricidad, y en la fabricación de cemento 1,1%. El refino del petróleo está menos afectado.

Los costes indirectos son comparables a los costes directos de reducción de emisiones. Pasando a 40 Eur/tCO₂ aumenta más el impacto, pero permanece por debajo del 4% del valor de la producción a excepción de las siderúrgicas de gran consumo de electricidad.

Aplicando este tipo de análisis al sector cloro-álcali, se puede concluir que con un precio de 25 Eur/t CO₂, los costes indirectos suponen un incremento del 8 % del valor de la producción.

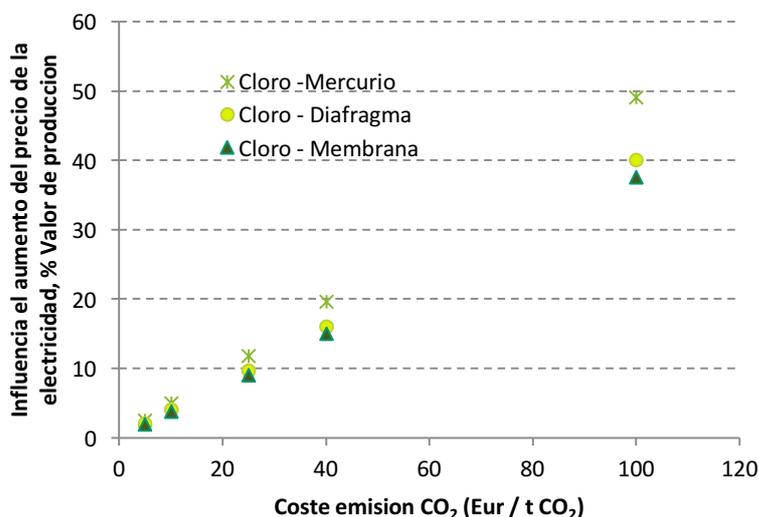


Figura 3.16 Efecto del incremento del precio de la electricidad debido a los costes de emisión de CO₂ en función de la tecnología electrocloratoria.

En la Figura 3.16 se representa el impacto de los costes indirectos asociados al RCDE sobre el proceso cloro-álcali para las tecnologías electrocloratorias convencionales.

Con el fin de evaluar la sensibilidad del proceso cloro-álcali al precio de los derechos de emisión, se plantea el análisis del índice ESE considerando una compensación de los costes indirectos nula.

Se propone traducir los costes indirectos en el porcentaje de incremento de precio de la energía eléctrica, mediante la ecuación 3.24:

$$\% P_{EE} = \frac{P_{DEUE} \cdot E \cdot \epsilon}{P_{EE}} \quad [3.24]$$

donde P_{DEUE} es el precio de los derechos de emisión de CO_2 (Eur/t CO_2), E el factor de emisión (t CO_2 /MWh), ε la elasticidad en el traspaso de los costes directos al precio de la electricidad (Eur/MWh por 1 Eur/t CO_2) y P_{EE} el precio de la energía eléctrica (Eur/MWh). Para este estudio se ha considerado una elasticidad de 0,5 y el factor de emisión europeo, 0,76 t CO_2 /MWh.

Se evalúan cuatro escenarios basados en E_2 como punto de partida, considerando precios de derecho de emisión de 5, 10, 15 y 20 Eur/t CO_2 . Los resultados se representan en la Figura 3.17.

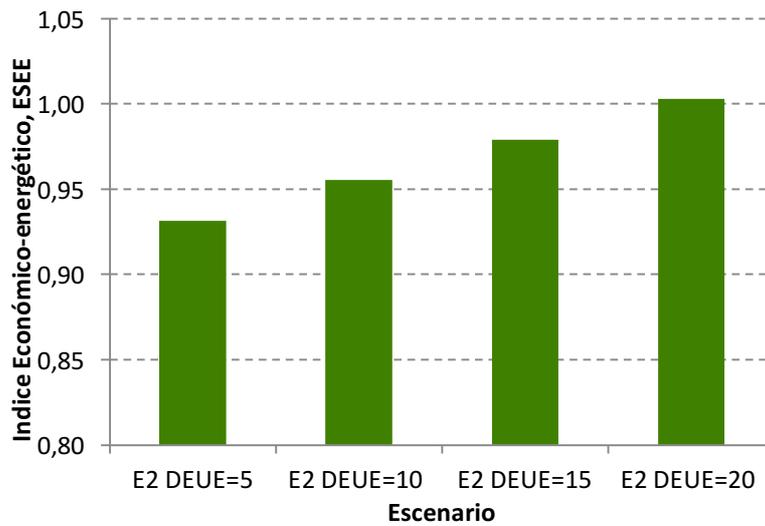


Figura 3.17 Sensibilidad del índice ESE frente al precio de los derechos de emisión (DEUE).



3.3 Discusión de resultados del capítulo 3

En el capítulo 3 se da respuesta a tres cuestiones relativas a las características del modelo descrito para la evaluación de la sostenibilidad económico-energética en el sector cloro-álcali, a la identificación de los impactos económico-energéticos de las tecnologías actuales a través de distintos escenarios representativos, y finalmente, a los potenciales impactos asociados a la tecnología emergente de cátodo despolarizado de oxígeno (CDO).

¿Cómo se puede medir la vulnerabilidad del sector cloro-álcali europeo en un marco global?

Tras un preciso análisis de las variables que influyen en los costes de producción, tanto del dicloroetano como del cloro, se constata la importante dependencia energética de este sector. La identificación de las variables principales sirve como base para el desarrollo de un modelo de Evaluación de la Sostenibilidad Energética (ESE) de la industria cloro-álcali.

El modelo propuesto integra las variables de estudio en un índice de sostenibilidad que permite evaluar y comparar la vulnerabilidad de cualquier escenario del sector cloro-álcali europeo frente a la posición promedio europea. Se trata de una herramienta robusta técnicamente y flexible desde el punto de vista del usuario, que permite su adaptación, mediante la variación de los valores de referencia empleados en la normalización, a los posibles escenarios europeos.

En el modelo no se ha integrado el consumo de oxígeno asociado a la tecnología emergente. Este aspecto, que perjudica la sostenibilidad únicamente de los escenarios de CDO, debería integrarse en posteriores revisiones del modelo.

¿Cuál es la vulnerabilidad del sector cloro-álcali europeo en el marco actual?

La vulnerabilidad del sector cloro-álcali es función de las condiciones operacionales ligadas a los consumos específicos y a la situación de precios energéticos y de materias primas. A iguales condiciones de precios, los escenarios mas vulnerables corresponden a las tecnologías con mayores consumos energéticos: la tecnología de mercurio, en relación al consumo eléctrico; y la tecnología de diafragma, en relación al consumo térmico cuando se integra la concentración del hidróxido sódico.

La calidad empleada de sal marca el precio de ésta, y a igualdad de escenarios en cuanto a tecnología, existe una sensibilidad importante de la sostenibilidad económica-energética frente a la fuente de sal.

El Régimen de Comercio de Derechos de Emisión de La Unión Europea (RCDE) afecta indirectamente a la sostenibilidad económico-energética de la industria cloro-álcali debido al traspaso de los costes de las emisiones de CO₂ del sector energético al precio de la energía. Aún con la existencia de la herramienta de compensación de los costes indirectos asociados al RCDE, la diferencia en el tratamiento y gestión de costes entre los distintos Estados miembro de la Unión Europea da lugar a un aumento de la desigualdad de la sostenibilidad económico-energética entre las distintas regiones.

¿Cual es la incertidumbre en términos de sostenibilidad económico-energética de la tecnología emergente de cátodos despolarizados de oxígeno?

Además del consumo de oxígeno como materia prima específica de la tecnología de cátodos despolarizados de oxígeno, la valorización del hidrógeno se erige como una variable fuertemente influyente en el índice de sostenibilidad económico-energética de la industria cloro-álcali. De modo que en función del escenario se puede poner en cuestión la competitividad esperada de la tecnología emergente.

En la actual reconversión del sector cloro-álcali, provocado por las regulaciones ambientales que requieren la sustitución de la tecnología de mercurio, y por la adaptación de la capacidad instalada a la situación actual de demanda, la tecnología emergente no puede considerarse como la opción óptima. Es previsible que, incluso con el avance y el desarrollo

tecnológico de dicha tecnología, no cristalice en una implantación predominante en Europa a medio plazo a la vista su sostenibilidad económico-energética y los elevados costes de inversión asociados.



3.4 Referencias del capítulo 3

- Abrell J, Weigt H **(2.008)** The Interaction of Emissions Trading and Renewable Energy Promotion. Econ. of Global Warming WP-EGW-05
- BOE **(2.015)** Orden IET/697/2.015, de 13 de abril, por la que se convocan, en el año 2.015, las subvenciones previstas en el Real Decreto 1.055/2.014, de 12 de diciembre, por el que se crea un mecanismo de compensación de costes de emisiones indirectas de gases de efecto invernadero para empresas de determinados sectores y subsectores industriales a los que se considera expuestos a un riesgo significativo de "fuga de carbono".
- Böhringer C, Rosendahl K **(2.009)** Green Serves the Dirtiest: On the Interaction between Black and Green Quotas. Cesifo Working Paper Nº. 2.837 Category 10: Energy and Climate Economics
- Bräuer W, Stronzik M, Michaelowa A **(2.001)**: Die Koexistenz von Zertifikatemärkten für grünen Strom und CO₂-Emissionen – wer gewinnt und wer verliert? Hamburgisches Welt-Wirtschafts-Archiv, HWWA Discussion Paper Nr. 96.
- Brinkmann T, Giner G, Schorcht F **(2.014)** Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Chlor-Alkali. JRC Science and Policy Reports
- CRT **(2.015)** Caux Round Table. Principles for business. Retrieved from the World Wide Web : <http://www.cauxroundtable.org/ENGLISH.htm/>.
- CE **(2.003)** Directiva 2.003/96/CE por la que se reestructura el régimen comunitario de imposición de los productos energéticos y de la electricidad.
- CE **(2.005)** Energy Balance Sheets Data 2.002–2.003. Office for Official Publications of the European Communities, Brussels.
- CE **(2.005)** Tools for composite indicators building. Institute for the Protection and Security of the Citizen Econometrics and Statistical to

Antifraud Unit. Nardo M, Saisana M.

- CE **(2.007)** European Energy and Transport Trends to 2.030. Directorate-General for Energy and Transport.
- CE **(2.011a)** Commission Staff Working Paper. Impact Assessment Accompanying the Document Directive of the European Parliament and of the Council on Energy Efficiency and Amending and Subsequently Repealing Directives 2.004/8 and 2.006/32.
- CE **(2.011b)** Commission Staff Working Paper. Annex to the Impact Assessment Accompanying the Document Directive of the European Parliament and of the Council on Energy Efficiency and Amending.
- CE **(2.012)** Directrices relativas a determinadas medidas de ayuda estatal en el contexto del régimen de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero (2.012/C 158/04)
- CE **(2.012)** Directrices relativas a determinadas medidas de ayuda estatal en el contexto del régimen de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero, C158/04.
- CE **(2.012b)** Directiva 2.012/27/UE del parlamento europeo y del consejo de 25 de octubre de 2.012 relativa a la eficiencia energética, por la que se modifican las Directivas 2.009/125/CE y 2.010/30/UE, y por la que se derogan las Directivas 2.004/8/CE y 2.006/32/CE
- CE **(2.014a)** Energy Economic Developments in Europe
- CE **(2.014b)** Energy prices and costs in Europe. Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions
- CE **(2.015)** Quarterly Report on European Electricity Markets. Market Observatory for Energy, DG Energy, Volume 8: Issue 1: first quarter 2.015.
- CE **(2.015b)** Quarterly Report on European Gas Markets. Market Observatory for Energy, DG Energy, Volume 8: Issue 1: first quarter 2.015.
- CE **(2.012b)** Directiva 2.012/27/UE del parlamento europeo y del consejo de 25 de octubre de 2.012 relativa a la eficiencia energética, por la que se

modifican las Directivas 2.009/125/CE y 2.010/30/UE, y por la que se derogan las Directivas 2.004/8/CE y 2.006/32/CE

Cefic **(2.012)** Facts and Figures 2.012 and additional analyses. The European Chemical Industry Council (CEFIC).

Cowart R **(2.011)** Prices and policies: carbon caps and efficiency programmes for Europe's low-carbon future. In: Proceedings of the ECEEE Summer Study 2.011.

CRS **(2.008)** Carbon Leakage" and trade: issues and approaches. Congressional Research Service.

Deloitte & Touche **(1.992)** ISSD. Business strategy for sustainable development: leadership and accountability for the 90s. IISD

DeJonghe C, Delarue E, Belmans R, D'haeseleer W **(2.009)** Interactions between measures for the support of electricity from renewable energy sources and CO₂ mitigation. *Energy Policy* 37,4.743–4.752.

del Rio P **(2.007)** The interaction between emissions trading and renewable electricity support schemes. An overview of the literature. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12,1.363–1.390.

Ecofys **(2.013)** European chemistry for growth: Unlocking a competitive, low carbon and energy efficient future, Cefic-The European Chemical Industry Council.

Endres A **(2.007)** Umweltökonomie. Kohlhammer, Stuttgart.

Eurochlor **(2.013)** An Eco-profile and Environmental Product Declaration of the European Chlor-Alkali Industry

Eurochlor **(2.014)** Chlorine Industry review 2.013-2.014

Eurostat **(2.015)** Energy price statistics. Eurostat Home. http://ec.europa.eu/eurostat/statistics/explained/index.php/Energy_price_statistics

Freudenberg M **(2.003)** Composite indicators of country performance: a critical assessment, OCDE, Paris.

Fritsch M **(2.011)** Marktversagen und Wirtschafts politik. Vahlen, München.

Fischer C, Newell RG **(2.008)** Environmental and technology policies for

climate mitigation. *Journal of Environmental Economics and Management* 55(2):142–162

Goulder LH, Mathai K **(2.000)** Optimal CO₂ abatement in the presence of induced technological change. *Journal of Environmental Economics and Management* 39(1):1–38

GRI **(2.002)** Sustainability reporting guidelines. Boston (MA): Global Reporting Initiative.

Hockerts K **(1.999)** The sustainability radar: a tool for the innovation of sustainable products and services. *Greener Management International*, 25 (Spring): 29-49.

Hor áth K **(2.014)** The Effect of Energy Prices on Competitiveness of Energy-Intensive Industries in the EU (chapter 9) In: Gubik, A.S. & Wach, K. (eds), *International Entrepreneurship and Corporate Growth in Visegrad Countries*. Miskolc: University of Miskolc, pp. 129-146.

IEA **(2.010)** Energy Technology Perspectives.

IEA **(2.011)** Energy Efficiency and Carbon Pricing. Information Paper, Paris.

Jacobs R, Smith P, Goddard M **(2.004)** Measuring performance: an examination of composite performance indicators. Center for Health Economics, Technical Paper Series 29.

Kemp R, Pontoglio S **(2.011)** The innovation effects of environmental policy instruments — A typical case of the blind men and the elephant?. *Ecological Economics* 72, 28-36

Konidari P, Mavrakis D **(2.006)** A multi-criteria evaluation method for climate change mitigation policy instruments. *Energy Policy* 35 (12), 14.

Labuschagne C, Brent A, van Erck R **(2.005)** Assessing the sustainability performances of industries. *Journal of Cleaner Production* 13(4), 373-385.

Lehmann P **(2.012)** Justifying a policy mix for pollution control: a review of economic literature. *Journal of Economic Surveys* 26(1),71–97.

Lehmann P, Gawel E **(2.013)** Why should support schemes for renewable electricity complement the EU emissions trading scheme. *Energy Policy* 52,597–607.

- Lund P **(2.007)** Impacts of EU carbon emission trade directive on energy-intensive industries — Indicative micro-economic analyses. *Ecological Economics* 63, 799-806
- Masiha M, Algahtani I, Melloc L **(2.010)** Price dynamics of crude oil and the regional ethylene markets. *Energy Economics* 32,1.435–1.444
- Matthes F **(2.010)** Greenhouse Gas Emissions Trading and Complementary Policies. Developing a Smart Mix for Ambitious Climate Policies. Öko-Institute.V, Berlin.
- McKinsey & Company **(2.009)** Path ways to a Low-carbon Economy. Version 2 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve. McKinsey&Company.
- OCDE **(2.008)** Handbook on constructing composite indicators: Methodology and user guide.
- OEERE **(2.012)** Benchmark the Fuel Cost of Steam generation. Advance Manufacturing. Office of Energy Efficiency and Renewable Energy. US Department of Energy. <http://www.energy.gov/>
- Oikonomou V, Flamos A, Grafakos S **(2.010)** Is blending of energy and climate policy instruments always desirable? *Energy Policy* 38(8), 4.186–4.195.
- Oikonomou V, Jepma C J **(2.007)** A frame work on interactions of climate and energy policy instruments. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 13(2),131–156.
- Perman R, Ma Y, McGilvray J, Common M **(2.011)** Natural Resource and Environmental Economics. Pearson, Essex
- Platts **(2.015)** European Power Daily. Volume 17, Issue 215. McGraw Hill Financial.
- Platts **(2.015b)** European Gas Daily. Volume 20, Issue 215. McGraw Hill Financial.
- Rathmann M **(2.007)** Do support systems for RES-E reduce EU-ETS-driven electricity prices?. *Energy Policy* 35,342–349.
- Schlag S, Yokose K **(2.005)** Chlorine/Sodium Hydroxide. CEH Marketing Report

- Sorrell S, Sijm J **(2.003)** Carbon trading in the policy mix. *Oxford Review of Economic Policy* 19(3), 420–437.
- Sorrell S, Harrison D, Radov D, Klevnas P, Foss A **(2.009)** White certificate schemes: Economic analysis and interactions with the EU ETS. *Energy Policy* 37, 29–42.
- Tomas R, Ramos F, Santos V, Gomes J, Bordado J **(2.010)** Assessment of the impact of the European CO₂ emissions trading scheme on the Portuguese chemical industry. *Energy Policy* 38, 626–632
- Thema J, Suerkemper F, Grave K, Amelung A, Vollebergh H **(2.013)** The impact of electricity demand reduction policies on the EU-ETS: Modelling electricity and carbon prices and the effect on industrial competitiveness. *Energy Policy* 60, 656–666
- Vollebergh H **(2.007)** Impacts of environmental policy instruments on technological change, OECD Report.
- VTT Processes **(2.004)** Energy in Finland: Technology, Economy and Environment.
- Warhurst A **(2.004)** Sustainability indicators and sustainability performance management. Mining, Minerals, and Sustainable Development March; no. 43.
- Williams E.D, Ayres R, Heller M **(2.002)** The 1,7 kilogram microchip: energy and material use in the production of semiconductor devices. *Environmental Science & Technology* 36, 5.504–5.510.
- Wuppertal Institute **(2.010)** Erschließung von Minderungspotenzialen spezifischer Akteure, Instrumente und Technologien zur Erreichung der Klimaschutzziele im Rahmen der nationalen Klimaschutz initiative(EMSAITEK-NKI).
- Yarime M **(2.003)** From end of pipe technology to clean technology: Effects of environmental regulation on technological change in the chlor-alkali industry in Japan and Western Europe. Phd Thesis Report, United Nations University Institute for new technologies, Maastrich

4. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS



4.1. Conclusiones

Las conclusiones generales derivadas de la presente tesis se pueden sintetizar de acuerdo a los siguientes puntos.

En relación a los retos ambientales:

- i. Considerando la industria cloro-álcali bajo una perspectiva de ciclo de vida, en términos generales los impactos ambientales están ligados al consumo energético, incluyendo la energía eléctrica y la energía térmica. La industria cloro-álcali ha centrado sus esfuerzos en una intensificación del consumo de energía eléctrica, lo que se ha traducido en una reducción del consumo de recursos naturales y de las cargas ambientales asociadas a estas. No obstante, estos esfuerzos no se han correspondido con un notable aumento de la sostenibilidad ambiental, en la medida en la que se ha acentuado el consumo de energía térmica y sus cargas asociadas.
- ii. La mejora de la sostenibilidad ambiental del proceso cloro-álcali esta ligada principalmente a las condiciones operacionales. Existen otros factores externos al propio sector, como son los mix energéticos propios de cada localización geográfica que finalmente pueden determinar e influir significativamente en el nivel de emisiones y por tanto, en la sostenibilidad ambiental de las plantas cloro-álcali.
- iii. La tecnología de mercurio presenta mayores impactos ambientales en relación a las demás tecnologías convencionales debido a la inherente presencia de mercurio en sus emisiones. En este contexto, y a fin de contribuir a la sostenibilidad global de sector, se justifica la sustitución por tecnologías libres de mercurio de acuerdo a los Convenios y Regulaciones Internacionales y a las Políticas y Directivas

Europeas en materia medioambiental.

En relación a los retos energéticos:

- iv. La integración en el modelo de toma de decisiones para la industria cloro-álcali de la dimensión económico-energética, además de la medioambiental, sugiere que la sostenibilidad del sector cloro-álcali debe integrar dichos aspectos a fin de asegurar un correcto análisis. La industria cloro-álcali es fuertemente intensiva en energía, y como tal, su sostenibilidad económico-energética esta estrechamente relacionada con sus consumos energéticos. La relación del binomio economía-energía es tal en el sector cloro-álcali, que trasciende a la supervivencia del sector en el marco europeo.
- v. La intensificación de la industria cloro-álcali se centra en la actualidad en términos energéticos. Se están realizando grandes esfuerzos en reducir los consumos energéticos, mientras que los resultados de las políticas energéticas no van en paralelo con las necesidades propias de los sectores intensivos en energía, lo que se traduce en la pérdida de competitividad de estos sectores intensivos, particularmente, como objeto de estudio en esta tesis, del sector cloro-álcali.

En relación a los retos tecnológicos:

- vi. Los desarrollos tecnológicos y las iniciativas de innovación en el sector cloro-álcali suponen un aumento en los requerimientos en la calidad de la sal como recurso natural. Esto supone un reto a nivel operacional, cuya repercusión en términos de sostenibilidad se deja notar especialmente en la etapa de producción y acondicionamiento de sal.
- vii. Los desarrollos tecnológicos puestos a disposición de la industria cloro-álcali están íntimamente relacionados con una intensificación energética del proceso de fabricación que supone un incremento de los costes de inversión, y que han de

ser analizados en el proceso de toma de decisión considerando las dimensiones ambiental y económico-energética.

- viii. El desarrollo de una tecnología emergente basada en cátodos despolarizados de oxígeno (CDO) se traduce en consumos energéticos menores. Sin embargo, considerando una expansión del sistema para integrar el hidrógeno, y con ello su valorización, podría poner en cuestión la mejora de la sostenibilidad tanto ambiental como económico-energético de dichos desarrollos tecnológicos.



4.2. Perspectivas

Se plantea la necesidad de una optimización de la sostenibilidad integrando las variables ambientales y económico-energéticas en un único indicador ambiental que permita y facilite la toma de decisiones en la industria cloro-álcali. Por otro lado, y a fin e completar las tres dimensiones de la sostenibilidad, es necesaria la introducción de la variable social en el análisis.

Es previsible el desarrollo de una tecnología emergente basada en cátodos despolarizados de oxígeno (CDO), pero no esperable su implantación en Europa a medio plazo. Tras una fuerte reconversión del sector para la sustitución de la tecnología de mercurio, la industria requerirá de fuertes motivaciones para asumir inversiones que tendrían como objetivo la intensificación energética del proceso. El esfuerzo requerido a la industria europea, y que impacta de lleno en su competitividad, deberá ir acompañado de una protección por parte de los estados miembros frente a los factores externos mediante el desarrollo y aplicación de distintas herramientas políticas y/o financieras como aranceles o el fortalecimiento del Reglamento REACH.

Para dar respuesta a la necesidad de un planteamiento sostenible del sector bajo una perspectiva de ciclo de vida, es necesaria una planificación estratégica en cuyo proceso de toma de decisiones se involucre a todos los actores: el sector productivo, los poderes públicos y las organizaciones sociales. En el contexto europeo, tanto a nivel de Comisión Europea como por parte de sus Estados miembros, deberá intensificarse el apoyo a la investigación y al desarrollo en colaboración con la industria y los centros de conocimiento, liderando y acompañando el futuro de su industria.

ANEXO:
TRANSFERENCIA DE
CONOCIMIENTO



Anexo: Transferencia de conocimiento

La presente tesis doctoral responde a los estándares y características de un proyecto de doctorado industrial, en el que se da respuesta a las necesidades del binomio universidad-industria.

Por un lado, el mundo académico puede contribuir al desarrollo del entorno incrementando la capacidad innovadora de su tejido socioeconómico; facilita la formación al personal investigador que tiene que enfrentarse a retos altamente complejos, a menudo interdisciplinarios y con unos requerimientos de viabilidad y calidad exigentes; y establece y fortalece sus relaciones con la industria asumiendo como reto la mejora continua en el entorno de su ámbito de conocimiento.

De otra parte, la industria y el personal en formación investigador de la industria tienen la posibilidad de trabajar conjuntamente con personal investigador de alto nivel científico y en vanguardia del conocimiento; atrae y contribuye a formar personas de gran potencial para mejorar la competitividad y la internacionalización de la empresa; y crea puentes de colaboración con científicos que pueden ser aliados estratégicos de futuro.

En este contexto, durante la realización de esta tesis doctoral se han desarrollado distintas actividades estableciéndose sinergias en el campo profesional y en el campo académico.

A1. Actividades en el campo profesional

- i. **Onandía R.** Proyecto de Conversión de planta cloro-álcali (250 kt/año) de tecnología de mercurio a tecnología bipolar de membranas. Tavaux (Francia), 2.011-2.012
- ii. **Onandía R.** Responsabilidad de la Planta de producción de sal a partir de residuos de potasa. Suria (España), 2014-2016.

- iii. **Onandía R.** Responsabilidad de la Unidad de producción cloro-álcali de tecnología de mercurio (217 kt/año). Martorell (España), 2014-2016.

A2. Actividades en el campo académico

A2.1 Comunicaciones a congresos

- i. **Onandía R**, Aldaco R, Irabien A. Analysis of the Spanish electric energy market liberalization on Chlor-Alkali industry. 19 International Congress of Chemical and Process Engineering (CHISA 2.010)-7 European Congress of Chemical Engineering (ECCE-7). Praga, República Checa, 28 agosto-1 septiembre 2.010.
- ii. **Onandía R**, Aldaco R, Margallo M, Irabien A. Energy, key factor on Chlor-alkali Industry Sustainability and future. 10th Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems (SDEWES 2.015). Dubrovnik (Croacia) 27 Septiembre-3 Octubre 2.015.
- iii. **Onandía R**, Margallo M, Laso J, Aldaco R, Irabien A. Evaluating emergent technologies under a life cycle approach: the chlor-alkali electrolysis using oxygen depolarized cathodes (ODC). Ecobalance 2.016. 3-6 octubre 2.016.

A2.2. Conferencias impartidas

- i. **Onandía R.** Chlor-alkali industry and energy. Departamento de Ingenierías Química y Biomolecular, Universidad de Cantabria. Master Universitario en Ingeniería Química "Producción y Consumo Sostenible". Santander, 19 de noviembre de 2.013.

A2.3 Publicaciones científicas

- i. **Onandía R**, Aldaco R, Irabien A. **(2.010)**. Impact analysis of the Spanish electric energy market liberalization on chlor-alkali industry (2.010). Chemical Engineering Transactions, 21 85-90.
- ii. Margallo M, **Onandía R**, Aldaco R, Irabien A. **(2.016)**. Are sustainable the energy-intensive industrial processes in the current energetic and environmental framework? The case study of the chlor-alkali industry. Energy & Environmental Science (Enviado enero de 2.016. *En revisión*).

