



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS
INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS BÁSICAS Y APLICADAS
CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

**EVALUACIÓN AMBIENTAL DE UN SISTEMA DE
TRATAMIENTO DE AGUA SALOBRE POR NANOFILTRACIÓN
Y ENERGÍA SOLAR EN SAMALAYUCA, CHIHUAHUA**

**TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN SUSTENTABILIDAD ENERGÉTICA**

ALEJANDRA SANTAMARÍA ISLAS

DIRECTOR

DR. ROSENBERG JAVIER ROMERO DOMÍNGUEZ

CODIRECTOR

DR. ANTONIO RODRÍGUEZ MARTÍNEZ

SINODALES:

DR. JESÚS CEREZO ROMÁN

DR. ULISES DEHESA CARRASCO

DRA. CRISTINA DE LA RÚA LOPE

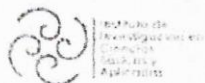
CUERNAVACA; MORELOS

JUNIO, 2020



INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS BÁSICAS Y APLICADAS

Jefatura de Posgrado en Sustentabilidad Energética



1919-2019: en memoria del General Emiliano Zapata Salazar

Cuernavaca, Morelos, a 27 de noviembre de 2019.

DR. DIEGO SEURET JIMÉNEZ
COORDINADOR DEL POSGRADO EN
SUSTENTABILIDAD ENERGÉTICA
P R E S E N T E

Atendiendo a la solicitud para emitir DICTAMEN sobre la revisión de la TESIS titulada "EVALUACIÓN AMBIENTAL DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUA SALOBRE POR NANOFILTRACIÓN Y ENERGÍA SOLAR EN SAMALAYUCA, CHIHUAHUA" que presenta la alumna **Alejandra Santamaría Islas**, para obtener el título de la **Maestría en Sustentabilidad Energética**

Nos permitimos informarle que nuestro voto es:

NOMBRE	DICTAMEN	FIRMA
DR. ANTONIO RODRÍGUEZ MARTÍNEZ	Aprobatorio	
DR. JESÚS CEREZO ROMÁN	Aprobatorio	
DR. ULISES DEHESA CARRASCO (Catedrático CONACYT - IMTA)	Aprobatorio	
DRA. CRISTINA DE LA RÚA LOPE (Technische Universität München)	Aprobatorio	
DR. ROSENBERG JAVIER ROMERO DOMÍNGUEZ	Aprobatorio	

PLAZO PARA LA REVISIÓN 20 DÍAS HÁBILES (A PARTIR DE LA FECHA DE RECEPCIÓN DEL DOCUMENTO)

NOTA. POR CUESTION DE REGLAMENTACIÓN LE SOLICITAMOS NO EXCEDER EL PLAZO SEÑALADO, DE LO CONTRARIO LE AGRADECEMOS SU ATENCIÓN Y NUESTRA INVITACIÓN SERÁ CANCELADA.

ECMC*MLGE/nmc.

Av. Universidad 1001 Col. Chamilpa Cuernavaca Morelos México. 62209
Tel (777) 329 70 00. Ext 6212 / correo: merle.garcia@uaem.mx

UA
EM

RESUMEN

La localidad de Samalayuca, Chihuahua, se caracteriza por ser una región árida con una precipitación anual de 257 mm. En algunas partes de esta zona, la extracción de agua se realiza de forma individual o familiar y en algunos casos, excede los límites permisibles en las normas existentes comprometiendo su viabilidad para irrigación agrícola y para consumo humano. Aunado a esto, para algunos habitantes de esta localidad, el acceso al agua es por medio de camiones cisterna, lo que da cuenta del problema de disponibilidad hídrica local. Actualmente, las tecnologías de desalinización con energías renovables pueden ayudar a aumentar la disponibilidad hídrica en zonas alejadas de la red eléctrica o hidráulica, específicamente, los sistemas de tratamiento por membrana impulsados con fuentes de energías limpias, como la solar fotovoltaica (FV).

En este trabajo, se realiza la evaluación del impacto ambiental por medio del *análisis de ciclo de vida* (ACV), de un sistema de tratamiento de agua salobre por nanofiltración y energía solar fotovoltaica (NF-FV) instalado en Samalayuca, Chihuahua. El desarrollo del ACV se realiza conforme a las fases establecidas por la Organización Internacional de Normalización, la ISO 14040 e ISO 14044 y se utiliza el software SimaPro® versión 8.0.4.30.

Se evalúan las cargas ambientales generadas por el sistema de nanofiltración bajo tres diferentes modelos de producción de electricidad: mix eléctrico 2018, mix eléctrico 2032 y 100% energía solar (fotovoltaica). Así mismo, se comparan los impactos ambientales generados considerando un tiempo de vida útil para las membranas de: 6 meses (peor escenario), 2 y 4 años. Se evalúa el impacto ambiental cuando se considera un tratamiento químico para las membranas, aplicado cada 6 meses, pero sin realizar un reemplazo de las mismas. Por último, se cuantifica la demanda energética acumulada durante el ciclo de vida del sistema NF-FV.

En la evaluación de ciclo de vida se contempla la etapa de construcción y operación del sistema NF-FV. Los flujos de entrada y salida (inputs-outputs) se obtuvieron durante el diseño, la simulación y un estudio de campo del sistema desalinizador, dicha información se adaptó a la base de datos de Ecoinvent versión 3.5 (2018). Para la evaluación de los impactos se utilizó el método ReCiPe, con factores de caracterización a escala global y, para evaluar el consumo o la demanda de energía acumulada se eligió el método Cumulative Energy Demand (CED).

Los resultados indicaron que, cuando la energía proviene de la quema de combustibles fósiles, las emisiones por la etapa de operación son significativas en todas las categorías de impacto evaluadas, sobre todo en la categoría de cambio climático. Sin embargo, si el sistema NF opera con energía proveniente de una fuente limpia, el impacto ambiental se reduce significativamente.

Considerar una vida útil para las membranas a 2 años y 4 años genera menores emisiones en la categoría de agotamiento de ozono, en comparación con una vida útil de 6 meses, resultado de la emisión de clorofluorocarbonos (CFC), gases responsables de la destrucción de la capa de ozono. El tratamiento químico para las membranas (sin reemplazo de éstas) genera emisiones en la categoría de cambio climático.

La demanda de energía acumulada durante el ciclo de vida del sistema NF-FV proviene de la etapa de operación, esta etapa demanda la mayor cantidad de energía primaria proveniente de la energía solar.

ABSTRACT

The town of Samalayuca, Chihuahua, is characterized by being an arid region with an annual rainfall of 257 mm. In some parts of this area, water extraction is carried out individually or in a family manner and in some cases, it exceeds the permissible limits in existing standards, compromising its viability for agricultural irrigation and for human consumption. In addition to this, for some inhabitants of this town, access to water is through tank trucks, which accounts for the problem of local water availability. Currently, renewable energy desalination technologies can help increase water availability in areas far from the electrical or hydraulic network, specifically, membrane treatment systems powered by clean energy sources, such as solar energy by photovoltaic system (PV).

In this work, the environmental impact assessment is carried out through the *Life Cycle Assessment* (LCA) of a brackish water treatment system by nanofiltration and photovoltaic solar energy (NF-PV) installed in Samalayuca. LCA development is carried out according to the phases established by the *International Organization for Standardization*, ISO 14040 and ISO 14044 and the SimaPro® software tool version 8.04.30 is used.

The evaluation compares the environmental loads generated by the nanofiltration system under three different models of electricity production: electric mix 2018, electric mix 2032 and 100% solar energy (PV). Likewise, the generated environmental impact is compared when considering a useful lifetime for membranes of 6 months (worst case scenario), 2 and 4 years. The impact is evaluated by considering as an option a chemical treatment for the membranes every 6 months, without replacing them. Finally, the accumulated energy demand during the life cycle of the system is quantified.

The evaluation includes the stage of construction and operation of the NF-PV system. The input and output flows were obtained based on the data during the

design, simulation and experimental tests of the system. The information was adapted to the Ecoinvent database version 3.5 (2018). For the impact assessment, the ReCiPe method was used with characterization factors on a global scale and to assess the consumption or demand for accumulated energy, the Cumulative Energy Demand (CED) method was chosen.

The results indicated that when energy comes from the burning of fossil fuels, emissions from the operating stage are significant in all selected impact categories, especially in climate change. If the NF system operates with energy from a clean source, the environmental impact is significantly reduced. To consider a useful life for the membranes of 2 and 4 years generates lower emissions in ozone depletion category, in comparison with a useful life of 6 months, resulting from the emission of chlorofluorocarbons (CFCs), these gases are responsible for the destruction of the ozone layer. The chemical treatment for membranes without replacing them generates high emissions in climate change category.

The cumulative energy demand in life cycle of the NF-PV system comes from the operation stage, this stage demands the greatest amount of primary energy coming from solar energy.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco de manera muy especial a mi director de tesis; el Dr. Rosenberg Javier Romero Domínguez, por darme la oportunidad para trabajar en este proyecto tan importante, por el tiempo, la atención, la guía, y, sobre todo, por su apoyo incondicional durante mi preparación en el posgrado y durante la realización de este proyecto. Infinitamente gracias por toda su dedicación y valioso acompañamiento en esta importante etapa profesional.

Agradezco a mi codirector de tesis; el Dr. Antonio Rodríguez Martínez, por la oportunidad de unirme y colaborar en este proyecto. Por hacerme partícipe de éste, enseñándome día a día lo importante y valioso que es el trabajo en equipo, la coordinación y, principalmente, la confianza durante la realización de tan esperado proyecto. Mi especial gratitud.

De manera muy personal, quiero agradecerles a mi director y codirector de tesis por permitirme ser parte de este gran equipo. Especialmente, agradecer todas las puertas que nos abren a nosotros los estudiantes, a fin de conocer, aprender, de crecer personal y profesionalmente. Soy un afortunado testigo de la motivación y el entusiasmo que depositan en cada proyecto, así como, de un inigualable compromiso con cada uno de nosotros los estudiantes, brindando siempre el tiempo y apoyo necesarios durante nuestra formación profesional. Sin duda alguna, me llevo por siempre muy valiosas experiencias, atesorándolas de manera profesional y personal, muchas gracias.

Quiero agradecer al Dr. Ulises Dehesa Carrasco por confiar en mí para poder participar en un proyecto tan importante, del cual soy testigo de todo el tiempo y entrega que le ha dedicado. Gracias por tan valiosos conocimientos compartidos, por el tiempo, por el compromiso y la orientación. Gracias por el contagio para seguir intentando ante cualquier circunstancia y, sobre todo, por demostrar siempre el gran y valioso ingenio mexicano.

Agradezco al Dr. Jesús Cerezo Román por su participación, sus asesorías en este proyecto, por su valiosa y muy puntual atención, siempre en tiempo y forma, con aportaciones oportunas para la realización y avance del proyecto. Por la atención y por su importante participación durante el aprendizaje en el posgrado.

Agradezco a la Dra. Esmeralda Sánchez Rendón y al Dr. Luis Ernesto Cervera Gómez tan incondicional apoyo, han sido la pieza clave para la realización de tan importante y esperado proyecto. Así mismo, quiero agradecerles la confianza y oportunidad para participar en el mismo y por compartir uno de los momentos más esperados de este proyecto; ver tomar agua limpia a la Sra. Carolina.

Especial agradecimiento a la Dra. Cristina de la Rúa Lope, trabajar con ella fue una de las experiencias más gratas durante esta gran etapa. Su forma de trabajo me deja un agradable método de aprendizaje. Me llevo experiencias muy gratificantes durante mi formación en la maestría, una de ellas fue encontrarme con personas muy abiertas y dispuestas a trabajar con actitud, confianza y, principalmente, apoyo incondicional.

A todas y todos, gracias por esta gran oportunidad, me llevo, además de atesorados conocimientos, una muy grata e inigualable etapa profesional y personal.

Por último, quisiera expresar mi gratitud:

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y a la Secretaría de Energía (SENER) por la beca otorgada durante mis estudios de posgrado. Sin duda alguna, esta beca es uno de los pilares más importantes para cada uno de nosotros los estudiantes durante nuestra formación. Gracias por darnos la oportunidad de crecer profesionalmente recibiendo un apoyo por nuestros resultados y logros. Considero que es importante mencionar que debemos valorar y agradecer que México es uno de los pocos países que nos apoyan para seguir estudiando y aprendiendo.

A la Red Temática Conacyt de Sustentabilidad Energética, Medio Ambiente y Sociedad (Red SUMAS), número de proyecto 293876. Gracias por permitirme formar parte de una red de conocimientos cuyos compromisos están sumamente enfocados al análisis y planteamiento de alternativas para resolver las problemáticas energéticas, con un indudable enfoque sustentable. Gracias por las oportunidades, herramientas y apoyos proporcionados durante este proyecto.

Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) y al proyecto 879 de Problema Nacionales.

Al Proyecto No. 1772: Desarrollo de un Sistema Desalador modular híbrido de NF y MD asistidos con energía solar.

Al proyecto CIC 2018, por el apoyo económico recibido.

DEDICATORIAS

*A mis **padres**, gracias por permitirme conocer el significado de esa maravillosa palabra...muy agradecida con la vida por permitirme crecer, vivir, aprender y reír a su lado. Atesoro su amor, su guía y apoyo en esta vida. Ahora yo les dedico el resultado de uno de los momentos más anhelados e importantes en este instante de mi vida. Los amo...*

Índice

Lista de Figuras	14
Lista de Tablas	16
CAPÍTULO I. ANTECEDENTES	17
1.1 Introducción	17
1.2 Casos de estudio	21
1.2.1 Impactos ambientales del proceso de destilación de agua de mar y osmosis inversa	21
1.2.2 Análisis de ciclo de vida como herramienta de gestión ambiental en la producción de agua potable	21
1.2.3 Evaluación del ciclo de vida de tecnologías de desalinización integradas con sistemas de producción de energía	22
1.2.4 Análisis de ciclo de vida de tecnologías de desalinización integradas con energías renovables	22
1.2.5 Evaluación de ciclo de vida de la energía de sistemas alternativos para suministro de agua	23
1.2.6 Reducción de los impactos ambientales de la desalinización por ósmosis inversa mediante el uso de recursos de agua salobre subterránea	24
1.2.7 Evaluación de ciclo de vida de la desalinización de agua de mar en Australia Occidental	25
1.2.8 Análisis de ciclo de vida ambiental de desalinización de agua salobre por ósmosis inversa con diferentes modelos de producción de electricidad	25
1.2.9 Análisis de ciclo de vida ambiental de una planta de desalinización de agua de mar por ósmosis inversa alimentada con energía renovable	26
1.2.10 Análisis de ciclo de vida de los sistemas de filtración por ósmosis inversa: un caso de estudio en un campus universitario	27
1.2.11 Evaluación del impacto ambiental de un sistema de tratamiento de agua subterránea con nanofiltración	28
1.2.12 Evaluaciones del impacto ambiental con el análisis de ciclo de vida en México	29

1.3 Planteamiento del problema	31
1.4 Justificación	33
1.5 Hipótesis.....	33
1.6 Objetivo general.....	34
1.6.1 Objetivos Particulares.....	34
CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO	35
2.1 Procesos de tratamiento de agua por desalinización	35
2.1.1 Procesos de desalinización por membrana	36
2.1.2 Membrana en espiral	37
2.2 Nanofiltración.....	39
2.2.1 Membranas para nanofiltración.....	40
2.2.2 Aplicación de nanofiltración para producción de agua potable.....	43
2.3 Energías renovables para desalinización de agua	44
2.3.1 Energía solar para desalinización de agua	47
2.4 Nanofiltración Fotovoltaica (NF-FV).....	50
2.5 Aspectos de salud y medio ambiente	51
2.6 Análisis de ciclo de vida.....	53
2.7 Origen del análisis de ciclo de vida	56
2.8 ISO 14000:2006 Gestión ambiental-Análisis de ciclo de vida	59
2.9 Toma de decisiones sobre la metodología del ACV	61
2.10 Fases de un ACV.....	62
2.10.1 Fase I. Definición de objetivo y alcance	62
2.10.2 Fase II. Análisis de inventario de ciclo de vida (ICV).....	64
2.10.3 Fase III. Evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV)	68
2.10.3.1 Selección de categorías de impacto.....	68
2.10.3.2 Selección de indicadores de impacto.....	72
2.10.3.3 Clasificación	75
2.10.3.4 Caracterización.....	75
2.10.4 Fase IV. Interpretación de resultados	76
2.11 Bases de datos para un ACV	77
2.12 Ecoinvent.....	78

2.13 Software para ACV	80
2.14 SimaPro®	81
2.14.1 Métodos de evaluación de impacto en SimaPro®	81
2.14.1.2 Cumulative Energy Demand (CED)	85
2.15 Consideraciones del ACV	85
CAPÍTULO III. METODOLOGÍA	87
3.1 Revisión del estado del arte	87
3.2 Descripción del área de estudio	89
3.3 Caracterización del sistema de tratamiento de agua por membrana	89
3.4 Aplicación y desarrollo del análisis de ciclo de vida (ACV)	90
CAPÍTULO IV. RESULTADOS	91
4.1 Descripción del área de estudio	91
4.2 Análisis de ciclo de vida de un sistema de desalinización por nanofiltración con energía solar (NF-FV) en Samalayuca, Chihuahua, México	99
4.2.1 Fase I. Definición de objetivo y alcance	99
4.2.2 Fase II. Análisis de inventario de ciclo de vida (ICV)	104
4.2.3 Fase III. Evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV)	108
4.2.4 Fase IV. Interpretación de resultados	109
CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	123
5.1 Recomendaciones	126
6. Referencias	127
Anexo 1. Productos de la tesis	136

Lista de Figuras

Figura 1. Clasificación de los procesos de desalinización de agua.....	35
Figura 2. Vista en corte de un elemento de membrana en espiral.....	37
Figura 3. Gama efectiva de procesos y aplicaciones de membranas	38
Figura 4. Membranas de nanofiltración de poliamida y de cerámica	42
Figura 5. Combinaciones de recursos energéticos renovables con tecnologías de desalinización	46
Figura 6. Recursos energéticos renovables para desalinización	47
Figura 7. Diagrama esquemático de una unidad de OI con un sistema FV .	48
Figura 8. Tecnología de desalinización con energía solar en todo el mundo	49
Figura 9. Etapas del ciclo de vida de un producto.....	53
Figura 10. Distintos alcances en el desarrollo de un ACV	54
Figura 11. Estructura de un ACV	60
Figura 12. Plantilla general de un proceso unitario. Fase de ICV	66
Figura 13. Elementos de la Fase III. Evaluación de impacto del ciclo de vida	69
Figura 14. Esquema de la clasificación y caracterización en la fase del AICV.	73
Figura 15. Métodos de evaluación en SimaPro	82
Figura 16. Categorías de impacto que se cubren en el método ReCiPe	84
Figura 17. Diagrama de flujo de las etapas de la evaluación ambiental	88
Figura 18. Ubicación de Samalayuca.....	91
Figura 19. Rancho Dos Amigos. Cuencas delimitadas por el área de drenaje utilizando el cálculo de dirección.....	95
Figura 20. Radiación solar de verano en Chihuahua	96
Figura 21. Representación esquemática del sistema NF-FV para el tratamiento de agua salobre en Samalayuca, Chihuahua	98
Figura 22. Escenarios para el ACV ambiental del sistema NF-FV	101

Figura 23. Límite del sistema para el ACV	103
Figura 24. Resultados del análisis de impacto del sistema NF-FV	110
Figura 25. EICV en los escenarios base, energía y membrana	111
Figura 26. Contribución al agotamiento de capa de ozono del escenario membrana 6 meses	113
Figura 27. Evaluación de impacto. Escenarios base, membrana y energía	114
Figura 28. Evaluación de impacto en la categoría de cambio climático para las tres etapas que componen al sistema NF-FV.....	115
Figura 29. EICV por el mantenimiento de las membranas con mix 2018...	116
Figura 30. EICV para el escenario mantenimiento con 100% FV	117
Figura 31. Estimación de la CED del sistema NF-FV.....	118
Figura 32. CED del sistema NF-FV para el escenario energía.	120
Figura 33. Estimación de la DEA para el <i>escenario membrana</i>	122

Lista de Tablas

Tabla 1. Ejemplo de selección de categorías de impacto.....	64
Tabla 2. Metodologías de impacto.....	65
Tabla 3. Categorías de impacto ambiental. Unión Europea	70
Tabla 4. Factores de caracterización en la categoría de calentamiento global	74
Tabla 5. Ejemplos de categorías de impacto, identificando puntos finales e indicadores de categoría.....	75
Tabla 6. Clasificación de los resultados según su relevancia.....	77
Tabla 7. Concesiones para el uso del acuífero Samalayuca 0810	92
Tabla 8. Resultados de análisis de una muestra de agua potable disponible	94
Tabla 9. Supuestos del sistema NF-FV	105
Tabla 10. Inventario de ciclo de vida del sistema NF-FV.....	106
Tabla 11. ICV para la generación de energía eléctrica en México	107
Tabla 12. Categorías de impacto de punto medio seleccionadas para el estudio	109
Tabla 13. Resultados de análisis de impacto para escenario base	109
Tabla 14. Demanda de energía acumulada del sistema NF-FV	118
Tabla 15. Demanda de energía acumulada. Sistema NF-FV. Escenario energía mix 2018	119
Tabla 16. Demanda de energía acumulada. Sistema NF-FV. Escenario energía mix 2032	119
Tabla 17. Demanda energética acumulada. Escenario membrana 6 meses	121
Tabla 18. Demanda energética acumulada. Escenario membrana 4 años	122

CAPÍTULO I. ANTECEDENTES

1.1 Introducción

El agua y la energía son recursos esenciales para la vida humana. Se han convertido en la fuerza impulsora para el desarrollo social, económico y cultural de nuestra civilización (Afgan *et al.*, 2004).

El agua desempeña un papel vital en el cumplimiento de las necesidades básicas para la humanidad. Es así como históricamente, los recursos hídricos han determinado la localización de los asentamientos humanos (Alfie, 2005). Sin embargo, factores como el crecimiento demográfico, la falta de consciencia en el uso de este recurso, la contaminación y el deterioro del mismo, etc., nos sitúan en un punto en donde la escasez y la contaminación de aguas superficiales y de mantos acuíferos se presentan como algunos de los mayores retos del siglo XXI (Alfie, 2005).

Los recursos hídricos superficiales y subterráneos disponibles son renovables, pero es importante mencionar que no hay un acceso equitativo y consciente a éstos, lo que conlleva a que en algunos países en todo el mundo se enfrenten a un creciente estrés hídrico. Las regiones áridas, por ejemplo, dependen únicamente de la extracción de agua subterránea para uso doméstico y consumo humano. Por ello, es importante conocer la calidad de la misma, ya que el agua subterránea en esas regiones contiene impurezas tales como sólidos disueltos, en suspensión, metales pesados, entre otras. Por esta razón, el agua debe ser analizada y tratada antes de ser utilizada y destinada para consumo humano (Bhakar *et al.*, 2016).

México es un país que presenta desigualdad en el acceso y la distribución del agua, además de serios problemas con la cantidad y sobre todo con la calidad de ésta en las últimas décadas. CONAGUA (2011) indica que existen cuatro

regiones que presentan un nivel alto de vulnerabilidad a los problemas de desertificación y sequía en el país.

Dentro de estas regiones se encuentra la cuenca del Río Conchos, en el árido estado de Chihuahua, la región hidrológica más importante del norte de México, con una precipitación anual de 363 mm. Debido a sus características geográficas y climatológicas se convierte en una zona de especial atención, dado que presenta altos niveles de vulnerabilidad por las frecuentes sequías, lo que dificulta el abastecimiento del 92% de sus necesidades, pues dependen especialmente del agua subterránea para alcanzar este porcentaje.

En el estado de Chihuahua se encuentra una localidad llamada Samalayuca, la cual está ubicada en la parte norte desértica; a 52 kilómetros al sur de Ciudad Juárez. Esta zona se caracteriza por ser árida y extremosa con presencia de lluvias generalmente en verano, obteniendo 58.9% de la precipitación media anual correspondiente a tan sólo 257 mm (CONAGUA, 2015).

El agua subterránea que está presente en este territorio varía entre dulce y salada. En los pozos con mayor profundidad es posible encontrar agua sulfatada sódica, mientras que el agua sulfatada cálcica predomina en los pozos menos profundos (CONAGUA, 2002), lo que no la hace propicia para consumo humano. Por esta razón, es importante el tratamiento del influente, para que pueda ser utilizada dentro de los hogares o en la agricultura, ya que algunas familias del lugar adquieren agua por medio de la compra de camiones cisterna para el consumo dentro de su vivienda.

Frente a este panorama, es necesario realizar un análisis y tratamiento del agua antes de ser destinada para uso doméstico, agrícola y consumo humano. Dadas las condiciones hídricas en algunas partes de las regiones desérticas, la desalinización por membrana para la eliminación de contaminantes es una

tecnología que contribuye positivamente a aliviar la escasez de agua de calidad en estos lugares (Bhakar *et al.*, 2016).

El proceso de desalinización por ósmosis inversa a baja presión (OI_{BP}) o nanofiltración (NF) se ha convertido en una solución válida para el problema de la escasez de agua de forma autónoma, debido a que se puede aprovechar el recurso solar de zonas remotas con potencial para la instalación de sistemas fotovoltaicos. Esto permite diseñar y construir sistemas más sencillos con aplicaciones a pequeña escala en áreas alejadas de la red eléctrica y/o hidráulica (Dehesa *et al.*, 2016).

Los sistemas de tratamiento de agua por nanofiltración con energía solar son una alternativa para proporcionar agua de calidad de forma independiente para aliviar la escasez de agua en zonas desérticas. Sin embargo, es ineludible pensar en producir agua potable a partir de la tecnología de desalinización de manera sustentable, siendo esto, uno de los desafíos más importantes e inmediatos a tratar en la actualidad.

Aunque los sistemas de desalinización podrían ser una solución, es primordial analizar mediante una evaluación sistemática los impactos ambientales que éstos generan, asociados principalmente a su demanda energética y a la eliminación de salmuera (desecho), siendo de interés para el ambiente natural y sobre todo para la salud humana. Estas evaluaciones pueden contribuir a estrategias potenciales que ayuden a mejorar el proceso general de desalinización durante todo su ciclo de vida, disminuyendo los impactos ambientales (Zhou *et al.*, 2011).

El *análisis de ciclo de vida* (ACV) es una herramienta que permite cuantificar y comparar los impactos ambientales durante el ciclo de vida de un producto o de la realización o suministro de un servicio, pudiendo contener todas las etapas: materia prima, operaciones, residuos, es decir, desde la extracción de recursos hasta su disposición final, incluido el consumo de energía y

considerando las emisiones al aire, agua y suelo (Curran, 2008; Martínez-Gómez, 2017).

Esta técnica de evaluación se ha utilizado ampliamente para diversos procesos de tratamiento de agua por membrana, específicamente, tratamiento por ósmosis inversa. En estos estudios se han evaluado datos recopilados del suministro de agua, así como la demanda y el consumo de energía. Los resultados han contribuido a la comprensión y conciencia de los impactos ambientales y de los efectos negativos y positivos de estos sistemas durante el ciclo de vida del proceso de purificación de agua (Bhakar *et al.*, 2016).

Es importante mencionar que México ha tenido avances en el uso del ACV para la toma de decisiones en el ámbito gubernamental, industrial y académico, principalmente en la investigación. Muchos de los esfuerzos del ACV tienen un enfoque en temas de gestión de residuos, sistemas de energía, análisis de huella de carbono y agua, con el objetivo de lograr un consumo y producción sostenibles (Güereca *et al.*, 2015).

Cabe resaltar que en México no se tiene un registro de la evaluación de impacto ambiental de un sistema de desalinización con energía renovable instalado en el norte del país. Dicho lo anterior, el presente trabajo aborda la evaluación del impacto ambiental mediante el ACV, de un sistema de desalinización por nanofiltración para el tratamiento de agua salobre, utilizando como fuente de abastecimiento energético un sistema solar fotovoltaico, en la localidad de Samalayuca, municipio de Juárez, Chihuahua. Una comunidad en donde actualmente algunas familias no cuentan con infraestructura hidráulica, ni con agua de calidad.

El análisis de ciclo de vida del sistema de nanofiltración con energía solar (NF-FV) se realiza siguiendo la metodología según las normas ISO 14040 e ISO 14044.

1.2 Casos de estudio

El *análisis de ciclo de vida* (ACV) ha sido utilizado desde la década de 1990 para estudiar el proceso de desalinización de agua de mar. Específicamente, para comparar dos procesos de desalinización: destilación térmica y ósmosis inversa. Así mismo, se han hecho varios intentos para estimar cuantitativamente los impactos ambientales de las plantas de desalinización utilizando el ACV (Zhou *et al.*, 2011).

1.2.1 Impactos ambientales del proceso de destilación de agua de mar y osmosis inversa

Morton y colaboradores (1997) compararon las descargas marinas y atmosféricas de dos plantas desalinizadoras de agua de mar en el Medio Oriente; destilación flash múltiple etapa (MSF, por sus siglas en inglés) y ósmosis inversa (OI). Con este estudio, identificaron que el proceso de membrana tiene ventajas sobre el proceso de destilación MSF en términos de descargas, tanto marinas como atmosféricas. Los autores indican que el proceso de desalinización está directamente relacionado con el requerimiento energético, concluyeron que la OI tiene un equivalente más pequeño en consumo de energía que la MSF, por tal motivo, los impactos asociados al primer proceso son menores.

1.2.2 Análisis de ciclo de vida como herramienta de gestión ambiental en la producción de agua potable

Friedrich (2002) utilizó el ACV para calcular y comparar las cargas ambientales resultantes de dos métodos empleados para producir agua potable en Sudáfrica; método convencional y método membrana.

Durante el análisis, el autor consideró todos los insumos (materias primas y energía) y productos (emisiones al aire, agua y suelo). Señaló que las entradas y salidas (inputs-outputs) causan diferentes impactos ambientales tomando en

cuenta las siguientes categorías de impacto: calentamiento global, agotamiento de la capa de ozono, formación de smog, acidificación, enriquecimiento de nutrientes, ecotoxicidad y toxicidad humana.

Los resultados indicaron que el principal contribuyente a la carga ambiental es la generación de electricidad. Concluyó que, para aumentar la producción de agua potable es necesario aumentar la eficiencia energética en cada método. Ambas tecnologías tuvieron como punto crítico la etapa de operación, con el mayor consumo de material y energía, obteniendo los puntajes más altos en todas las categorías de impacto consideradas.

1.2.3 Evaluación del ciclo de vida de tecnologías de desalinización integradas con sistemas de producción de energía

Raluy y colaboradores (2004) realizaron un ACV comparativo de las cargas ambientales asociadas a tres tecnologías de desalinización; destilación flash múltiple etapa (MSF), destilación múltiple etapa (MED, por sus siglas en inglés) y ósmosis inversa (OI). Los resultados que obtuvieron demostraron que la OI es la tecnología de desalinización menos agresiva en comparación de las dos térmicas. Con este estudio, confirman que la energía juega un papel clave en la desalinización, ya que, 80% del impacto ambiental es causado por el consumo de electricidad y la OI tiene un consumo de energía de 5 a 6 veces menor que la destilación.

1.2.4 Análisis de ciclo de vida de tecnologías de desalinización integradas con energías renovables

Raluy y colaboradores (2005) ratificaron que la energía es el elemento clave durante el proceso de desalinización por ósmosis inversa. Los autores abordaron un análisis ambiental global de la integración de energías renovables (eólica, fotovoltaica e hidroeléctrica) a tres tecnologías antes evaluadas; MSF, MED y OI.

Su trabajo dio continuidad a la aplicación de un *análisis de ciclo de vida* con la finalidad de obtener una perspectiva más amplia y objetiva de la evolución de los impactos ambientales y las emisiones relevantes asociadas a las tres tecnologías de desalinización con diferentes energías renovables. Exploraron y proporcionaron una estimación sobre el potencial de reducción de las cargas ambientales cuando se utilizan fuentes alternativas de energía, en lugar de las convencionales.

Con los resultados demostraron que la participación de la energía renovable en los sistemas de desalinización puede proporcionar beneficios sustanciales en el futuro. Principalmente, para proporcionar agua de calidad en regiones remotas donde las características climatológicas son favorables y permiten el aprovechamiento de éstas (incidencia solar, potencial de viento, cascadas, entre otras), reduciendo significativamente el porcentaje de emisiones de CO₂, es decir, disminuyendo los impactos al medio ambiente.

1.2.5 Evaluación de ciclo de vida de la energía de sistemas alternativos para suministro de agua

Stokes y Horvath (2006) estudiaron que la escasa oferta y el aumento de la demanda de agua en muchas partes del mundo es inminente. A medida que esto sucede, se pretende implementar alternativas que ayuden a proporcionar agua de calidad, considerando dos puntos importantes: el requerimiento energético y la disposición de recursos, esto con el objetivo de no generar impactos ambientales significativos.

Con la finalidad de desarrollar un suministro de agua ambientalmente responsable y sostenible, estas dos consideraciones deben incorporarse a las decisiones de planificación. En este sentido, se utilizó un enfoque híbrido de análisis de ciclo de vida (ACV), el cual combina elementos de ACV basados en procesos y en insumos económicos para comparar tres alternativas de suministro de agua: importación, reciclaje y desalinización.

En los tres casos fueron considerados el uso de energía y las emisiones a la atmósfera asociadas con la generación de ésta, así como, la fase de operación del sistema (incluyendo vehículos y equipos), la fase de producción de materiales y, por último, el suministro, tratamiento y distribución del agua.

Los resultados mostraron que la desalinización tuvo una demanda de energía mayor de 2 a 5 veces y, causó de 2 a 18 veces más emisiones que la importación y el reciclaje. Esto se debió principalmente a la demanda energética del proceso. En cuanto a las dos fases consideradas, la de operación presentó el mayor consumo de energía de un 56% a 90%. Y en cuanto a los insumos, el estudio reveló que los costos por la infraestructura son medibles y en algunos casos son significativos.

Consideran que la desalinización de agua podría ser competitiva con otros tratamientos, siempre y cuando el consumo energético durante la operación se reduzca un 70% a lo largo del ciclo de vida. De esta manera, el agua desalinizada podría ser equivalente al agua importada. Además, señalaron que es importante contemplar las reducciones de energía requerida para producir las membranas y otros componentes del sistema.

1.2.6 Reducción de los impactos ambientales de la desalinización por ósmosis inversa mediante el uso de recursos de agua salobre subterránea

Muñoz y Fernández-Alba (2008) formularon la hipótesis respecto a que, si los impactos ambientales por ósmosis inversa (OI) se reducen y en qué medida cuando se utiliza agua subterránea salobre en lugar de agua de mar. Para determinarlo utilizaron la metodología de *análisis de ciclo de vida* comparando dos plantas de OI, una ubicada en Almería (sur de España) y la otra basada en datos de la literatura.

Con los resultados pudieron demostrar que el problema clave durante todo el ciclo de vida de la desalinización es el consumo de electricidad, pues éste se

reduce sustancialmente con respecto al uso de agua de mar, casi un 50% más bajo. Por esta razón, indicaron que este ahorro es significativo y que repercute en todas las categorías de impacto. Así mismo, determinaron que los impactos al medio ambiente provocados por la descarga (salmuera), también disminuyen debido a un menor contenido de sales.

1.2.7 Evaluación de ciclo de vida de la desalinización de agua de mar en Australia Occidental

Biswas (2009) realizó una evaluación del ciclo de vida para determinar las emisiones de gases de efecto invernadero por la producción de 1 gigalitro (GL) de agua desalinizada. En este análisis tomó como caso de estudio una nueva planta desalinizadora en Bunbury, Australia, conocida como Planta de Desalinización de Agua de Mar del Sur (SSDP, por sus siglas en inglés).

En el estudio consideró tres etapas: extracción de agua de mar, tratamiento y suministro de agua tratada. Los resultados mostraron que la producción de 1 GL de agua de mar desalinizada podía emitir el equivalente a 3,890 toneladas de dióxido de carbono (CO₂). Con base en este dato, el autor identificó que el proceso de ósmosis inversa genera una importante cantidad de emisiones de efecto invernadero debido a la electricidad utilizada, principalmente si ésta proviene de la quema de combustibles fósiles.

1.2.8 Análisis de ciclo de vida ambiental de desalinización de agua salobre por ósmosis inversa con diferentes modelos de producción de electricidad

Mediante el ACV, Zhou y colaboradores (2011) evaluaron la importancia de los modelos de generación de electricidad en los impactos ambientales de una planta de desalinización por ósmosis inversa para agua salobre. Compararon las cargas ambientales de la planta conectada a tres diferentes modelos de producción de electricidad: Estados Unidos, Singapur y España.

Los autores determinaron que la planta conectada al modelo de Singapur tiene los menores impactos en todas las categorías relacionadas al medio ambiente. Esto se debe a que Singapur es un país que genera electricidad con un alto porcentaje de gas natural en la matriz de combustibles, por esta razón, los ahorros de energía e impactos ambientales son considerables. En comparación con el carbón, que es usado en otros países, como es el caso de Estados Unidos y España.

Los autores concluyeron que el impacto ambiental de las plantas desalinizadoras estará vinculado al impacto de la red eléctrica nacional. Por ello, cualquier mejora en la generación de energía puede ayudar a disminuir el impacto al medio ambiente de estos sistemas.

1.2.9 Análisis de ciclo de vida ambiental de una planta de desalinización de agua de mar por ósmosis inversa alimentada con energía renovable

Shahabi y colaboradores (2014) calcularon las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de una planta de desalinización ubicada en Perth, Australia Occidental. Durante la evaluación, los autores propusieron tres escenarios de suministro de energía y consideraron los flujos de entrada y salida de las plantas de desalinización en Perth y de la literatura.

Los escenarios de suministro de energía fueron: escenario A; “Red 100% Australia Occidental”, escenario B; “Red 100% energía eólica” y escenario C; “Red 92% energía eólica-8% energía solar fotovoltaica (FV)”. Los resultados indicaron que el uso de electricidad en los procesos de tratamiento y distribución para el escenario A, fue el factor dominante, siendo responsable de más del 92% de las emisiones de GEI, ya que el modelo está basado principalmente en la quema de combustibles fósiles. El escenario B contribuyó con 20% de emisiones de GEI, mientras que, el escenario C con 27%. Esto se debe al hecho de que, el parque solar fotovoltaico emite mayores emisiones

de GEI por kWh de electricidad generada en comparación con la electricidad de los parques eólicos, en este estudio. También determinaron que la “fase de operación” de la planta es la responsable de más del 92% del total de las emisiones de GEI.

En el caso de los escenarios B y C, en donde la energía es renovable, la mayor contribución se debe al uso de químicos en la fase operativa con un 60%, seguido de la fase de construcción con 17%. En este trabajo, los autores también consideraron las emisiones indirectas por el consumo de electricidad en la fabricación de productos químicos, turbinas eólicas y paneles fotovoltaicos, con un 36-39% de las emisiones en todo el ciclo de vida de las plantas.

Los autores concluyeron que cualquier mejora en las mezclas de combustibles, junto con la participación de la energía renovable en la red eléctrica, puede ser favorable para reducir los impactos asociados con el uso de electricidad en la desalinización de agua.

1.2.10 Análisis de ciclo de vida de los sistemas de filtración por ósmosis inversa: un caso de estudio en un campus universitario

Bhakar y colaboradores (2016) señalaron que las preocupaciones ambientales en la gestión de los recursos de aguas superficiales y subterráneas a partir de ósmosis inversa está ganando importancia. Por tal motivo, consideraron pertinente analizar los efectos ambientales del consumo de electricidad, agua dulce y materiales en los sistemas desalinizadores de ósmosis inversa.

Los autores plantearon cuatro escenarios con distintas capacidades para una planta desalinizadora: 25, 50, 250 y 500 litros por hora (LPH). Los resultados demostraron que el sistema de 250 LPH genera el mayor impacto al medio ambiente, mientras que el sistema de 25 LPH tiene el menor. Aunque la vida útil del sistema de ósmosis inversa de 250 LPH es el mismo que el de 500

LPH, genera más impactos al medio ambiente por la capacidad instalada para poder entregar la misma cantidad de agua ultra pura (1875 m³). En la evaluación, la energía utilizada para la extracción, purificación y redistribución del agua tratada es significativa. Al cuantificar el agua de rechazo (salmuera) demostraron que ésta aumenta el potencial de agotamiento del agua.

Por último, concluyeron que los sistemas deben ser eficientes para reducir la cantidad de salmuera durante el proceso de filtración. Así mismo, indicaron que es necesario incluir criterios de decisión como el costo y el rendimiento del sistema para generar un diseño equilibrado que considere; tanto la obtención de productos como la gestión de los residuos.

1.2.11 Evaluación del impacto ambiental de un sistema de tratamiento de agua subterránea con nanofiltración

Hasta el momento se han presentado trabajos en donde se han evaluado los impactos ambientales de distintos escenarios de plantas desalinizadoras de agua por ósmosis inversa. La evaluación que se presenta a continuación está enfocada a un sistema convencional (utiliza pellets y carbón activado granular) y a un sistema de desalinización por nanofiltración.

En 1997, Sombekke y colaboradores evaluaron y compararon de forma ambiental mediante el ACV, dos sistemas de tratamiento de agua subterránea: un método convencional y un sistema de nanofiltración. Dicho estudio fue planteado como resultado de una propuesta de ampliación en una planta de tratamiento para eliminar la dureza y el color. El proyecto tenía la intención de utilizar membranas de NF, pero sin dejar a un lado, la posibilidad de utilizar el método convencional.

Con los resultados, los autores determinaron que, desde un punto de vista ambiental, no hay diferencias significativas entre las dos alternativas. Esto fue de sorpresa para ellos, ya que, la impresión que se tiene en principio es que

la filtración por membrana utiliza más energía, por ende, se espera un impacto ambiental importante. Sin embargo, los aspectos más notables en el impacto ambiental para ambos sistemas fueron causados por el uso *in situ* de energía, correspondiendo; 50% para el convencional y 65% para la nanofiltración. No obstante, el método convencional contribuyó sustancialmente con un 33% al puntaje total, debido a la frecuente regeneración del carbono.

Los autores concluyeron que una forma eficiente e interesante de mejorar ambientalmente la nanofiltración, es pensar en la implementación de membranas de baja presión y de energía “verde” (energía renovable). Finalmente, resaltaron que la relevancia de la investigación en turno se acrecienta por la evidente necesidad de mejorar las condiciones de las poblaciones o comunidades alejadas de los grandes sistemas de la red eléctrica, así como de sistemas de agua y saneamiento.

1.2.12 Evaluaciones del impacto ambiental con el análisis de ciclo de vida en México

Güereca y colaboradores (2015) realizaron una revisión bibliográfica de los trabajos reportados en México en el último decenio. Los autores señalan que nuestro país ha tenido avances en el uso de la metodología de *análisis de ciclo de vida* (ACV) y esto se debe a que el “*pensamiento de ciclo de vida*”¹ se ha aplicado para la toma de decisiones en el ámbito académico, industrial y gubernamental. Sin embargo, la comunidad académica, particularmente la investigación, lidera los esfuerzos del AVC con enfoque en temas de impacto ambiental, específicamente en la gestión de residuos.

No obstante, el interés inicial del ACV para el sector privado se generó debido a un creciente apoyo internacional y nacional en el mercado, principalmente para la regulación ambiental en los sectores de construcción, minería, calzado,

¹ Implica que cada uno tiene responsabilidad y un rol que jugar a través de toda la cadena de ciclo de vida de un producto, de la cuna a la tumba, tomando en cuenta todos los efectos externos relevantes.

y para el sector energético, incluyendo a Petróleos Mexicanos (Pemex) y la Comisión Federal de Electricidad (CFE).

A partir de la revisión bibliográfica, los autores mencionan que, en cuanto al sector gubernamental, el uso del ACV se deriva de la conciencia por el reconocimiento internacional, es decir, por una *Estrategia Nacional de Producción y Consumo Sustentable*, que es precisamente el enfoque que esta metodología tiene.

Es importante señalar que el ACV se implementó por primera vez en México en el sector gubernamental a finales de la década de 1990, por el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, con la finalidad de investigar la gestión de residuos y envases (INE, 2002). Este estudio posicionó al ACV como una herramienta dentro de la industria, a fin de evaluar los impactos ambientales de los productos, implementando estrategias de diseño ecológico y mejoramiento de la operación y eficiencia de fabricación (Güereca *et al.*, 2015).

Por lo tanto, ha habido avances y logros considerables en los estudios basados en el ACV en nuestro país. Sin embargo, para mejorar en futuros estudios, se recomienda crear una base de datos con un inventario nacional, el cual garantice la calidad en los resultados que se obtengan a partir de los análisis de ciclo de vida y, por consiguiente, en la toma de decisiones dentro de los tres sectores antes mencionados; académico, industrial y gubernamental (*Ibid.*).

Con base en la información proporcionada por Güereca y colaboradores (2015), en México no se cuenta con un ACV que evalúe los impactos ambientales de algún sistema de tratamiento de agua salobre por desalinización con membrana, en donde se involucre la energía solar para la operación del sistema. Por lo tanto, este sería el primer trabajo que evalúe el impacto ambiental de un sistema NF-FV utilizando la metodología ACV.

1.3 Planteamiento del problema

Existe un problema de desigualdad en el acceso y el abastecimiento de agua para algunas familias en la localidad de Samalayuca, al cual se suma un problema que debe ser atendido a la par, el agua que se extrae es salobre y presenta altos contenidos de sulfatos, cloruros, sodio y zinc. De acuerdo con la NOM-127-SSA1-1994, los valores están por arriba de los límites permisibles, por lo tanto, no se considera agua de calidad para ser utilizada dentro de los hogares.

Ante esta problemática, la desalinización por membrana puede ser considerada una opción viable para poder obtener agua con estándares de calidad adecuados para riego y consumo humano. Además, esta tecnología presenta ventajas por permitir diseños más sencillos para aplicaciones a pequeña escala en zonas remotas y por el aprovechamiento de la energía solar, debido al tratamiento de agua a bajas presiones (Richards y Schäfer, 2003; Ghermandi y Messalem, 2009; Dehesa *et al.*, 2016; Zhou *et al.*, 2011).

Para esta clase de iniciativas, es necesario examinar los factores de sustentabilidad al aplicar las energías renovables, tomando en cuenta la descripción del lugar en el que se llevará a cabo por la temporada de bombeo de agua y los meses de alto consumo, así como, analizando las ventajas de un sistema autónomo o un sistema interconectado a la red para obtener un balance en los requisitos de consumo (Tejeda-Guevara *et al.*, 2017; Botello-Mares *et al.*, 2017).

La tecnología de desalinización por membrana pueden ser una opción viable para resolver los problemas hídricos en algunas zonas remotas, los estudios han demostrado que tanto el requerimiento energético como el desecho del agua tratada (salmuera), generan impactos ambientales significativos que deben ser atendidos.

Es un hecho que existen ventajas y desventajas en el proceso de desalinización, por ello, deben considerarse dependiendo el propósito y el objetivo del sistema desalinizador, tomando en cuenta: los requerimientos de energía, la relación espacio/producción, tasa de recuperación, mantenimiento o reemplazo de membrana, corrosión del equipo e incrustaciones en las membranas. Además, es necesario considerar que la desalinización por membrana es vulnerable a los cambios en la calidad de agua de alimentación, por lo que algunas veces es necesario un pretratamiento adecuado a las características del influente. Por último, es importante considerar la vida útil de las membranas, pues la expectativa mínima de vida útil de este material es de cinco a siete años (Eltawil *et al.*, 2008).

Por lo anterior, mediante el análisis de ciclo de vida es posible estimar emisiones causadas o atribuibles al ciclo de vida del sistema de desalinización por nanofiltración en todas sus etapas. Para un sistema de desalinización, los flujos de materiales asociados, los flujos de energía y otros intercambios, se modelan para representar las entradas y salidas totales (inputs-outputs) producidas durante el ciclo de vida del sistema de tratamiento de agua.

La interpretación de los resultados obtenidos por este análisis es un punto clave para la evaluación del impacto ambiental del sistema de nanofiltración con un sistema fotovoltaico (NF-FV), por consiguiente, para la toma de decisiones de cómo y en qué medida es necesario cambiar el desempeño del sistema, es decir, de las estrategias de mejora para los procesos de tratamiento de agua por membrana que operan con energías renovables.

Este trabajo sirve como referencia para cuantificar y abordar las cargas ambientales asociadas al tratamiento de agua por membrana, para contribuir a mejorar las prácticas en la desalinización y en otros métodos de tratamiento de agua.

1.4 Justificación

Con el fin de hacer frente a la problemática hídrica en los próximos años en una zona desértica ubicada en el norte de México, se implementa una alternativa para el tratamiento de agua salobre proveniente de un pozo ubicado en la localidad de Samalayuca, municipio de Juárez, Chihuahua.

El sistema de desalinización asistido con energía solar es una opción para proporcionar agua de calidad a los habitantes para consumo humano y riego agrícola. Sin embargo, es necesario realizar un estudio detallado evaluando el impacto ambiental que genera este sistema y eventualmente abordar la planeación, desarrollo y mejoras de prototipos que validen el funcionamiento de esta tecnología con las características de la zona de estudio.

El presente trabajo plantea evaluar ambientalmente las acciones de construcción y operación de un sistema de desalinización de agua salobre por nanofiltración que opera con energía renovable, específicamente, energía solar, por medio de un sistema fotovoltaico.

Este estudio se lleva a cabo para evaluar las cargas ambientales asociadas al sistema de tratamiento de agua salobre, identificando y cuantificando las cantidades de materia y energía utilizadas para su generación y, evaluando los impactos ambientales derivados de éstas.

1.5 Hipótesis

Mediante una evaluación del impacto ambiental, con un análisis de ciclo de vida, es posible determinar y cuantificar las emisiones de CO₂ eq, asociadas a la construcción y operación, de un sistema de tratamiento de agua salobre por nanofiltración que opera con un sistema fotovoltaico, en una comunidad desértica y alejada de la red potable.

1.6 Objetivo general

Evaluar el impacto ambiental asociado a un sistema de tratamiento de agua salobre por nanofiltración, que opera con un sistema fotovoltaico, en una comunidad desértica y alejada de la red potable, por medio del Análisis de Ciclo de Vida.

1.6.1 Objetivos Particulares

- 1) Realizar una búsqueda y análisis de información de las evaluaciones ambientales de los sistemas de tratamiento de agua salobre por desalinización que utilicen energías renovables.
- 2) Definir el alcance de la evaluación ambiental del sistema de tratamiento de agua por nanofiltración con un sistema fotovoltaico en una zona desértica sin infraestructura hidráulica.
- 3) Llevar a cabo el análisis de inventario de ciclo de vida del sistema de nanofiltración y del sistema fotovoltaico.
- 4) Evaluar los impactos ambientales del ciclo de vida del sistema de tratamiento por nanofiltración y del sistema fotovoltaico en una zona desértica.
- 5) Interpretar los resultados para determinar los impactos ambientales significativos del sistema de desalinización por nanofiltración que opera con un sistema fotovoltaico en una zona desértica sin infraestructura hidráulica.

CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO

2.1 Procesos de tratamiento de agua por desalinización

Existen diferentes procesos o tratamientos para la desalinización de agua (Fig. 1), Dévora y colaboradores (2013) indican que pueden diferenciarse por costos, calidad de agua producto, impactos ambientales y consumo energético. Estos procesos a su vez se pueden clasificar de manera general en dos categorías: por membrana y por sistemas térmicos. Los procesos por membrana que incluyen principalmente; ósmosis inversa y electrodiálisis utilizan permeabilidad selectiva para separar sales y agua. En cambio, los procesos térmicos requieren de una gran cantidad de energía para vaporizar agua salada (Reif y Alhalabi, 2015).

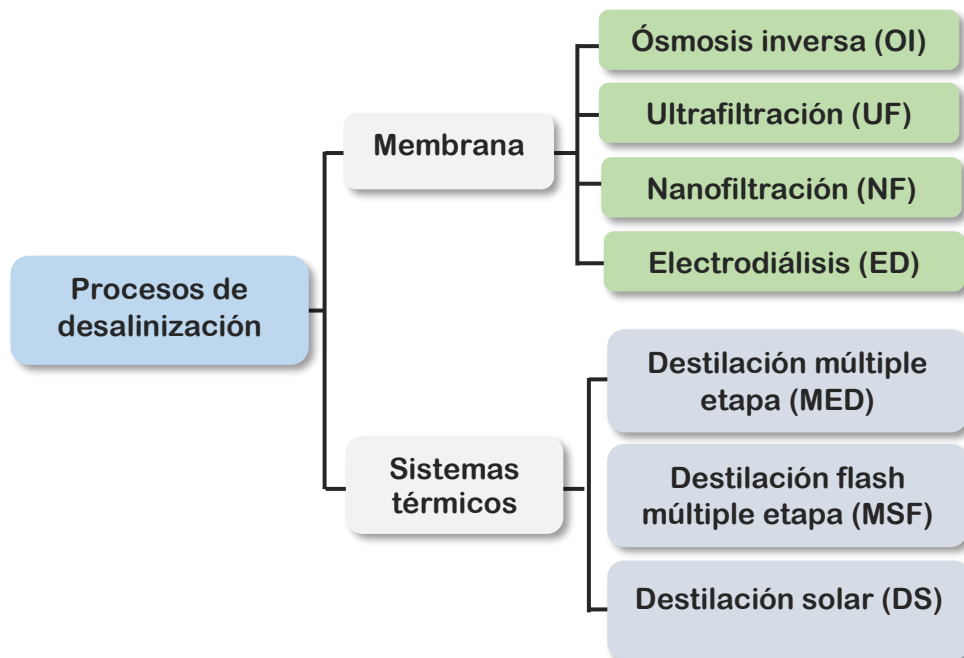


Figura 1. Clasificación de los procesos de desalinización de agua

Fuente: (Dévora *et al.*, 2013)

La ósmosis inversa es la tecnología que presenta mejor relación costo-beneficio en términos de producción de agua desalinizada. Por tal motivo, de las 13,000 plantas instaladas hasta el 2013 en el mundo; 50% correspondía a

ósmosis inversa (OI) y 33% a nanofiltración (NF), y el resto, a las demás tecnologías disponibles (Dévora *et al.*, 2013).

De esta manera, diversos autores concuerdan en que gracias a la calidad de agua permeada (agua producto), a su considerable tasa de recuperación, así como a la facilidad en las capacidades de manejo y de instalación en áreas alejadas, la tecnología de membrana se utiliza cada vez con mayor frecuencia en diversas partes del mundo (Zularisam *et al.*, 2006; Madaeni y Eslamifard, 2010; Koo *et al.*, 2013).

A nivel mundial las instalaciones de NF han demostrado confiabilidad (Van der Bruggen y Vandecasteele, 2003). La selección de esta tecnología sobre otras dependerá de varios factores, tales como los requisitos de pretratamiento, la capacidad de instalación para el tratamiento, los objetivos del proyecto y, sobre todo, considerado el punto más importante, la calidad del agua a tratar (Shahmansouri y Bellona, 2015).

2.1.1 Procesos de desalinización por membrana

Originalmente, la tecnología de membrana fue diseñada para utilizarse solamente para el tratamiento de aguas municipales, utilizando la microfiltración. Sin embargo, el desarrollo de nuevos materiales, especialmente de las mejoras en las membranas, ha ampliado la aplicación de esta tecnología abarcando no sólo la industria del agua, sino también los procesos como separaciones químicas, concentraciones de enzimas y purificación de bebidas (Shatat y Riffat, 2013).

Esta tecnología utiliza una membrana relativamente permeable para promover la migración de agua o sal al inducir dos zonas de diferentes concentraciones para producir agua dulce. Una membrana es una película delgada de un material poroso que permite que las moléculas de agua pasen a través de ella, y al mismo tiempo, evita el paso de moléculas más grandes que son consideradas como contaminantes; virus, bacterias, metales y sales (*ibid.*)

Las membranas están fabricadas a partir de una amplia variedad de materiales, como los poliméricos; celulosa, acetato, nylon, poliamida, así como por materiales no poliméricos; cerámica, metales y compuestos. Existen dos membranas exitosas, la de espiral enrollada y la de fibra fina hueca, ambas se utilizan para desalar agua de mar y salobre (Shatat y Riffat, 2013).

2.1.2 Membrana en espiral

Este componente se fabrica como una lámina plana a partir de una combinación derivada de diacetato y triacetato de celulosa o un compuesto de película delgada, por lo general, hecha de polímeros de poliamida, polisulfona y poliurea (Fig. 2).

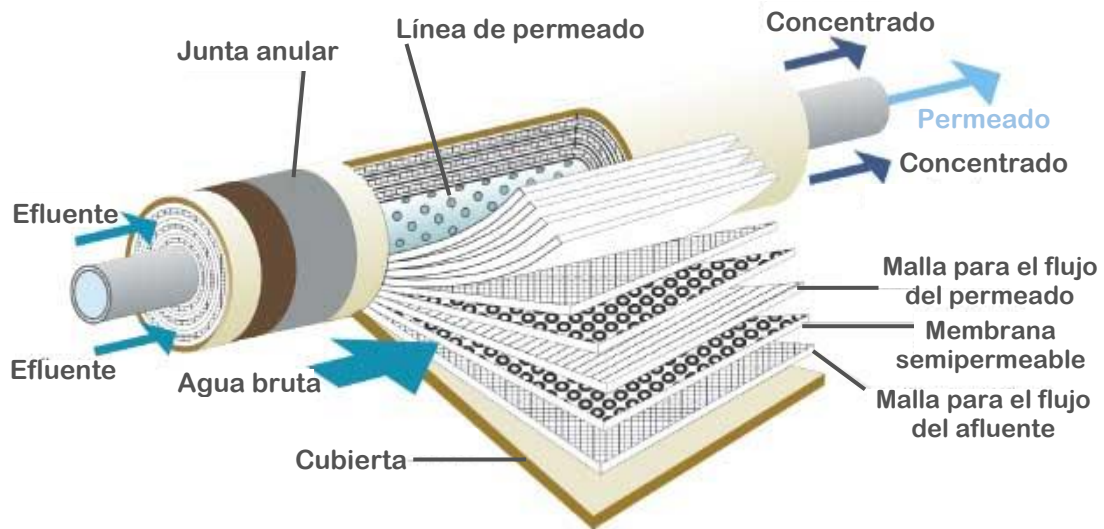


Figura 2. Vista en corte de un elemento de membrana en espiral

Fuente: Modificado de:

http://www.asambleamurcia.es/sites/external/murcia_agua

Los procesos de membrana son útiles para el tratamiento de agua residual en municipios, así como en comunidades costeras e insulares de todo el mundo. Particularmente, la ósmosis inversa se está convirtiendo en una alternativa económica para los procesos tradicionales de ablandamiento de agua (Shatat y Riffat, 2013).

Si bien existen varios procesos, la principal diferencia entre ellos radica en el tamaño de los iones, moléculas y partículas suspendidas que dejan pasar a través de las membranas. Como se mencionó, los procesos típicos por membrana son: nanofiltración, ultrafiltración, microfiltración y la filtración utilizada en las etapas de pretratamiento de la desalinización, con el objetivo de eliminar partículas grandes, bacterias, iones y para el ablandamiento del agua. La Figura 3 muestra el rango efectivo de la membrana, los procesos y aplicaciones con base en sus características (Shatat y Riffat, 2013).

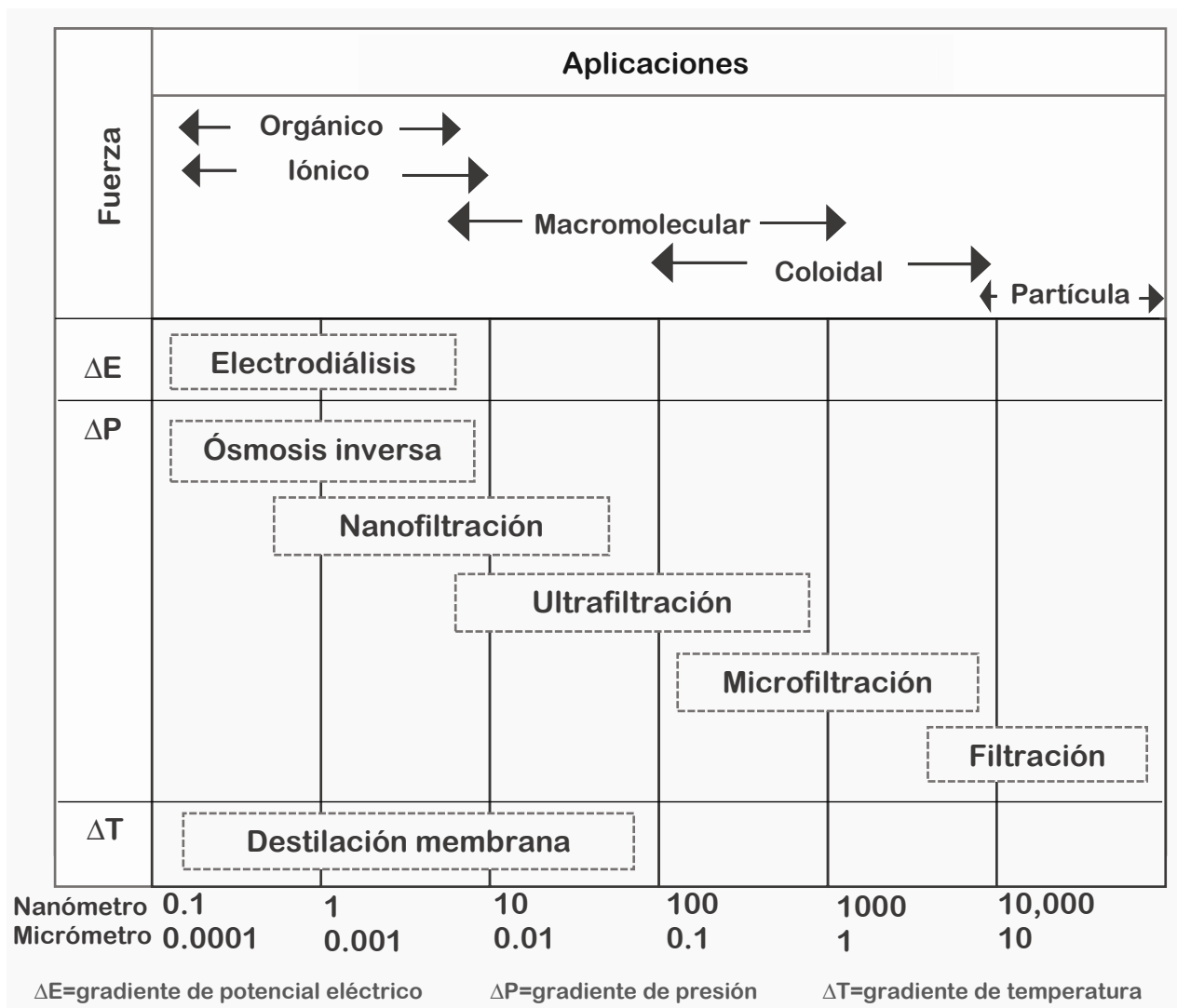


Figura 3. Gama efectiva de procesos y aplicaciones de membranas

Fuente: (Shatat y Riffat, 2013)

2.2 Nanofiltración

La nanofiltración (NF) surgió como un proceso de membrana impulsada por presión, un proceso de purificación de baja energía para la eliminación de color, materia orgánica y dureza de las fuentes de agua potable, durante la segunda mitad de la década de 1980.

El consumo de energía para la NF en comparación con la ósmosis inversa (OI) es relativamente menor y, surge de la propuesta de crear membranas de OI de “baja presión”, por esta razón, la nanofiltración se conoce como ósmosis inversa de baja presión (Van der Bruggen, 2013).

El desarrollo de esta tecnología surgió del intento por optimizar el funcionamiento de las membranas para tener un menor consumo de energía. Fue entonces que se dio el nombre de “nanofiltración” al concepto de “un proceso de ósmosis inversa que permite que algunos solutos iónicos en el agua de alimentación penetren de manera selectiva y deliberada” (Van der Bruggen, 2013).

Estas membranas con características más permeables parecían tener como interés particular, la eliminación o reducción parcial de sal con la reducción de materia orgánica. Fueron las mejoras en la estabilidad, la selectividad de las membranas y el flujo, lo que determinó que la NF fuera considerada una operación de unidad separada (Schaefer *et al.*, 2005). Desde entonces, se considera a las membranas de NF como aquellas que tienen poros nanométricos (nm) de alrededor de 1 nm, aproximadamente el tamaño de una capa de tres moléculas de agua (Ibid.).

La nanofiltración es por definición; un proceso de filtración parcial de sales. La membrana de NF tienen una carga superficial negativa a pH neutro, lo que permite mayores rechazos de iones multivalentes con carga negativa, esto influye en el rechazo de cationes que se asocian con los aniones. En realidad, no se transfiere carga neta a través de esta membrana, el permeo (rechazo o

retención) de los aniones también implica el permeo de los cationes (Van der Bruggen, 2013).

El rechazo de cualquier ion depende no solo de las características que tenga la membrana, sino también de la composición de la mezcla de alimentación, es decir, del influente. En este proceso ocurre una secuencia de rechazo conocida como comportamiento de exclusión de Donnan; esto quiere decir que, para una membrana cargada positivamente, dicha secuencia de rechazo sería; cloruro de calcio $\text{CaCl}_2 \rightarrow$ cloruro de sodio (NaCl) \rightarrow sulfato de sodio (Na_2SO_4), mientras que, para una membrana cargada negativamente, la secuencia normal de rechazo sería; $\text{Na}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{NaCl} \rightarrow \text{CaCl}_2$ (Zhuo *et al.*, 2011).

La nanofiltración tiene un rechazo de iones multivalentes en un rango de 90-99% y de iones monovalentes de 90%. Los solutos con una carga opuesta a la membrana (contraiones) serán atraídos por ésta. El rechazo de iones disminuye con el aumento de la concentración de sal, la doble capa eléctrica en la superficie de la membrana ayuda a que este fenómeno ocurra (Van der Bruggen, 2013).

2.2.1 Membranas para nanofiltración

Las membranas de nanofiltración son polímeros en su mayoría, cuya función está destinada a las filtraciones con disolventes, aunque también se utilizan membranas cerámicas para NF y membranas de cerámica combinada con polímeros. Generalmente, en la nanofiltración, las membranas pueden dividirse en dos categorías según el material y método de síntesis: membranas “ajustadas” (tight) y “sueltas” (loose) (Van der Bruggen, 2013).

Las membranas “ajustadas” se sintetizan adquiriendo una subestructura compuesta por lo general, de una subcapa de polisulfona en un soporte no tejido y una capa superior generalmente hecha de poliamida. Para su elaboración, se utiliza la polimerización interfacial, en la que la subcapa

polisulfona se sumerge en una solución acuosa de amina seguido de una inmersión en una solución orgánica de cloruro de acilo o cloruro de ácido (R-CO-Cl, en donde R es la cadena lateral). La reacción entre la amina con el cloruro de acilo produce una capa polimérica delgada con buena capacidad para la separación, con características más permeables en comparación con las membranas para OI. Finalmente, la capa superior se sumerge en una concentración de monómeros, en donde, la elección de éstos y el tiempo de reacción entre ellos, determinan el rendimiento final de la membrana (Schaefer *et al.*, 2005).

Para el proceso de nanofiltración, las membranas deben ser permeables para el solvente y para las sales monovalentes. Como resultado de este proceso, se obtienen membranas como lo muestra la Figura 4; membrana polisulfona-poliámida. En esta membrana, los rechazos de iones multivalentes, por ejemplo; calcio (Ca^{2+}) y sulfato (SO_4^{2-}), están por el orden de 99%. Los rechazos de sales monovalentes como sodio y cloruro (Na^+ y Cl^-), entre 60% y 90%, respectivamente, y tienen un límite de peso molecular de 200 Dalton (Da).

La membrana de NF “suelta” no utiliza la capa polimerizada, se produce una transformación controlada de una solución polimérica fundida. Este tipo de membrana tiene mucho parecido a la utilizada en el proceso de ultrafiltración (UF), algunas veces estas membranas pueden servir como subcapas para membranas de NF con una capa superior adicional, lo que permite rechazos más altos durante el tratamiento.

Por último, la estructura de la membrana lo determina la elección del solvente y no solvente, la concentración del polímero, el uso de aditivos y el tiempo. Estos son elementos de un proceso llamado *curado de la membrana*, en donde se definen las características más importantes de ésta, incluyendo el rendimiento (Van der Bruggen, 2013).

Las características de una membrana sintetizada bajo este proceso se pueden ver en la Figura 4; membrana-cerámica. El rechazo de los iones multivalentes está entre 90-99%, para las sales monovalentes los rechazos son bajos, 10-60%, y el límite del peso molecular se encuentra en un rango de 500 a 1000 Da (Van der Bruggen, 2013).

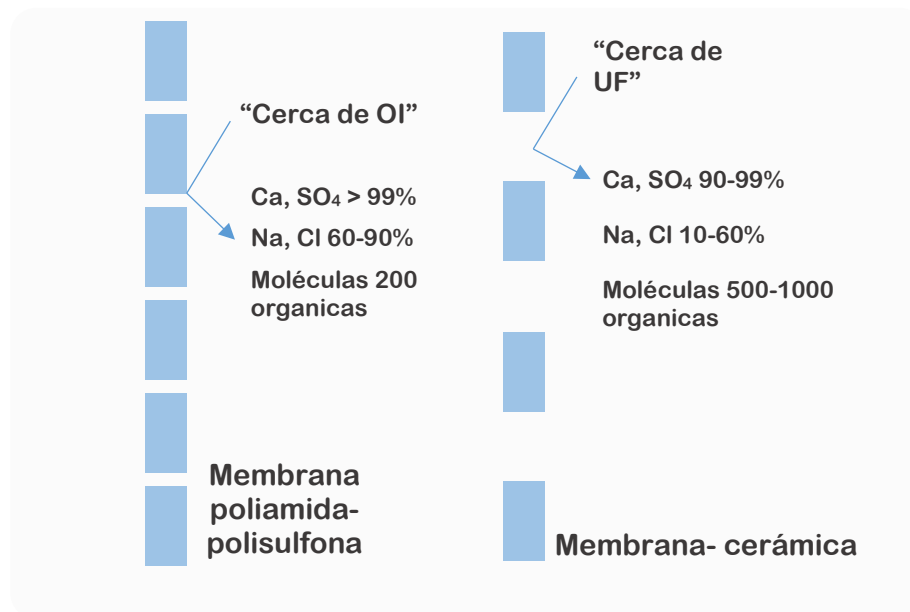


Figura 4. Membranas de nanofiltración de poliamida y de cerámica
Fuente: (Van der Bruggen, 2013)

Las membranas de nanofiltración tienen una estructura asimétrica formada por lo menos, por 3 capas distintas. La primera capa de soporte es *macroporosa* (>50 nm); ésta proporciona la resistencia mecánica y la calidad de la membrana, se forma mediante la síntesis de un polvo a partir de óxido de aluminio, con un tamaño de poro de 0.1-1 micrómetro (μm), la segunda capa intermedia es *mesoporosa* (>2-50 nm) y, por último, una capa superior muy delgada con poros en el rango (sub) nanométrico (>1 nm) (*ibid.*).

Finalmente, el poro de una membrana es determinado por un proceso llamado *calcinación*. Como su nombre lo indica, la membrana se calcina y el principal parámetro que determina el tamaño del poro es la temperatura. Para este proceso se considera una temperatura moderada de 300°C, con la cual se

logran las características deseadas para una membrana NF. Bajo esa condición, se forma una red tridimensional por la interpenetración de estructuras poliméricas, lo que conduce a la formación de los poros (Van der Bruggen, 2013).

2.2.2 Aplicación de nanofiltración para producción de agua potable

Históricamente, el primer objetivo de la nanofiltración fue la producción de agua potable, y en la actualidad, sigue siendo la aplicación más importante. En los primeros reportes sobre el uso de nanofiltración (NF), durante la década de 1980 y principios de 1990, se resaltó que estas membranas son capaces de remover en un solo paso los colorantes, la materia orgánica y de reducir la dureza.

Las membranas de NF demostraron tener el potencial para dos aplicaciones; la primera consistió en observar cómo las membranas de NF funcionaban como barrera contra los microcontaminantes, y la segunda, observar que funcionaba como método de protección contra la aparición de subproductos de desinfección.

Una de las plantas a gran escala de NF que opera con éxito es Usine Méry-sur-Oise, ubicada en el norte de Paris. Durante su planeación y operación, uno de los desafíos más importante para la comunidad científica fue comprender y controlar el ensuciamiento de la membrana para no verse afectado su rendimiento. Después de esto, surgieron otras aplicaciones, por ejemplo, la producción de agua potable de fuentes contaminadas por arsénico, la eliminación parcial de nitrato, la eliminación de uranio disuelto y, uno en particular, la eliminación de pesticidas (Van der Bruggen, 2013).

Después de una revisión en el 2003 de las aplicaciones de la NF exploradas e inexploradas para la producción de agua potable, se pudo observar que la producción de agua de calidad y los trabajos ya mencionados continúan ampliamente, a excepción de la remoción de contaminantes emergentes.

La nanofiltración ha ido evolucionando cada vez más como una tecnología para la producción de agua potable, esto ha generado que exista una gama más amplia de membranas comerciales. Así mismo, mediante este crecimiento, se ha adquirido mayor experiencia técnica sobre la NF, lo que permite una mejor operación de las plantas desalinizadoras, contando con conocimientos sobre las interacciones de la membrana con el influente.

Con base en dichos estudios, se ha logrado dar un gran paso en la mejora de los materiales de la membrana, lo que ha permitido un mejor rendimiento para poder aumentar los flujos, dando a la membrana estabilidad y resistencia al ensuciamiento, mientras los rechazos se mantienen al mismo nivel. Si bien, las membranas cerámicas son una opción atractiva, las poliméricas han mejorado significativamente.

La nanofiltración se aplica cada vez más en configuraciones híbridas, por ejemplo, combinando un sistema NF que incluya una reacción de oxidación o catalítica, un proceso de adsorción, un intercambio iónico o el uso de un biorreactor. Cabe resaltar que la aplicación de NF para el tratamiento de aguas residuales es difícil debido a que el riesgo de ensuciamiento de membrana es mayor y la separación a menudo es complicada, ya que las concentraciones son más altas. Sin embargo, la nanofiltración proporciona permeados con calidad para reutilización, aún en condiciones extremas. Con ello, se puede considerar el uso de NF para el reciclaje de aguas residuales utilizando algún pretratamiento (Van der Bruggen, 2013).

2.3 Energías renovables para desalinización de agua

La desalinización basada en el uso de energía a partir de fuentes renovables puede proporcionar una forma sostenible para producir agua dulce (Eltawil *et al.*, 2008; Compain 2012; IRENA, 2013; Shatat y Riffat, 2013; Reif y Alhalabi, 2015; Shouman *et al.*, 2015; Shahzad *et al.*, 2017; Kharraz *et al.*, 2017).

La autosuficiencia y el apoyo local se pueden lograr tanto con los sistemas de energía renovable como con los de desalinización (Eltawil *et al.*, 2008). En general, la integración de la desalinización con la energía renovable se puede aplicar mediante el uso directo de calor, por la energía mecánica o mediante la generación de energía eléctrica. Se han realizado numerosos esfuerzos en todo el mundo para encontrar el acoplamiento adecuado entre la desalinización y los recursos energéticos renovables (Shouman *et al.*, 2015).

Es importante considerar una serie de factores para hacer coincidir las energías renovables con las unidades de desalinización. Para lograr una combinación efectiva entre ambas tecnologías, deben estudiarse parámetros locales como: las condiciones geográficas, la topografía del sitio, la capacidad y el tipo de energía disponible a bajo costo, la disponibilidad de infraestructuras locales (considerando la red eléctrica), el tamaño de la planta o sistema desalinizador, área de terreno requerida y/o disponible y la alimentación de agua salina o salobre. Es fundamental considerar la efectividad del proceso con respecto al consumo de energía, así como, tener en cuenta criterios de robustez y simplicidad de operación, mantenimiento simple y tamaño compacto del proceso de desalinización (Eltawil *et al.*, 2008).

Las energías renovables en los sistemas de tratamiento de agua por desalinización incluyen la eólica, solar (térmica y fotovoltaica) y geotérmica (Shatat *et al.*, 2013). Esta integración se divide en dos categorías; la primera incluye procesos de destilación impulsados por el calor producido por los sistemas de energía renovable y, la segunda contempla procesos de membrana y destilación impulsados por electricidad o energía mecánica (Eltawil *et al.*, 2008). Se pueden aplicar diferentes combinaciones entre las fuentes de energía renovable y las tecnologías de desalinización como lo muestra la Figura 5.

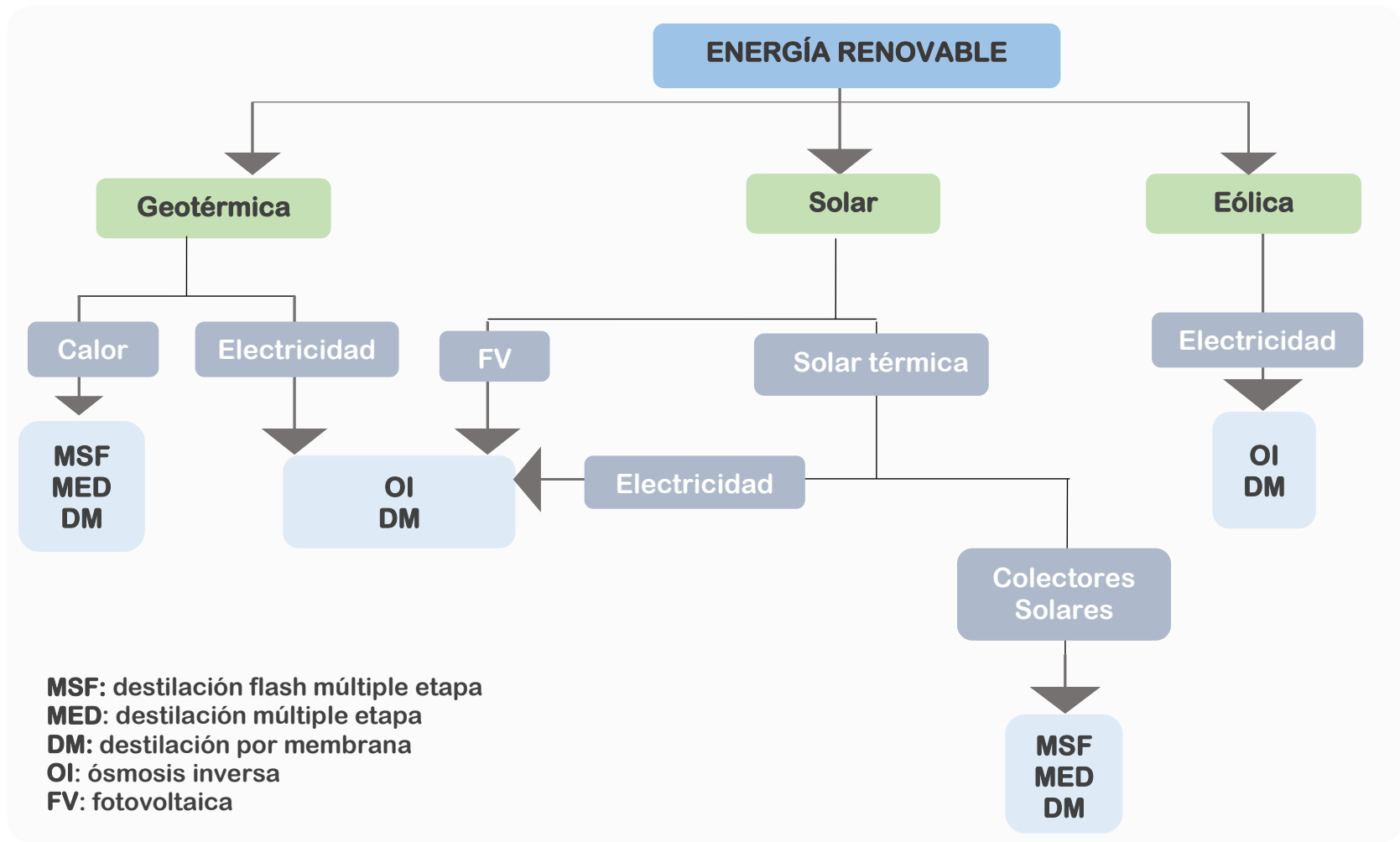


Figura 5. Combinaciones de recursos energéticos renovables con tecnologías de desalinización

Fuente: (Eltawil *et al.*, 2008; IRENA, 2013; Shouman *et al.*, 2015)

Un estudio realizado por Quteisat y Abu (2006) determinó que, de todos los recursos energéticos renovables mencionados, la energía solar es la más utilizada entre los procesos de desalinización que usan fuentes renovables, la Figura 6 muestra la distribución relativa de las energías renovables en los procesos de desalinización.

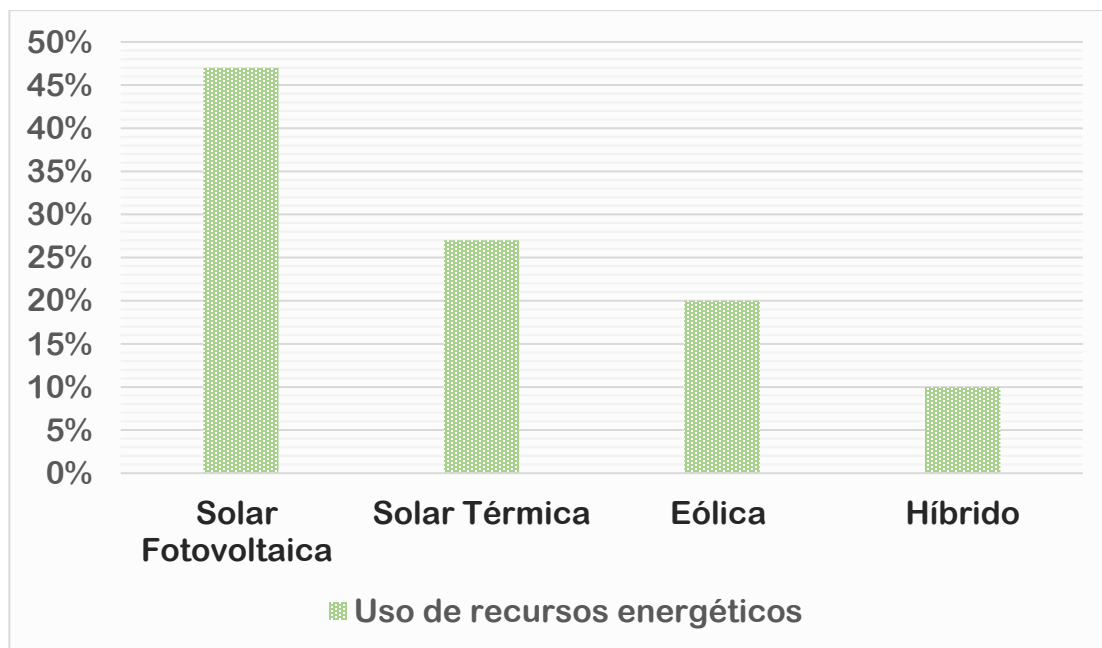


Figura 6. Recursos energéticos renovables para desalinización
Fuente: (Quteishat y Abu, 2006)

2.3.1 Energía solar para desalinización de agua

Los sistemas fotovoltaicos convierten directamente la luz solar en electricidad mediante el uso de celdas solares formadas por silicio mono y policristalino o de algunos otros materiales. Generalmente, se conectan varias celdas solares para formar un módulo fotovoltaico que suministra la energía requerida por la carga necesaria. Además de los módulos fotovoltaicos, es posible requerir equipo para el suministro de energía al sistema de desalinización, por ejemplo; un controlador de carga, inversores y equipo de almacenamiento de energía (batería) (Shatat y Riffat, 2013).

Es importante considerar el uso de los controladores de carga para proteger la batería de alguna sobrecarga. Los inversores son utilizados para convertir la corriente continua del sistema de módulos fotovoltaicos en corriente alterna.

El sistema fotovoltaico (FV) puede conectarse al sistema de desalinización de ósmosis inversa. La Figura 7 muestra el ensamblaje de una planta desaladora de ósmosis inversa (unidad OI) junto con un sistema FV para energizar el proceso.

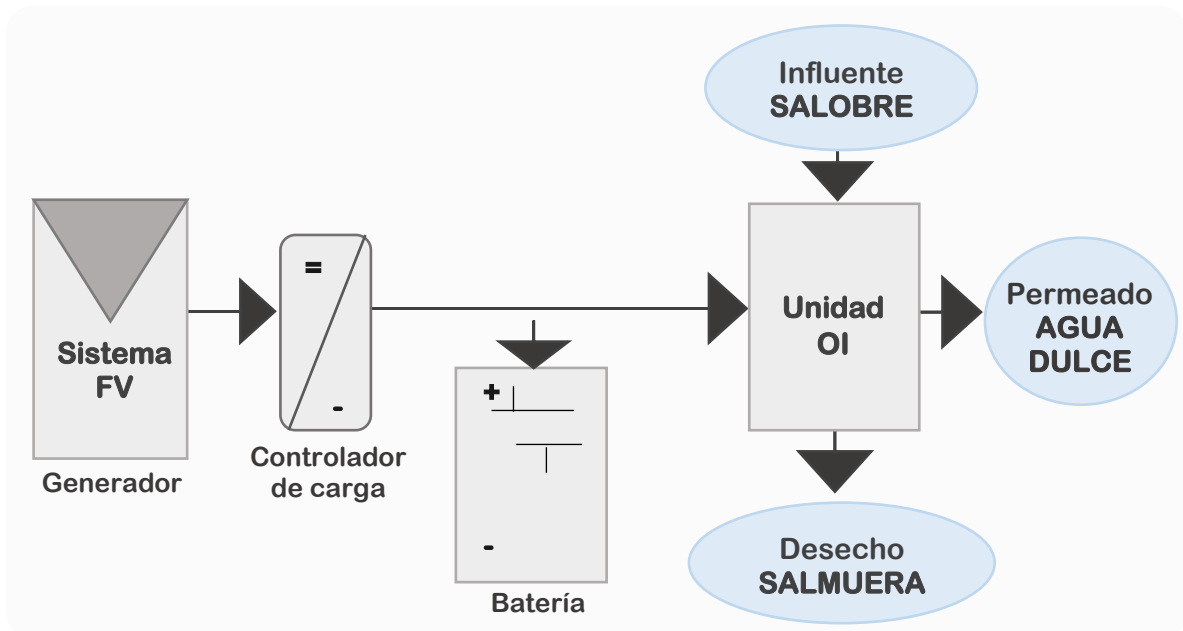


Figura 7. Diagrama esquemático de una unidad de OI con un sistema FV

Fuente: (Shatat y Riffat, 2013)

Shatat y Riffat (2013) explican que los sistemas fotovoltaicos se vuelven cada vez más populares como resultado de una reciente introducción por parte de los gobiernos que permiten a los propietarios “vender” parte de la electricidad que generan. Reduciendo el periodo de recuperación y aumentando la aplicación de la tecnología por los beneficios que ofrece.

Los mismos autores mencionan que, el creciente desarrollo de la tecnología fotovoltaica y la disminución en los precios de los módulos fotovoltaicos en el mercado, han generado que las tecnologías de desalinización sean más

accesibles, especialmente para zonas o áreas remotas y para países en vías de desarrollo.

A nivel mundial, el uso de tecnologías de desalinización por membrana con fuentes de energía solar está siendo utilizada en gran medida, la Figura 8 muestra la participación de la energía solar en el tratamiento de agua por desalinización.

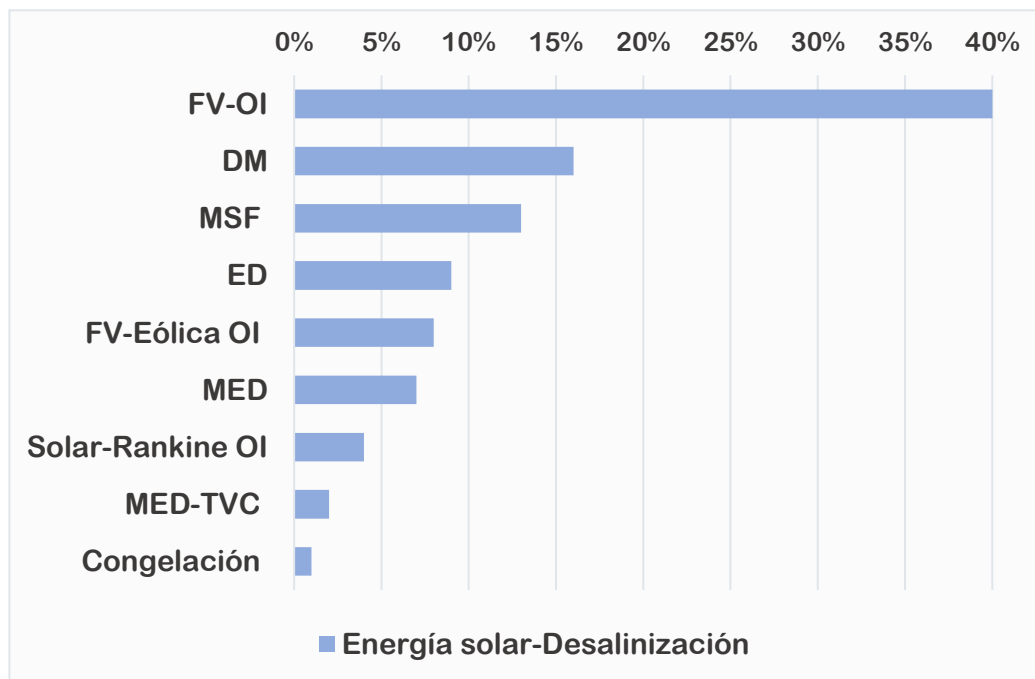


Figura 8. Tecnología de desalinización con energía solar en todo el mundo

Fuente: (Shatat y Riffat, 2013)

En América y Europa el mercado de desalinización es estable, las plantas desaladoras se utilizan para preservar el agua subterránea que se agota rápidamente. La industria de la desalinización ha logrado importantes avances tecnológicos para satisfacer la creciente demanda de materiales de alta resistencia, principalmente a la corrosión, obteniendo con ello, eficiencia energética y confiabilidad (Shatat y Riffat, 2013).

2.4 Nanofiltración Fotovoltaica (NF-FV)

Todas las tecnologías de desalinización pueden ser operadas con fuentes de energía convencionales o renovables para producir agua dulce (Shatat y Riffat, 2013).

La desalinización de agua salobre se ha realizado principalmente mediante ósmosis inversa, ya que ha demostrado menores costos energéticos con un amplio espectro de productividad por día. Sin embargo, la nanofiltración es un proceso más económico en términos energéticos (costos de operación) y de requerimiento de equipos (costos de inversión) porque permite reducir la robustez de los componentes en relación con la OI, puesto que opera a menores presiones hidráulicas, y en algunos casos, sólo utiliza OI como pretratamiento para evitar y/o controlar el ensuciamiento de las membranas (Flores-Prieto *et al.*, 2015).

La retención de partículas de mayor tamaño (iones divalentes) conlleva a menor presión osmótica y menor consumo de energía, por lo tanto, la operatividad y construcción en los sistemas de nanofiltración son más sencillos y, en consecuencia, la disminución de costos de operación e inversión es evidente. Por esta razón, la NF se convierte en una instalación a pequeña escala, donde la energía solar fotovoltaica tiene amplia cabida, aprovechando la radiación solar en zonas remotas (Richards y Schäfer, 2003).

En diversos trabajos se ha observado la factibilidad de la nanofiltración con energía fotovoltaica (NF-FV) como sistema de tratamiento en zonas aisladas de la red hidráulica o eléctrica para proporcionar agua de calidad para irrigación agrícola y consumo humano (Zarzo *et al.*, 2013). En países como Israel, España, Estados Unidos y los Emiratos Árabes Unidos han optado de manera significativa por la instalación de tecnología por membrana para desalinizar el agua y utilizarla en la agricultura (Dehesa *et al.*, 2016).

En ese contexto, las aplicaciones de la NF-FV presentan un incremento considerable, en particular, para la obtención de agua potable donde el consumo humano es prioritario. No obstante, es conveniente realizar diversos estudios en la zona donde se pretende implementar, con la intención de optimizar el tratamiento, es decir, para remover las sustancias específicas que demeritan la calidad del agua para riego agrícola y consumo humano (Werner y Schäfer, 2007; Flores-Prieto *et al.*, 2015).

Un punto de suma importancia para un sistema NF-FV es la realización de un reporte sobre la energía específica y la productividad. Por tal motivo, para poder implementar un sistema NF-FV es necesario partir de un estudio que incluya lo siguiente (Flores-Prieto *et al.*, 2015):

- Un análisis de la calidad del agua disponible en la zona. Derivado de éste, es posible proponer un diseño utilizando el sistema NF-FV, considerando: distribución, operación y mantenimiento.
- La viabilidad, la cual se determina con base en la eficiencia para la remoción de partículas ajenas al agua a diferentes irradiaciones; a partir de ésta, se evalúa y cuantifica la energía requerida y la productividad dependiendo de la irradiación.
- Un cálculo de la operatividad del sistema por parte de usuarios potenciales de la tecnología.

2.5 Aspectos de salud y medio ambiente

La tecnología de desalinización en todo el mundo continúa estudiándose y adaptándose rápidamente debido a la necesidad de suministrar agua dulce, pues como se sabe, este problema se agudiza. Por tal motivo, las tecnologías de desalinización mejoran y los costos unitarios se reducen. Bajo estas circunstancias, los procesos de desalinización deben aspirar a ser ambientalmente sostenibles.

La mayoría de las aplicaciones de agua potable se basan en las pautas de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para especificaciones de calidad del agua. Actualmente, las pautas de la OMS para la calidad del agua potable cubren un amplio espectro de contaminantes, en donde se incluyen productos químicos inorgánicos y orgánicos, sintéticos, la desinfección por productos e indicadores microbianos, todos ellos enfocados a fuentes y tecnologías tradicionales para la producción de agua potable.

Así mismo, la OMS señala que las directrices existentes pueden no cubrir totalmente los factores únicos que se pueden encontrar durante la ingesta y la producción-distribución del agua desalinizada. Por tal motivo, impone pautas estrictas no solo de calidad del agua potable sino también para los problemas de protección del medio ambiente. Todo esto tiene como finalidad ayudar con la optimización de las instalaciones de desalinización, para poder garantizar que las naciones y los consumidores disfruten de los beneficios de las alternativas tecnológicas existentes para obtener agua potable, garantizando seguridad, calidad y protección al medio ambiente (WHO, 2007)

El pretratamiento y consumo del agua salina y salobre, así como la descarga del concentrado (salmuera) deben adaptarse a las condiciones específicas de la zona donde será instalada la planta o el sistema de desalinización. Por ello, es necesario considerar y evaluar criterios que ayudan a seleccionar la tecnología que mejor se adapte a dichas condiciones, para dar una solución óptima a la entrada (influyente) y salida (descarga o salmuera) de cada planta.

Es importante considerar durante la fase de diseño, construcción y operación de la planta los siguientes puntos: estándares y ubicaciones de descarga de concentrado, normas de descarga de aguas residuales, requisitos de control de la contaminación al aire, estándares de ruido, uso de suelo y servicios públicos y utilidades (Shatat y Riffat, 2013).

2.6 Análisis de ciclo de vida

Análisis de ciclo de vida (ACV) o *Life cycle assessment* (LCA, por sus siglas en inglés) se refiere al proceso de compilación y evaluación de las entradas (inputs), salidas (outputs) y los posibles impactos ambientales de un sistema, proceso o producto a lo largo de su ciclo de vida, durante todas las etapas de su existencia: extracción de materia prima, producción, distribución, uso, reciclaje y/o disposición de residuos (Fig. 9) (Heijungs y Guineév, 2012).

El ACV también se define como un proceso objetivo que 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 poder determinar su impacto, llevar a la práctica estrategias de mejora ambiental y realizar declaraciones ambientales (Olivera *et al.*, 2016).

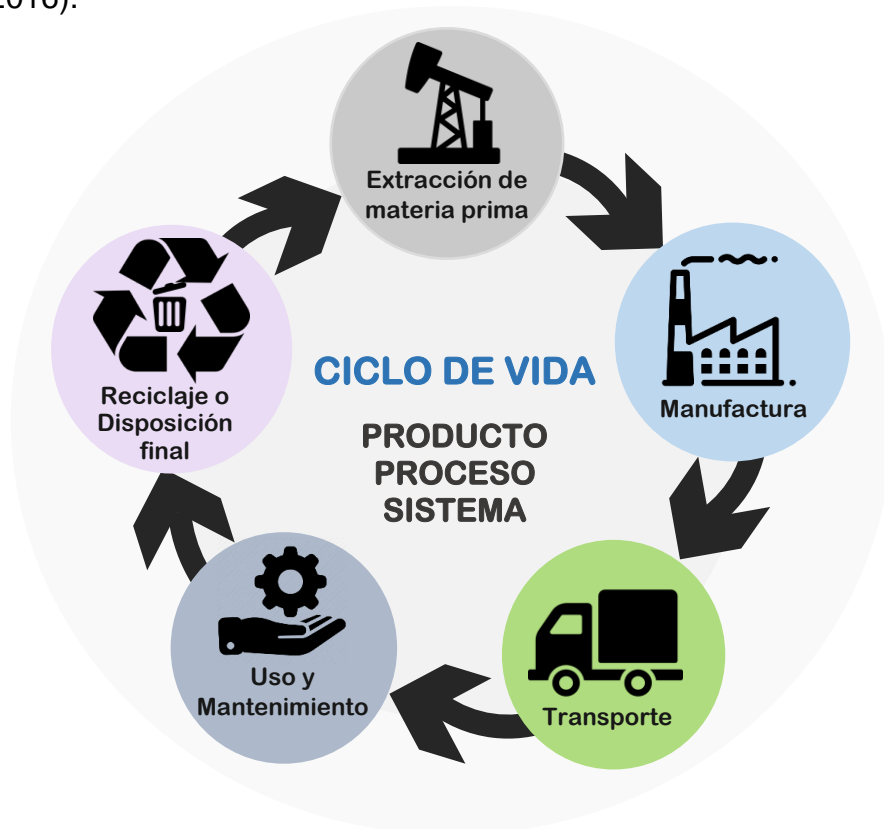


Figura 9. Etapas del ciclo de vida de un producto

Fuente: Elaboración propia

Esta metodología de evaluación se puede integrar con facilidad a la evaluación de los impactos sociales y económicos con los que comparte elementos. Esto favorece y aporta datos comparativos para la toma de decisiones frente a nuevos proyectos o acciones de mejora. De esta manera, la integración del ACV ambiental, social y económico se aproxima a lo que se ha denominado *evaluación sustentable del ciclo de vida* (Olivera *et al.*, 2016).

De acuerdo con la *International Organization for Standardization* (ISO), el ACV trata los aspectos e impactos ambientales potenciales (por ejemplo, el uso de recursos y las consecuencias ambientales de las emisiones) a lo largo del ciclo de vida de un producto, desde la adquisición de la materia prima hasta su disposición final, es decir, “*de la cuna a la tumba*”. Así mismo, puede evaluar los impactos abarcando solo las entradas y salidas, desde materias primas hasta la salida al mercado, se conoce como “*de la cuna a la puerta*” y, si las entradas y salidas se limitan a las inherentes del proceso de fabricación, se denomina “*de la puerta a la puerta*”. Es habitual encontrarse con distintos alcances en el desarrollo de un ACV, siendo éstos los más usuales (Fig. 10) (Olivera *et al.*, 2016; Leyva, 2016).

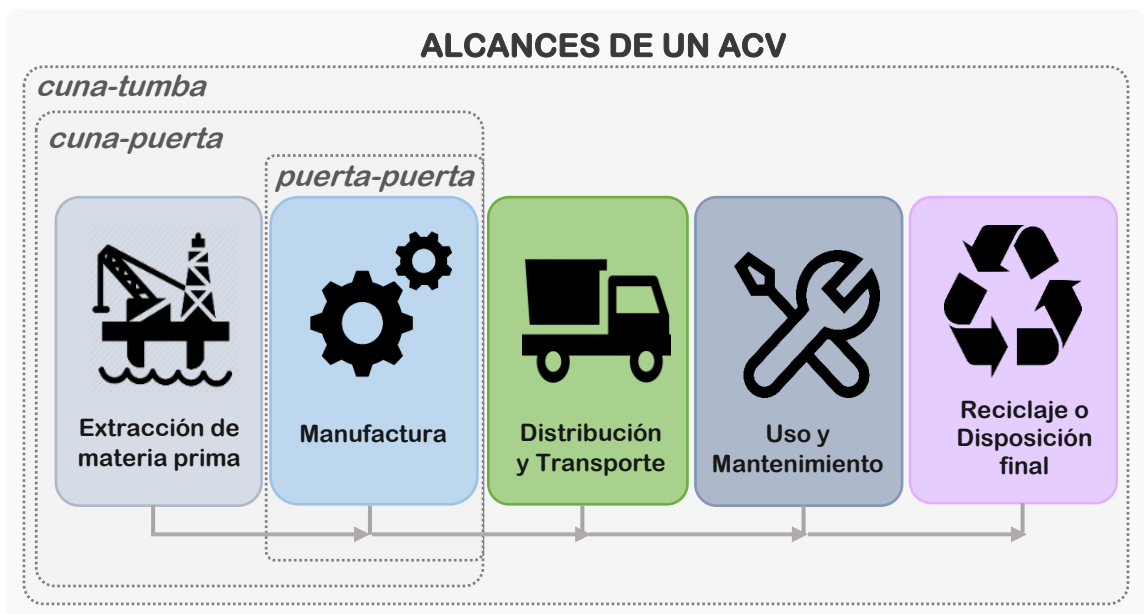


Figura 10. Distintos alcances en el desarrollo de un ACV

Fuente: Elaboración propia

Olivera y colaboradores (2016) indican que, como herramienta, el análisis de ciclo de vida tiene un enfoque sistémico, utilizando el concepto de que la totalidad de las propiedades de un sistema, producto o proceso no pueden ser analizadas y evaluadas de manera individual, es necesario el estudio integrado de todos los elementos del ciclo.

Los mismos autores consideran que este análisis está orientado a incrementar la eficacia mediante la evaluación de:

- las diferencias entre dos procesos distintos de fabricación del mismo producto, considerando: utilización de recursos y emisiones;
- las diferencias entre un producto de determinado material respecto a otras opciones, considerando utilización de recursos y emisiones;
- la diferencia entre el posible impacto ambiental de un producto nuevo y otros ya existentes en el mercado.

Finalmente, señalan que el ACV no es una evaluación de riesgo, el análisis de ciclo de vida es una herramienta que permite aumentar la eficacia e introducir mejoras mediante la identificación y cuantificación de las emisiones y el impacto de éstas, en función de cuándo, dónde y cómo son transferidas al entorno, es decir, al medio ambiente.

La ISO 14000 indica que el ACV puede ayudar a:

1. Identificar oportunidades para mejorar el desempeño ambiental de productos, procesos o servicios en diferentes etapas de su ciclo de vida.
2. Aportar información a los responsables de la toma de decisiones en el sector industrial, gubernamental y no gubernamental.
3. El marketing; la implementación de un etiquetado ambiental, elaborando una declaración de los impactos generados por el producto.

Por último, mediante el ACV los analistas responsables de la toma de decisiones pueden caracterizar completamente las compensaciones

ambientales asociadas con las alternativas de los productos o procesos. Además, al realizar un ACV pueden (Curran, 2008):

- desarrollar una evaluación sistemática de las consecuencias o impactos ambientales asociados a un producto, proceso o sistema;
- analizar las compensaciones ambientales con uno o más productos, procesos o sistemas para ayudar a obtener la aprobación de los interesados (comunidad, estado, país, etc.) con una acción planificada;
- cuantificar las emisiones ambientales al aire, agua y suelo en relación con cada etapa y/o proceso del ciclo de vida que tenga una contribución principal;
- evaluar los efectos humanos y ecológicos del consumo de materiales y las emisiones ambientales hacia la comunidad local, la región y el mundo;
- comparar los impactos ecológicos y de salud entre dos o más productos o procesos competitivos e identificar los impactos de un producto o proceso en específico;
- identificar los impactos en una o más áreas ambientales específicas de preocupación.

2.7 Origen del análisis de ciclo de vida

El análisis de ciclo de vida tuvo sus inicios en la década de 1960. Surge como resultado de las preocupaciones por las limitaciones en las materias primas y en los recursos energéticos. Esto despertó el interés por encontrar formas de contabilizar de manera acumulativa el uso de energía que permitiera crear una proyección del suministro y el uso de recursos en el futuro (Curran, 2008).

Uno de los primeros estudios en los que se comenzaron para tener en cuenta los impactos ambientales de los productos, fue realizado por Harold Smith, quien lo presentó en la Conferencia Mundial de Energía de 1963, donde incluía las cantidades de energía para la fabricación de productos químicos. Otro

trabajo considerado como pionero aplicando el concepto de ACV, se hizo entre 1960 y 1970, con la finalidad de determinar los requerimientos energéticos en algunos procesos y sistemas, considerando los efectos ambientales por el empleo de la energía (Vargas, 2008).

En 1969, Coca-Cola Company sentó las bases para los métodos actuales que permiten el análisis de *inventario de ciclo de vida* (ICV) en los Estados Unidos. Harry E. Teasley Jr., jefe de la División de Envases en la empresa, solicitó un estudio (nunca publicado debido a su confidencialidad) para conocer las cantidades de energía, materiales e impactos ambientales asociados a lo largo del ciclo de vida de los envases. Este estudio presentó la comparación de diferentes contenedores de bebidas para determinar qué contenedor tuvo las emisiones más bajas al medio ambiente y el menor suministro de materias primas durante el proceso de fabricación (Curran, 2008; Vargas 2008).

Otras compañías en Estados Unidos y Europa realizaron un análisis comparativo similar para el inventario de ciclo de vida a principios de 1970. Posteriormente, el proceso de cuantificar el uso de recursos y los impactos ambientales de los productos tomó el nombre en Estados Unidos como; “análisis de perfil ambiental y de recursos”, mientras que en Europa se llamó “eco-balance”. La metodología de investigación estándar evolucionó aún más, como resultado de la crisis del petróleo en los comienzos de los años sesenta (Curran, 2008).

Esta herramienta solía ser nombrada o conocida también como análisis ambiental integral, perfiles ambientales, entre otros. Así mismo, el ACV se comparaba con otros métodos como son; la evaluación del riesgo ambiental y la evaluación de impacto ambiental en cuanto al alcance, y a las ventajas y desventajas entre uno y otro (Vargas, 2008).

Conforme la crisis del petróleo comenzaba a tomar decoloración, de 1975 a 1980, los estudios de ACV disminuyeron. Las consideraciones ambientales

cambiaron a gestión de residuos peligrosos y domésticos. A pesar de ello, el “análisis de perfil ambiental y de recursos” y el “eco-balance” continuaban mejorando de manera lenta, tomando una orientación para conocer los requisitos energéticos.

Fue hasta 1988, que el ACV surgió nuevamente como herramienta para analizar los problemas al medio ambiente, a partir de que los desechos sólidos se convirtieron en un problema mundial. Fue entonces cuando creció el interés en todas las áreas que afectan a los recursos y al medio ambiente y, la metodología fue mejorada, una amplia base de consultores e investigadores de todo el mundo analizaron y refinaron la metodología ACV (Curran, 2008).

Lo que se conoce hoy como *evaluación de ciclo de vida, análisis de ciclo de vida o life cycle assessment* fue la denominación que se le asignó por expertos en el tema en 1991. Esta asignación se debió a que la comunidad nacional de expertos concluyó que la metodología de ACV no sólo incluye elementos objetivos si no también elementos subjetivos (Vargas, 2008).

Finalmente, a partir de 1991, con base en las consideraciones sobre el uso inapropiado de los análisis de ciclo de vida para hacer afirmaciones amplias de comercialización por parte de los fabricantes de productos y a la presión ejercida por organizaciones ambientales para la estandarización de la metodología, se establecieron los estándares del ACV en la serie 14000 de la *International Organization for Standardization (ISO)* (actualizada en 2006).

En 2001, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (en inglés, United Nations Environment Programme, UNEP), unió fuerzas con la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC, por sus siglas en inglés) para lanzar la iniciativa del ciclo de vida como una asociación internacional. Los tres programas de la iniciativa llevan como objetivo poner en práctica el *pensamiento de ciclo de vida* y mejorar las herramientas de apoyo a través de datos e indicadores más certeros (Curran, 2008).

Por último, existe el programa Life Cycle Management (LCM), el cual genera conciencia y mejora las habilidades de los responsables de la toma de decisiones al producir materiales informativos, crear foros para compartir las mejores prácticas y llevar a cabo capacitaciones en todas partes del mundo.

El programa de *inventario de ciclo de vida* (ICV) mejora el acceso global a datos transparentes y de alta calidad sobre el ciclo de vida de los productos, al recopilar, alojar y permitir el acceso a los resultados de grupos de trabajo, expertos en sistemas de información basados en la web. El programa de *evaluación de impacto de ciclo de vida* (EICV) aumenta la calidad y el alcance global de los indicadores para el análisis de ACV, al promover el intercambio de puntos de vista entre expertos, cuyo trabajo da como resultado un conjunto de recomendaciones ampliamente aceptadas (Curran, 2008).

2.8 ISO 14000:2006 Gestión ambiental-Análisis de ciclo de vida

De acuerdo con la Organización Internacional de Normalización (originalmente en inglés; *International Organization for Standardization*, abreviada ISO), la ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006 describen los lineamientos para la metodología de ACV de manera oficial. La primera proporciona los principios y el marco de referencia de manera general, mientras que la segunda contiene los requisitos y directrices para el ACV (Solano-Olivares, 2017).

Dentro de la ISO 14040:2006, el marco para la evaluación de ciclo de vida incluye las siguientes fases (Fig. 11):

- Fase I. Definición de objetivo y alcance
- Fase II. Análisis de inventario de ciclo de vida (ICV)
- Fase III. Evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV)
- Fase IV. Interpretación de resultados (aquí se elabora un informe y una revisión crítica del ACV, así como un análisis de la relación entre las fases y las condiciones para denominar los valores obtenidos).

Es importante mencionar que la ISO 14040:2006 no describe o especifica metodologías para cada una de las fases que constituye el ACV. Además, la aplicación para los resultados del ACV o del ICV es considerada durante la definición del objetivo y alcance del análisis, pero la aplicación en sí está fuera del alcance de la Norma Internacional.

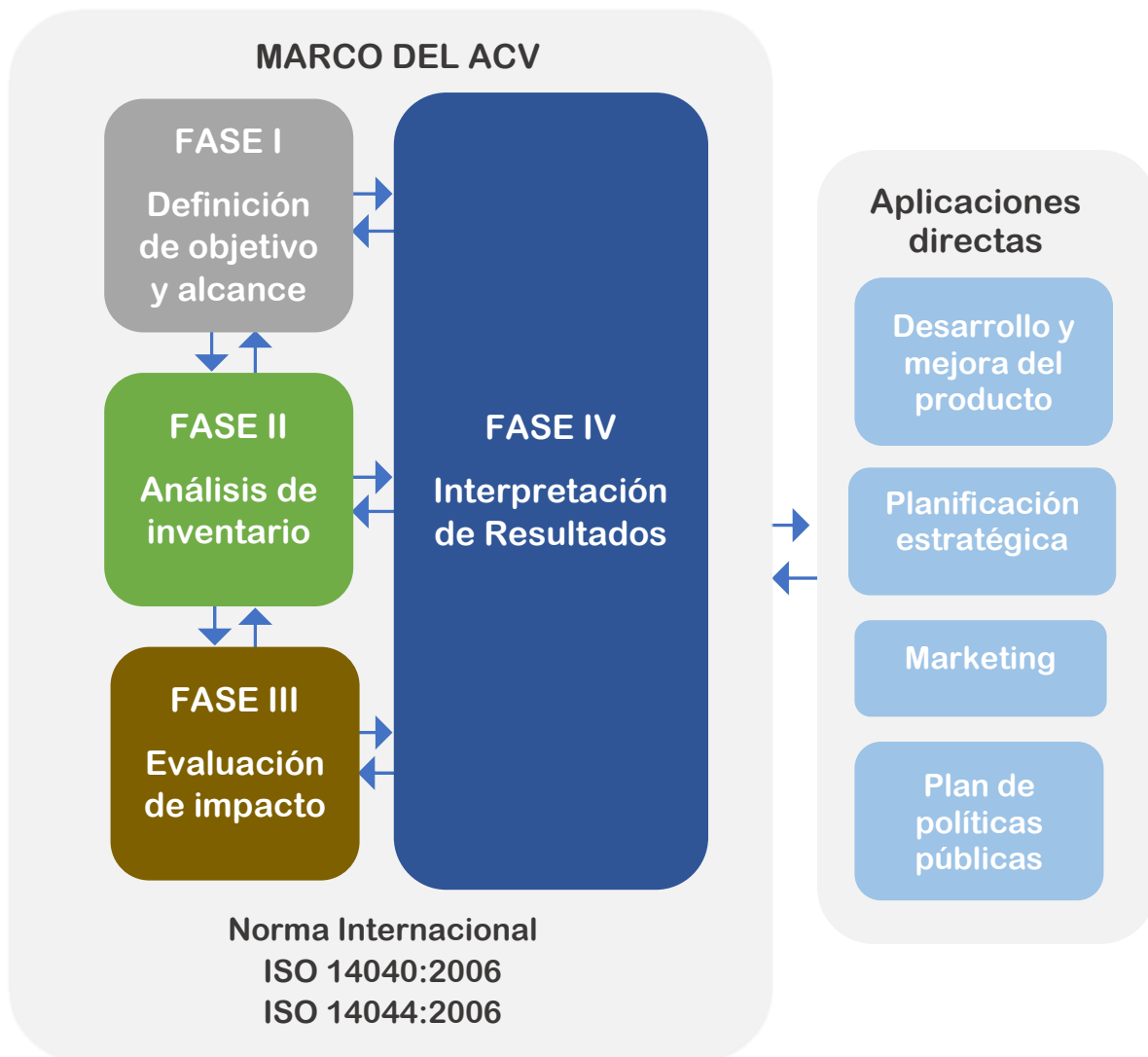


Figura 11. Estructura de un ACV
Organización Internacional de Normalización (2006)- Gestión Ambiental-
ACV-Principios y Marco. ISO 14040.

Fuente: (Curran, 2008)

2.9 Toma de decisiones sobre la metodología del ACV

De acuerdo con Olivera y colaboradores (2016), para realizar un *análisis de ciclo de vida* (ACV) es importante identificar la totalidad de las entradas y salidas (inputs-outputs) del sistema en estudio. Se pueden considerar como entradas: el uso de recursos y materias primas, el transporte y la energía que se utilizan en cada proceso o fase del sistema. Como salidas pueden considerarse: las emisiones a la atmósfera, al agua y al suelo, los residuos y los subproductos afectados en cada proceso o fase del sistema.

Los mismos autores mencionan que la fase de inventario es la plataforma donde se compilan y cuantifican todas las entradas y salidas del ciclo de vida del sistema y se denomina *inventario de ciclo de vida* (ICV). Si la evaluación se realiza para un producto, es necesario estudiar el ciclo de vida del mismo, para tomar en cuenta las entradas y salidas de los procesos que tienen lugar durante su elaboración, considerando; desde la etapa de extracción de las materias primas, hasta el reciclado o disposición final de las mismas.

Puede darse el caso de que existan etapas intermedias en el proceso y acciones como es el transporte y almacenaje, cuando esto ocurre, es importante mencionar que, siempre y cuando cuenten con relevancia dentro del ciclo de vida en cuanto a su impacto, pueden ser incluidos en el análisis.

Como se puede ver en la Figura 11 (apartado 2.8), un estudio de ACV se aprecia como una metodología altamente iterativa, si es necesario volver para revisar el objetivo y alcance una vez que se esté concluyendo el trabajo de inventario para pasar a la evaluación de impacto, es totalmente válido hacerlo, esto con la finalidad de revisar los datos y si es necesario hacer algunas modificaciones o reconsideraciones en ellos, la forma de la metodología ACV te permite realizar estos cambios (Heijungs y Guineév, 2012).

2.10 Fases de un ACV

A continuación, se presentará la idea principal y el contenido de las cuatro fases en subsecciones (Heijungs y Guineév, 2012; Leiva, 2016; Olivera *et al.*, 2016).

2.10.1 Fase I. Definición de objetivo y alcance

En esta fase o etapa, no se recopilan datos ni se calculan emisiones. Más bien, es la parte donde el plan del estudio se define de la manera más clara posible e inequívoca. Aquí es donde se analizan y puntualizan los principales elementos del estudio.

La definición de objetivo debe abordar lo siguiente:

- La finalidad o propósito del estudio (posible aplicación).
- Las razones para desarrollarlo.
- La audiencia a la que se destinará el análisis.
- Si los resultados serán utilizados en afirmaciones comparativas divulgadas al público.

Estos puntos son importantes porque influyen en el resto del procedimiento del ACV, por ejemplo, depende el tipo de audiencia para considerar si pudiese ser necesaria una revisión crítica del estudio, si es así, tal vez sería pertinente la participación de un experto externo para que realice esta tarea (Heijungs y Guineév, 2012).

La definición del alcance establece la extensión del estudio. Así que, esta fase debe considerar (Leiva, 2016):

- el sistema o sistemas del producto a estudiar;
- la función que ofrece o (en el caso de un ACV comparativo) las funciones que ofrecen los sistemas;

- la unidad funcional;
- los límites del sistema;
- el establecimiento de las reglas de asignación de categorías de impacto, indicadores de categoría, metodología de evaluación e interpretación.

Un aspecto importante para la definición del alcance y el límite del sistema es la unidad funcional. Ésta expresa desde un punto de vista matemático, los datos de entrada y salida y, por lo tanto, ofrece una forma de comparar las diferencias en el rendimiento de los resultados. Por ello, en la fase I se define la unidad funcional apropiada para el estudio, esto es importante, ya que será la unidad de referencia para el desarrollo e interpretación del mismo (Solano-Olivares, 2017).

Los límites del sistema son las etapas que se van a considerar, así como los criterios que responden a esta decisión. En esta parte se identifican y justifican las entradas y salidas del sistema. Cabe mencionar que de las etapas que componen el ciclo de vida de un producto o proceso (extracción, manufactura, transporte, uso/mantenimiento, reciclaje y/o disposición final) es preciso definir cuáles son relevantes para considerarlas en el estudio.

En cuanto a la elección de las categorías de impacto, los indicadores de categoría y las metodologías de evaluación en el ACV, es importante considerar cuáles serán incluidos y analizar de qué modo podrían establecerse los datos del inventario a cada impacto (una vez que se haya definido éste) (Leiva, 2016).

Sin embargo, Heijungs y Guineév (2012) indican que la fase I; definición de objetivo y alcance, no tiene que ver con la recopilación de datos o el cálculo de resultados, por lo que no se pueden proporcionar detalles concretos sobre este punto en la primera fase.

Sólo para tener una idea de esta parte, la selección y/o consideración de la categoría de impacto puede realizarse como lo muestra la Tabla 1:

Tabla 1. Ejemplo de selección de categorías de impacto

Categoría	Datos que contribuyen	Indicador de categoría
Cambio climático	Emisiones CO ₂ Emisiones de N ₂ O Emisiones de CH ₄	ton CO ₂ eq

Fuente: (Leiva, 2016)

Cabe resaltar que existen distintas metodologías para la evaluación de impacto del ciclo de vida y para su interpretación, la elección de ellas depende de la finalidad o propósito del estudio o su posible aplicación. Por ello, se considera pertinente tener una idea de las metodologías de impacto cuando se plantea el enfoque del estudio (Tabla 2).

Por último, durante la fase I se establece el bosquejo principal sobre algunos puntos que se discuten y refinan con mayor detalle en las fases posteriores. Tal es el caso de: el límite del sistema, las categorías de impacto y el tratamiento de la incertidumbre. Es decir, es necesario contemplarlos y conocer cómo deberían incluirse en el estudio, sin embargo, se pueden ir detallando en las siguientes fases (Heijungs y Guineév, 2012).

2.10.2 Fase II. Análisis de inventario de ciclo de vida (ICV)

La ISO define el análisis de *inventario de ciclo de vida* como la “fase de evaluación del ciclo de vida que implica la compilación y cuantificación de entradas y salidas para un producto a lo largo de su ciclo de vida”. La cuantificación es un aspecto importante, pues los números en términos de datos y cálculos son la base o punto central en el análisis de *inventario de ciclo de vida* (ICV) (Heijungs y Guineév, 2012).

Tabla 2. Metodologías de impacto

Metodología de impacto	Desarrollado por	Aplicación
CML2016	Centro de Ciencias Ambientales de la Universidad de Leiben, Holanda.	Guía de aplicación de los estándares ISO, establecen categorías de impacto y metodología de caracterización
Cumulative Energy Requirement Analysis (CERA)	Asociación de ingenieros alemanes (VDI)	Evalúa el uso de energía a lo largo del ciclo de vida de un bien o servicio
Eco-Indicator 99	Consultora PRé para el Ministerio de Vivienda Planeamiento Urbanístico y Medio Ambiente de Holanda	Categoría de daño no incluido en la norma ISO, como daños a la salud humana, a la calidad de los ecosistemas o el agotamiento de recursos
The Method of Ecological Scarcity (UBP 2013)	Oficina Federal de Medio Ambiente del gobierno suizo	Propone factores de caracterización para diferentes emisiones al aire, agua y suelo (aguas subterráneas, así como para el uso de recursos energéticos y algunas tipologías de residuos
EDIP'03- Environmental Design of Industrial Products	Instituto para el Desarrollo de Productos (IPU) de la Universidad Técnica de Dinamarca	Se establecen categorías de impacto organizadas por escala (global, regional o local) los aspectos que contribuyen en cada uno de los daños a la salud humana en el entorno de trabajo
Environment Priority Strategy in Product Design (EPS 2000)	Centro de Análisis Ambiental de sistemas de Producto y Materiales, de la Universidad Tecnológica de Chalmers con el apoyo del Panel Sueco para el Desarrollo Técnico Industrial	Proporciona a las empresas la magnitud de los impactos ambientales del diseño de sus productos. Las categorías de impacto se agrupan en afección a la salud humana, capacidad de producción del ecosistema y biodiversidad
Impact 2002+	Instituto Federal de Tecnología de Lausana (Suiza)	Presenta un enfoque que relaciona categorías de impacto y categorías de daño
IPCC 2014 (Climate Change)	Grupo intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático	Aplica el enfoque ACV a la elaboración de los inventarios de emisiones de gases de efecto invernadero

Fuente: (Leiva, 2016)

El ICV se construye con base a la unidad del proceso o proceso unitario, éste es el elemento más pequeño considerado en el análisis del ICV, en esta parte se cuantifican los datos de entrada y salida (inputs-outputs). Para comprender mejor la idea, en el ACV la unidad de proceso se trata como un cuadro que convierte un conjunto de entradas en un conjunto de salidas (Fig. 12) (Heijungs y Guineév, 2012).

Al cuantificar las entradas y salidas del sistema que se está estudiando, es necesario incluir el uso de recursos (materias primas y energía) así como, los desechos, las emisiones a la atmósfera, los vertidos al suelo y agua y, la generación de residuos para el medio ambiente (pueden estar incluidos los contaminantes del aire, el agua y el suelo, el calor residual y el ruido). Los datos en esta fase son el punto de partida para la *evaluación de impacto de ciclo de vida* (EICV) (Leiva, 2016).

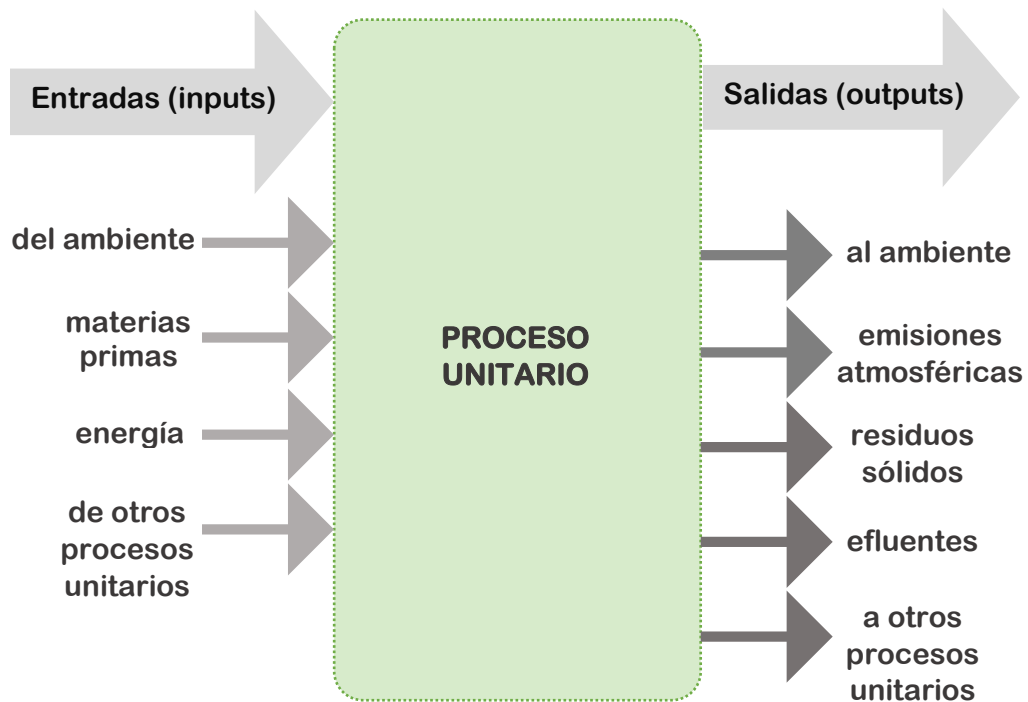


Figura 12. Plantilla general de un proceso unitario. Fase de ICV
Fuente: (Heijungs y Guineév, 2012)

Los expertos recomiendan utilizar los datos que se obtienen directamente del proceso en estudio, esto se puede hacer a través de medidas *in situ*, balances de materia y energía, entrevistas, fuentes bibliográficas, etc. Para dar una visión global de los datos cuantificados del producto, sistema o proceso que se está evaluando, será necesario realizar (Leiva, 2016):

- diagramas de flujo que dejen claro el límite, las entradas y salidas y las relaciones entre éstas;
- una descripción detallada de cada unidad de proceso con sus datos;
- una lista donde se especifiquen las unidades de medida de cada dato;
- una descripción de los métodos empleados para la recopilación y cálculo de datos;
- una serie de fuentes documentales para casos especiales, irregularidades, supuestos o cualquier otro punto asociado a la recopilación de datos.

Es necesario validar los datos y esto se puede lograr a partir de balances de materia y energía. Así mismo, debe existir una relación de los datos con los procesos unitarios y con la unidad funcional, por ello, los inputs-outputs se generan con base a éstos. A partir de los datos generados, en esta etapa se puede ajustar nuevamente el límite del sistema. Con un análisis de sensibilidad se puede determinar si es viable la exclusión de etapas o de algunos procesos unitarios cuando se considere que carecen de importancia en el ciclo de vida del sistema.

Por último, puede considerarse la exclusión de entradas y salidas que no tengan impacto significativo en el estudio, y caso contrario, la inclusión de nuevos procesos unitarios, entradas y salidas que no se habían considerado y que pudiesen ser importantes. Estas modificaciones pueden aplicarse gracias a que la metodología de ACV es iterativa, como se mencionó (Leiva, 2016).

2.10.3 Fase III. Evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV)

Una evaluación de impacto de ciclo de vida intenta establecer un vínculo entre el producto, proceso o sistema y sus posibles impactos ambientales. Esta fase relaciona los resultados del análisis de *inventario de ciclo de vida* (ICV) con los efectos que resultan de ellos. Se enfoca en comprender y evaluar la magnitud y la importancia de todos los posibles impactos al medio ambiente que se generan, a fin de valorar la relevancia y el potencial de cada uno de ellos durante el ciclo de vida del producto, sistema o proceso (Curran, 2008; Heijungs y Guineév, 2012; Leiva, 2016).

Para comprender la magnitud y el significado de los impactos ambientales potenciales del producto, sistema o proceso, se emplea un método de evaluación para transformar los datos recabados en el *inventario de ciclo de vida* en resultados de carácter ambiental (Olivera *et al.*, 2016).

Para obtener ese carácter ambiental, se caracteriza el resultado final del ACV según la metodología de impacto que se utilice (CML2016, ReCiPe, Eco-Indicator 99, etc., revisar Tabla 2). De acuerdo con los expertos, hasta la fecha no existe un modelo único de evaluación de impacto a nivel internacional. Si bien el “proceso de la unidad” en el ICV es el elemento central, en la *evaluación de impacto de ciclo de vida* (EICV), ese elemento central es “la categoría de impacto” (Olivera *et al.*, 2016).

Para comprender un poco más, quizás sea útil conocer la serie de etapas que establece la ISO 14040 en la fase III; evaluación de impacto. Algunas son obligatorias y otras de carácter optativo (Fig. 13).

2.10.3.1 Selección de categorías de impacto

Esta selección debe reflejar un conjunto íntegro de aspectos ambientales. Es necesario justificar las categorías que se seleccionen, los indicadores de categoría y los modelos de caracterización (Leiva, 2016).

Como se mencionó en el apartado “2.10.2 Fase II. Análisis de inventario de ciclo de vida (ICV)”, existen diversas metodologías para el desarrollo de un ACV y en concreto, para la evaluación del impacto del ciclo de vida. A modo de ejemplo, en la Tabla 3 se muestran las categorías de impacto definidas por la Unión Europea, cuyo método o metodología para la evaluación de impacto puede reconocerse como ReCiPe (Olivera *et al.*, 2016).

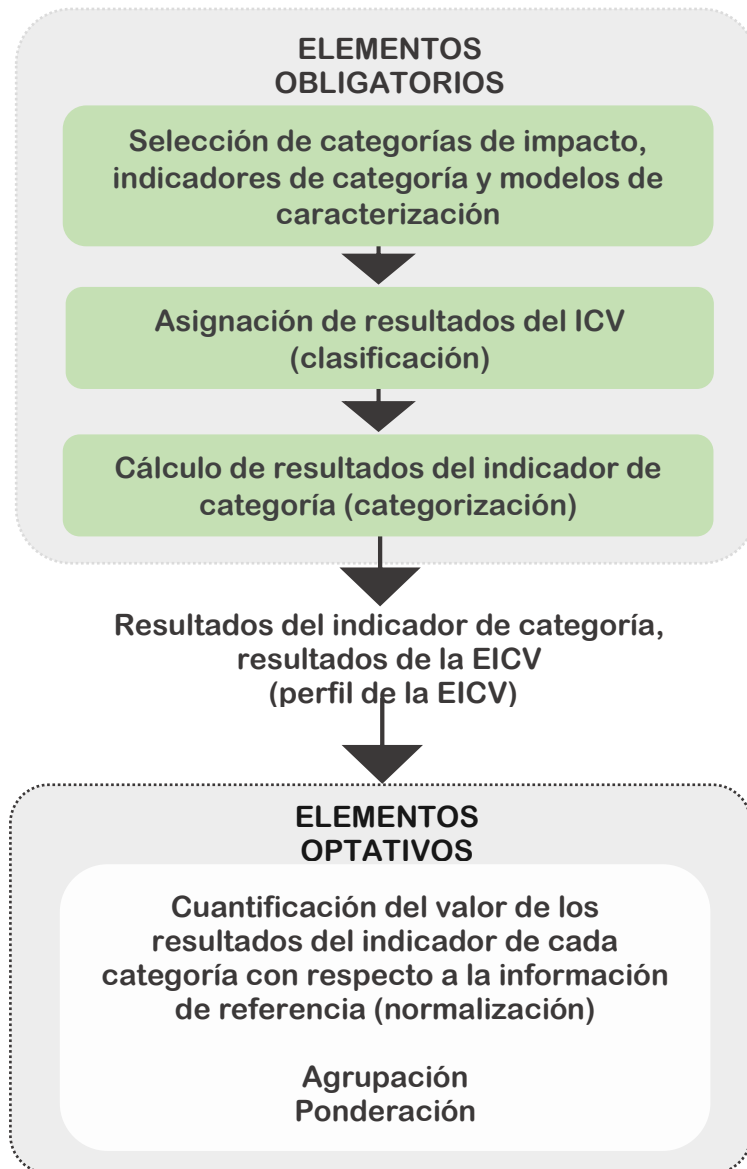


Figura 13. Elementos de la Fase III. Evaluación de impacto del ciclo de vida

Fuente: Norma ISO 14040

Tabla 3. Categorías de impacto ambiental. Unión Europea

Categorías de impacto	Descripción	Indicador de categoría de impacto
Cambio climático	Fenómeno observado en las medidas de la temperatura que muestra en promedio un aumento en la temperatura de la atmosfera terrestre y de los océanos en las últimas décadas	Kilogramo equivalente de CO ₂
Agotamiento de la capa de ozono	Efectos negativos sobre la capacidad de protección frente a las radiaciones ultravioletas solares de la capa de ozono atmosférica	Kilogramo equivalente de CFC-11
Eutrofización terrestre	Enriquecimiento en nutrientes de un ecosistema. El uso más extendido se refiere específicamente al aporte más o menos masivo de nutrientes inorgánicos en un ecosistema acuático. Eutrofizado es aquel ecosistema o ambiente caracterizado por una abundancia anormalmente alta de nutriente, donde aumenta la biomasa y hay empobrecimiento de la diversidad.	Mol equivalente de N
Eutrofización acuática		Agua dulce: kilogramo equivalente de P. Agua de mar: kilogramo equivalente de N
Acidificación	Pérdida de la capacidad neutralizante del suelo y del agua como consecuencia del aporte de ácidos	Mol equivalente de H ⁺
Agotamiento de los recursos-agua	Consumo de materiales extraídos de la naturaleza	m ³ de consumo de agua en relación con la escasez de agua a nivel local
Agotamiento de los recursos-minerales, fósiles		Kilogramo equivalente de Sb
Formación fotoquímica de ozono	Formación de los precursores que dan lugar a la contaminación fotoquímica. La luz incide sobre dichos precursores, provocando la formación de una serie de compuestos conocidos como oxidantes fotoquímicos (el ozono-O ₃ es el más importante por su abundancia y toxicidad)	Kilogramo equivalente de COVNM

Categorías de impacto	Descripción	Indicador de categoría de impacto
Ecotoxicidad para ecosistemas de agua dulce	Efectos considerables sobre los compuestos que existen de manera natural en el medio natural por la presencia de compuestos xenobióticos como los bifenilos policlorinados (PBC) y ciertos insecticidas	CTUe (Unidad tóxica comparativa para los ecosistemas)
Toxicidad humana (cancerígenos)	Nivel de riesgo por exposición a tóxicos ambientales cancerígenos	CTUe (Unidad tóxica comparativa para las personas)
Toxicidad humana (no-cancerígenos)	Nivel de riesgo por exposición a tóxicos ambientales no-cancerígenos	CTUe (Unidad tóxica comparativa para las personas)
Partículas/sustancias inorgánicas con efectos respiratorios	Partículas delgadas, sólidas, divididas o suspendidas en el aire. Pueden originarse de la pulverización de metales o minerales tales como roca o suelos. Ejemplos de polvos inorgánicos son la sílice, asbestos y carbón	Kilogramo equivalente de PM2.5
Radiación ionizante (efectos sobre la salud humana)	Tipo de energía liberada por los átomos en forma de ondas electromagnéticas (rayos gamma o rayos X) o partículas (partículas alfa y beta o neutrones). La desintegración espontánea de los átomos se denomina radiactividad y la energía excedente emitida es una forma de radiación ionizante	Kilogramo equivalente de U235 (en el aire)
Transformación de suelo	Alteración de las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo por el uso que se hace	Kilogramo (déficit)

Fuente: (Olivera *et al.*, 2016)

Cada sustancia del inventario debe ser asignada en una o varias clasificaciones de las categorías de impacto ambiental y deben compararse los valores respecto a la sustancia de referencia de esa categoría. Por ejemplo, en algún proceso unitario del ciclo de vida se emite gases de efecto invernadero (GEI) (dato del inventario-output-emisión) y, el aumento de los GEI puede contribuir al calentamiento global (categoría de impacto) (Olivera *et al.*, 2016).

2.10.3.2 Selección de indicadores de impacto

Una vez que se asigna la categoría de impacto, se utilizan los indicadores de categoría. Siguiendo el ejemplo de la sección anterior “2.10.3.1 Selección de categorías de impacto”; los GEI (output, emisión) contribuyen al calentamiento global (categoría de impacto) y, como indicador de categoría, está el kilogramo equivalente de dióxido de carbono (Kg eq de CO₂).

La suma de diferentes intervenciones ambientales (por ejemplo, dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, etc.) para una misma categoría, se hará en la unidad del indicador (kg eq de CO₂, para los GEI de este ejemplo). Mediante los factores de caracterización, también llamados factores equivalentes, las diferentes intervenciones ambientales (emisión de gases de efecto invernadero, en este ejemplo) se convertirán a unidades del indicador (quedando en kg eq de CO₂), utilizando los factores de caracterización de cada sustancia, los cuales representan su contribución en una categoría de impacto.

Cada sustancia se multiplica por su correspondiente factor de caracterización, logrando de este modo llegar a los valores con unidades equivalentes y así, poder cuantificar la contribución a cada categoría de impacto. En la Figura 14 se esquematiza la clasificación y caracterización en la fase AICV (Vallejo, 2004).

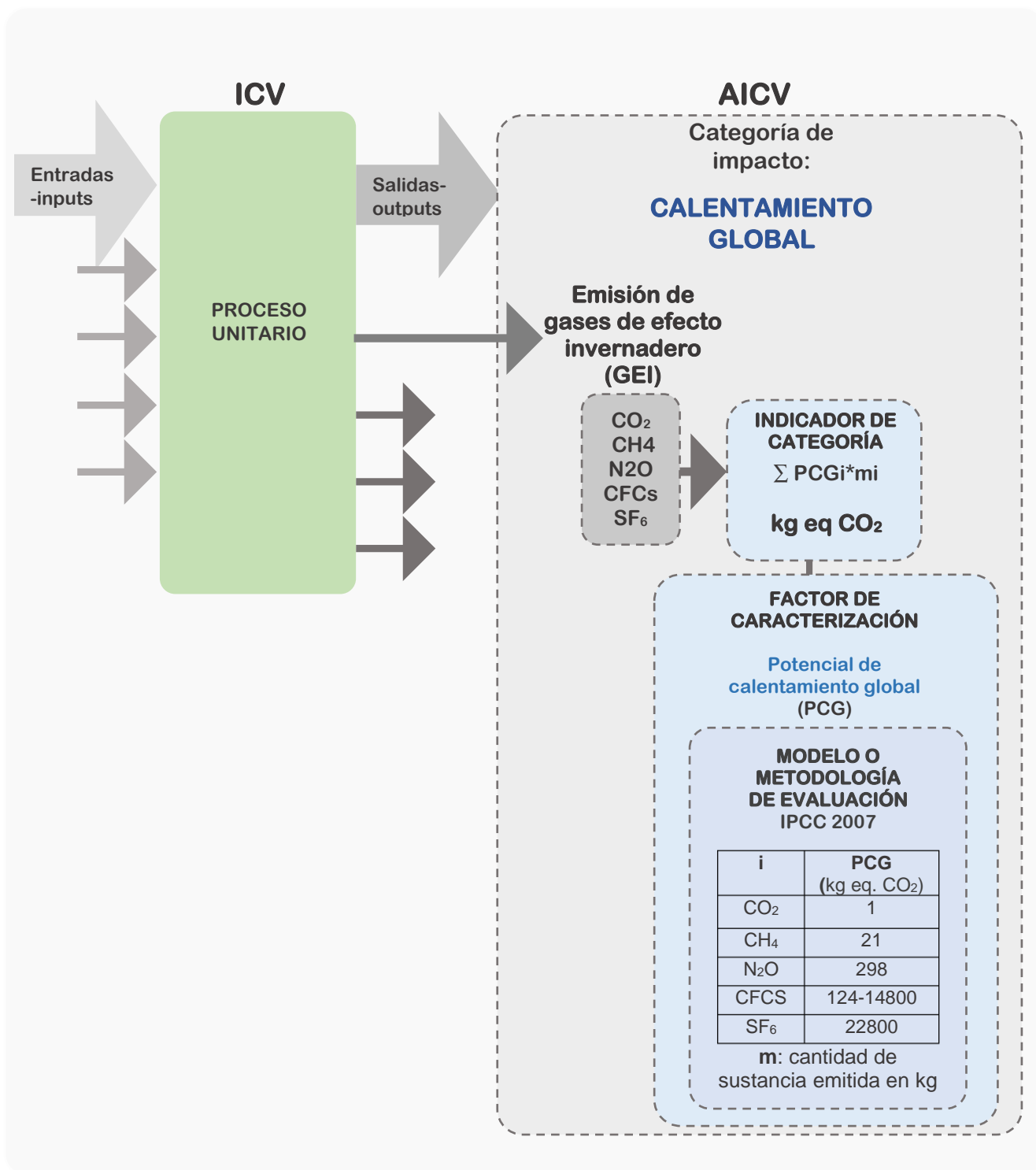


Figura 14. Esquema de la clasificación y caracterización en la fase del AICV. Ejemplo para la categoría de calentamiento global con método de evaluación IPCC 2007

Fuente: (Vallejo, 2004)

Durante la EICV, cada categoría de impacto debe incluir (Olivera *et al.*, 2016):

- La identificación de los puntos finales de categoría (CO₂, N₂O, CH₄, etc.); estos puntos finales son los atributos del entorno natural, la salud humana o los recursos, con ellos se identifica un asunto ambiental de importancia.
- La definición del indicador de categoría; un indicador de categoría es la representación cuantificable de una categoría de impacto.
- La identificación de los resultados del ICV en una categoría de impacto.
- La identificación del modelo de caracterización y los factores de caracterización.

Para entender un poco más estos puntos, la Tabla 4 muestra el ejemplo de los factores de caracterización para la categoría de calentamiento global con el método de evaluación IPCC, 2007.

Tabla 4. Factores de caracterización en la categoría de calentamiento global

Sustancia		Factores de caracterización kg eq. CO ₂ (IPCC, 2007)
Dióxido de carbono	CO ₂	1
Metano	CH ₄	21
Óxido nitroso	N ₂ O	298
Hidrofluorocarbonos	CFCs	124-14,800
Hexafluoruro de azufre	SF ₆	22,800

Fuente: (Olivera *et al.*, 2016)

La Tabla 5 muestra algunos ejemplos de categorías de impacto, en donde se pueden ver los puntos finales de cada categoría y los indicadores en cada una de ellas (Leiva, 2016).

Tabla 5. Ejemplos de categorías de impacto, identificando puntos finales e indicadores de categoría

Categoría	Puntos finales	Indicador
Cambio climático	CO ₂ ; N ₂ O; CH ₄	t CO ₂ eq
Acidificación	NO ₂ ; NO _x ; SO ₂	t SO ₂ eq
Toxicidad en aire	PM ₁₀ ; NO _x ; NO ₂ ; SO ₂ ; Hg; Cd; Pb; As; Cr; Cu; Ni; Se; Zn; Dioxinas y furanos; HCB	t 1,4 diclorobenceno eq

Fuente: (Leiva, 2016)

Algunas recomendaciones (Leiva, 2016):

- Las categorías de impacto, los indicadores de categoría y los modelos de caracterización deberán estar aceptados internacionalmente.
- Las categorías de impacto deberán constituir la suma de los impactos de las entradas y salidas del sistema a través de los indicadores de categoría.

2.10.3.3 Clasificación

Esta etapa solo consiste en agrupar las cargas ambientales provocadas por el consumo de recursos, la generación de emisiones y de residuos, esto se hace en función de los efectos potenciales ambientales que producen cada uno de éstos (Olivera *et al.*, 2016).

2.10.3.4 Caracterización

La caracterización es el cálculo de la contribución potencial de cada compuesto, sustancia, recurso etc., que fue detectado en las entradas y salidas del *inventario de ciclo de vida* y transformado a un efecto ambiental.

Por ejemplo, considerando la acidificación: como primer punto se identifican las emisiones que le atribuyen a esta categoría, NO_x, NO₂ y SO₂. Una vez identificadas, es necesario tener todas las emisiones en unidades idénticas

para valorar el efecto global de la acidificación, por ello, se toma como referencia y se expresa el resto en función de ella. En este caso, se toma como referencia el dióxido de azufre (SO₂) y se expresa el resto como equivalentes de dióxido de azufre. Las unidades vienen expresadas en kg de SO₂ equivalente (Olivera *et al.*, 2016).

2.10.4 Fase IV. Interpretación de resultados

La ISO 14040 define la interpretación de resultados como “una fase de evaluación del ciclo de vida en la que se evalúan los resultados del análisis de inventario o la evaluación de impacto, o ambos, en relación con el objetivo y el alcance definidos para llegar a conclusiones y recomendaciones”.

Olivera y colaboradores (2016) indican que esta fase en sí es la combinación de los resultados de inventario (ICV) y de la evaluación de impacto (EICV), donde se presentan resultados coherentes con el objetivo y el alcance del estudio, esta fase comprende los siguientes elementos:

- Identificación de aspectos significativos.
- Evaluación: análisis de integridad, sensibilidad y coherencia.
- Conclusiones, recomendaciones y limitaciones.

La identificación de aspectos significativos consiste en analizar y asemejar las implicaciones de los métodos utilizados, de las suposiciones hechas y las entradas y salidas calculadas, etc., todo el trabajo de las fases previas, incluyendo la selección de categorías de impacto.

Los mismos autores señalan que se puede analizar la energía, las emisiones o residuos del inventario, las contribuciones significativas de las etapas del ciclo de vida en los resultados de ICV y EICV, pudiendo ser; procesos unitarios, transporte, producción de energía, todo aspecto que nos arroje un resultado con impacto potencial, para posteriormente clasificarlo y priorizarlo.

Como ejemplo para clasificar y priorizar los resultados se puede observar en la Tabla 6 el grado de influencia dependiendo el porcentaje de contribución:

Tabla 6. Clasificación de los resultados según su relevancia

A	contribución > 50%	Influencia significativa
B	25% < contribución < 25%	Influencia relevante
C	10% < contribución < 25%	Influencia bastante importante
D	2.5% < contribución < 10%	Influencia menor
E	Contribución < 2.5%	Influencia despreciable

Fuente: (Leyva, 2016)

En el análisis de integridad, se revisa y analiza si es posible constatar que la información de las fases del ACV está completa para llegar a conclusiones, basándose en la definición del objetivo y el alcance.

Para el análisis de coherencia, se contrasta y verifica que los supuestos, los métodos y los datos se apliquen de forma coherente en todo el estudio y se empleen acorde al objetivo y alcance del mismo. Algunas incoherencias que podrían presentarse en el análisis pueden ser; diferencias entre las fuentes de datos, antigüedad de los mismos y diferencia en la cobertura geográfica.

Uno de los roles importantes de la interpretación es la comparación de los datos y resultados con hallazgos anteriores para poner en contexto toda la información obtenida y pasar entonces, a la toma de decisiones y recomendaciones para el público previsto por el ACV (Heijungs y Guineév, 2012; Olivera *et al.*, 2016).

2.11 Bases de datos para un ACV

Existen dos tipos de bases de datos en el marco de un ACV, para diferenciarlas es necesario analizar los datos que contienen. Una de ellas, tiene las entradas y salidas que se emplean para simular el sistema, proceso, producto en el *inventario de ciclo de vida*, se conocen como *base de datos de ICV*.

Mientras que, la otra base de datos contiene la información que cada metodología de la *evaluación de impacto de ciclo de vida* requiere para que la herramienta que llevará a cabo la evaluación realice los cálculos para obtener los resultados; se conocen como *base de datos de metodologías*.

Estas *bases de datos de metodologías* están formadas por los factores de caracterización, ponderación y demás datos que cada metodología o método de evaluación de ICV necesita para realizar los cálculos y obtener los resultados de la evaluación.

La *base de datos de ICV* se compone de diversos materiales y procesos que se encuentran por lo regular, agrupados según la fase del ciclo de vida. La principal característica de los datos en estas bases es que se encuentran en un formato predeterminado y común, donde las herramientas (software) de ACV pueden diseñarse para poder aceptar los datos en los formatos que decidan incluir.

Ambas bases se integran y de esta manera pueden contener datos de múltiples sectores y así aplicarse de manera específica en un sector en concreto. Existen una serie de bases de datos como son Ecoinvent, Boustead, IVAM LCA, ProBas, Gabi databases 2006, GEMIS 4.4, Option data pack, Umberto library 5.5., IDEMAT 2001, CPM LCA Database, entre otras (Ihobe, 2009).

En este estudio se hace uso de la base de datos Ecoinvent, por lo tanto, se abordará de manera general y breve para poder conocer y tener una idea acerca de su función y aplicación.

2.12 Ecoinvent

Es la base líder en el mundo, conteniendo miles de datos de ICV bien documentados para miles de productos, lo que ayuda a tomar decisiones informadas sobre el impacto ambiental de éstos. Actualmente, la última versión 3.6 presenta más de 2,200 conjuntos de datos nuevos y 2,500 actualizados.

El enfoque de Ecoinvent es compilar en forma de bloques de construcción básicos los procesos unitarios de las actividades humanas y sus intercambios con el medio ambiente. Generando también la combinación de este conjunto de datos de ICV con métodos de evaluación.

Ecoinvent contiene datos actualizados con una cobertura geográfica numerosa, contemplando países como México, Brasil, Colombia, India, Perú, Estados Unidos, Canadá, entre muchos otros. Su base de datos incluye información sobre:

- Agricultura.
- Edificación y materiales de construcción.
- Productos químicos.
- Electricidad.
- Suministro de pescado europeo.
- Sector de metales.
- Refinerías de petróleo y productos.
- Textiles.
- Turismo (construcción, operación y acondicionamiento de hoteles económicos y de lujo).
- Transporte.
- Tratamiento de residuos y reciclaje.
- Suministro de agua.

Ecoinvent ha creado *inventarios de ciclo de vida* confiables regionalizados, con la finalidad de proporcionar una base de datos que representen el consumo de recursos y muestren las emisiones ambientales de las tecnologías utilizadas en los países de enfoque, revisados de acuerdo con los estándares internacionales de calidad, es decir, el órgano rector más reconocido en el mundo, el *International Organization for Standardization* (ISO) (Ecoinvent, 2019).

2.13 Software para ACV

Actualmente, existe una variedad de software que están disponibles para realizar un ACV; SimaPro, GABI, UMBERTO, TEAM, EVERDEE 2.0, entre otros. Estas herramientas tienen como componentes principales y prioritarios la presencia y variedad de bases de datos y metodologías de evaluación.

Es recomendable que cuenten con un periodo regular de actualización, pues los avances tecnológicos provocan un envejecimiento prematuro de la validez de los datos existentes. También, es conveniente que el software pueda trabajar con varias metodologías de *evaluación de impacto de ciclo de vida* para (Ihobe, 2009):

- Obtener resultados concretos a través de la metodología específica.
- Crear una comparación de los resultados pudiendo ejecutar diferentes metodologías para el cálculo del mismo impacto ambiental. Por ejemplo, calcular y apreciar la diferencia de “kg eq de CO₂” utilizando la metodología IPCC y por otro lado la metodología CML2001, se pueden obtener diferentes resultados, aunque la evaluación de impacto sea la misma. Esto se debe a que cada metodología utiliza su propio alcance, factor de conversión y suposiciones. Aun así, esta comparativa puede enriquecer los resultados y permite evaluar la idoneidad o no de una metodología u otra.
- Poder manejar resultados tanto específicos como generales, por ejemplo; obtener resultados de consumo de energía y de emisiones de CO₂.

SimaPro® destaca por tener una interfaz flexible para realizar modificaciones, proporcionando la certeza de obtener un análisis lo más cercano a la realidad, mediante cálculos, comparaciones, exportación e importación de datos y análisis de impacto (Solano-Olivares, 2017). Actualmente, la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM) cuenta con la licencia del software

para ser utilizado en evaluaciones de impacto ambiental, por ello, es utilizado para el desarrollo de este trabajo.

2.14 SimaPro®

SimaPro® es un software basado en hechos para crear un valor sostenible, es desarrollado y distribuido por PRé-Consultants, con sede en los Países Bajos. Ha sido un paquete líder de software para ACV durante 25 años, en más de 80 países, para el sector industrial y académico. Es utilizado en universidades en todo el mundo y ha contribuido a importantes desarrollos de políticas e investigación.

Proporciona el más alto nivel de transparencia de todos los paquetes de ACV disponibles actualmente. Permite ver redes de suministro completas y con ello, proporciona una visión integral de las bases de datos y los procesos unitarios. Estas características proporcionan confianza para la toma de decisiones durante el análisis y garantizan la precisión de los resultados.

Es utilizado para informes de sustentabilidad, huella de carbono y agua, diseño de productos, así como, generación de declaraciones ambientales. Mediante el software es posible modelar y analizar de manera gráfica los ciclos de vida de forma sistemática y transparente, gracias a que incluye una interfaz de usuario. Esta herramienta te permite medir el impacto ambiental de los productos, procesos y servicios analizando todas las etapas del ciclo de vida, identificando los puntos críticos en cada eslabón de su cadena de suministro (SimaPro, 2019).

2.14.1 Métodos de evaluación de impacto en SimaPro®

Esta herramienta contiene diferentes métodos de evaluación para los análisis de ciclo de vida (Fig. 15), clasificados en europeos, norteamericanos, de categoría única y de huella hídrica (Solano-Olivares, 2017). Con base en la finalidad de este estudio, se han seleccionado dos metodologías de impacto;

ReCiPe y Cumulative Energy Demand (CED), por ello, se presentará la idea principal de cada una de ellas.

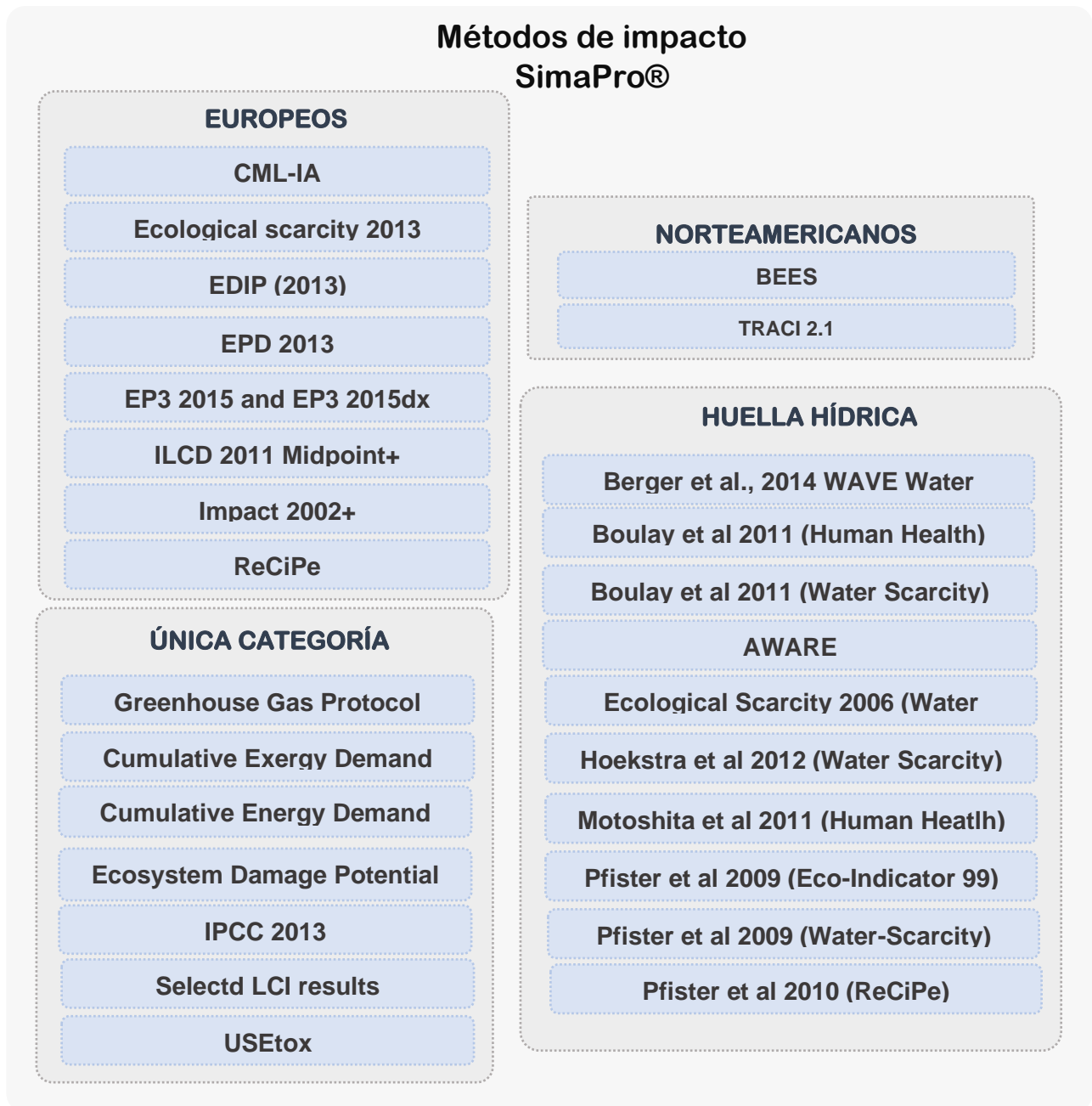


Figura 15. Métodos de evaluación en SimaPro
Fuente: (Solano-Olivares, 2017)

2.14.1.1 ReCiPe

La metodología ReCiPe proporciona factores de caracterización que son representativos de la escala global en lugar de la escala europea, al mismo tiempo, mantiene la posibilidad de que varias categorías de impacto puedan implementar factores de caracterización tomando una escala, tanto nacional como continental. El acrónimo ReCiPe representa las iniciales de los institutos que fueron los principales contribuyentes y colaboradores en su diseño: RIVM y Radboud University, CML y PRé Consultants, resaltando que el método recibió este nombre, por el hecho de que proporciona una “receta” para calcular los indicadores de categoría de impacto del ciclo de vida.

Actualmente, ReCiPe ha ampliado el número de intervenciones ambientales, específicamente en:

- los impactos del uso del agua en la salud humana, los ecosistemas de agua dulce y los ecosistemas terrestres;
- los impactos del cambio climático en los ecosistemas de agua dulce;
- los impactos del uso del agua y la formación de capa de ozono troposférico en los ecosistemas terrestres como nuevas vías de daño.

Otra ventaja que ofrece esta metodología se relaciona con una regionalización de más categorías, pasando de un análisis local a global y, agregando más vías de impacto.

Para derivar los factores de caracterización, ReCiPe calcula 18 indicadores de punto medio y 4 indicadores de punto final (Fig. 16). Los indicadores de punto medio se centran en problemas ambientales únicos, por ejemplo, el cambio climático o la acidificación. En cuanto a los indicadores de punto final, tienen como objetivo mostrar el impacto ambiental en tres niveles de agregación más altos, siendo: daño a la salud humana (el efecto sobre la salud humana), daño a los ecosistemas (la biodiversidad) y, la escasez de recursos. Esta conversión

de los puntos medios a finales ayuda a simplificar la interpretación de los resultados del ACV (Huijbregts *et al.*, 2017).

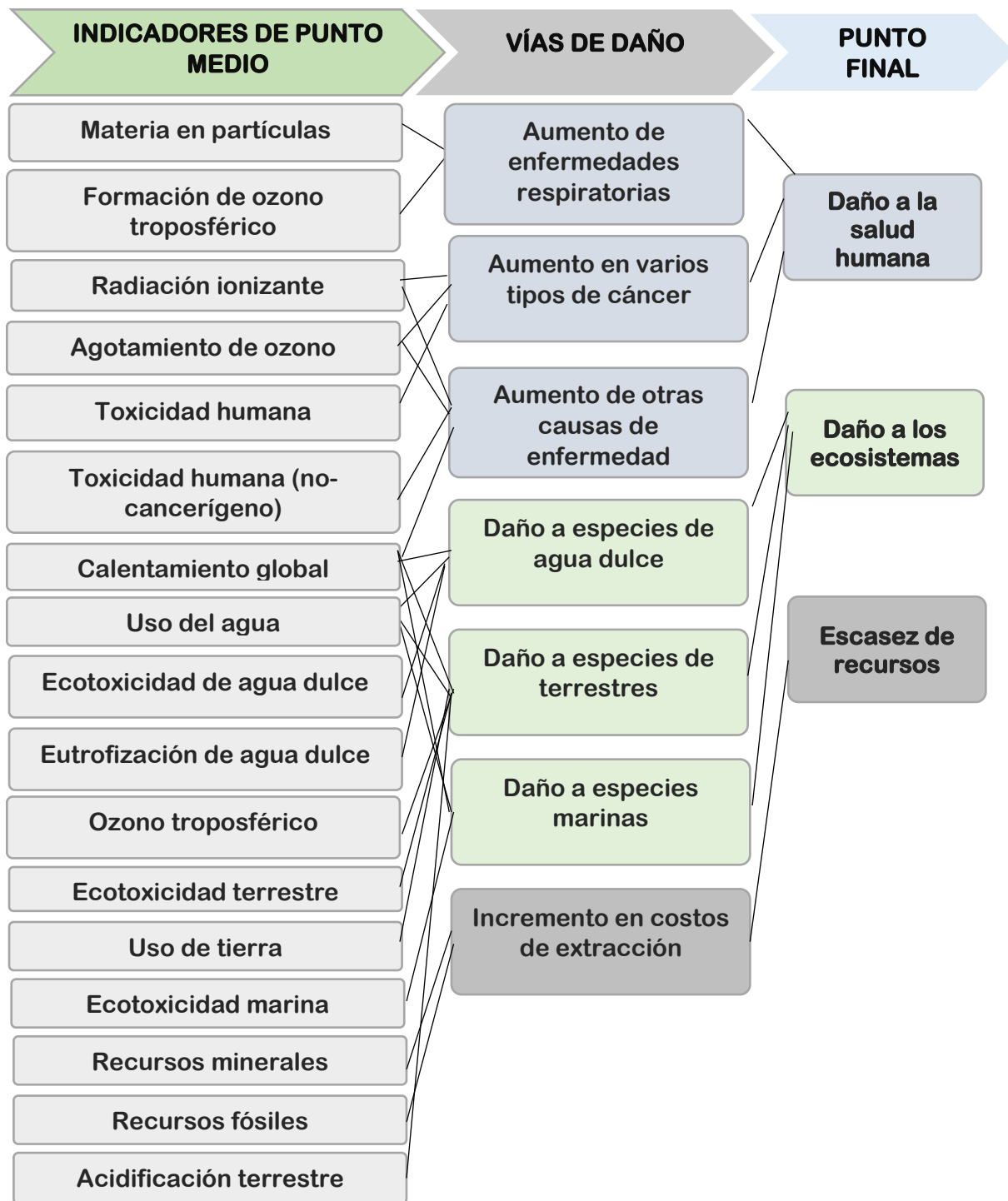


Figura 16. Categorías de impacto que se cubren en el método ReCiPe
Fuente: (Huijbregts *et al.*, 2017)

2.14.1.2 Cumulative Energy Demand (CED)

Desde los primeros estudios de ACV, el concepto de cumulative energy demand (CED), demanda energética acumulada o consumo de energía primaria, ha adquirido importancia. Se desarrolló a principios de los años setenta, después de la primera crisis del petróleo, por tal razón, ha sido aplicado de manera considerable en los estudios de ACV.

Actualmente, no se cuenta con un enfoque armonizado para su estudio y las normas y directrices definen la CED de manera diferente. Sin embargo, se aplica en varias bases de datos de evaluación del ciclo de vida y se integra en algunos métodos de evaluación de impacto.

La metodología de impacto CED tiene como objetivo contabilizar el uso de energía a lo largo del ciclo de vida de un bien o servicio. Esto incluye el uso directo e indirecto de energía, de forma indirecta está la energía *gris*² por el uso de materias primas. Puede tener un enfoque basado en el uso de los energéticos a partir de la quema de los recursos fósiles; energía convencional y, a partir de fuentes alternativas; energía renovable (Frischnecht *et al.*, 2015).

2.15 Consideraciones del ACV

El enfoque del *análisis de ciclo de vida* tiene una variedad de aplicaciones e incrementa cada vez más el uso del mismo para la toma de decisiones de organismos gubernamentales y empresas privadas de países desarrollados. Es la única herramienta de evaluación ambiental estandarizada internacionalmente por la ISO 14040-14044. Se han realizado avances significativos para incluir las dimensiones económica y social al ACV, para el desarrollo de una herramienta que te permita realizar la *evaluación sustentable del ciclo de vida* (ambiental, económico y social) (Olivera *et al.*, 2016).

² Se denomina a la energía “oculta” en un producto, es decir, la energía que se utilizó en todo el proceso de producción de principio a fin, contando las materias primas.

Básicamente, el ACV es un método comparativo entre dos sistemas que cumplan la misma función, basándose sobre la unidad funcional, que es la medida cuantitativa del propósito. A menudo se considera que el ACV puede usarse para evaluar la sustentabilidad (Klöpffer, 2005).

Es importante mencionar que el ACV no intenta cuantificar cualquier impacto real y específico asociado con un producto, proceso o actividad, como podría cuantificarlo un *análisis de riesgo*. En realidad, lo que el ACV busca es establecer un vínculo entre un sistema, proceso o actividad y los posibles impactos de éstos.

Los modelos de impacto que se usan en un ACV a menudo son modelos simplificados que derivan de modelos más sofisticados dentro de una gama muy extensa de categorías de impacto. Estos modelos se adecuan para las comparaciones ambientales relativas que tienen potencial para causar un daño humano o ambiental, debe quedar claro que no son indicadores de riesgo absoluto o daño real para la salud humana o el medio ambiente.

El ACV no se aplica como un *análisis de riesgo* para una sustancia o producto químico en particular, en un *análisis de riesgo* se hace una evaluación para modelar detalladamente el pronóstico de los impactos sobre la población por estar expuestos a dicha sustancia, inclusive puede predecir probabilidades de daño. En el caso del ACV, son cientos de emisiones químicas que se producen en varios lugares y de las cuales se evalúan los impactos en múltiples categorías de impacto. La variedad de factores, de ubicaciones y la diversidad de categorías de impacto, permiten realizar la evaluación al mismo rigor que una evaluación de riesgo tradicional.

Los modelos de impacto resultantes son adecuados para comparaciones relativas a partir de supuestos y valores predeterminados según sea necesario. El concepto clave en este análisis es el conjunto de condiciones que pueden conducir a un impacto (Klöpffer, 2005; Curran, 2008).

CAPÍTULO III. METODOLOGÍA

La Figura 17 presenta el esquema metodológico constituido por una serie de pasos para la evaluación del impacto ambiental de un sistema de desalinización por nanofiltración (NF) conectado a un sistema fotovoltaico (FV), instalado en una zona desértica el estado de Chihuahua, México. Cabe resaltar que esta metodología de ser aplicada en otros países deberá ajustarse a los términos y normatividad vigente en el tema, así como a las condiciones de la zona de estudio. En seguida, se describe cada paso.

3.1 Revisión del estado del arte

Durante esta etapa se realizó una búsqueda, compilación y análisis de los trabajos reportados en la literatura científica sobre las evaluaciones de impacto ambiental de sistemas de desalinización por membrana, utilizando energías renovables y aplicando la metodología de *análisis de ciclo de vida*. Con base en la revisión de los trabajos, se sintetizó la información relevante a fin de establecer los pasos o guías necesarias para realizar la evaluación de impacto ambiental del sistema NF-FV instalado en la localidad de Samalayuca, Chihuahua, México.

Así mismo, se realizó la consulta, análisis e introducción de los temas de interés para el desarrollo de la investigación, construyendo de esta manera, el marco conceptual que sirve de referente teórico-científico para la lógica, comprensión y justificación del estudio. Para ello, durante esta etapa, se incluyó la definición precisa de los conceptos relevantes para la investigación y las relaciones entre éstos, mostrando las líneas de conexión entre los temas de interés y el problema estudiado, así como, entre los conocimientos ya consolidados y aceptados a partir de los trabajos publicados (analizados en el primer apartado), los cuales, proporcionaron sustento científico a la propuesta de trabajo.

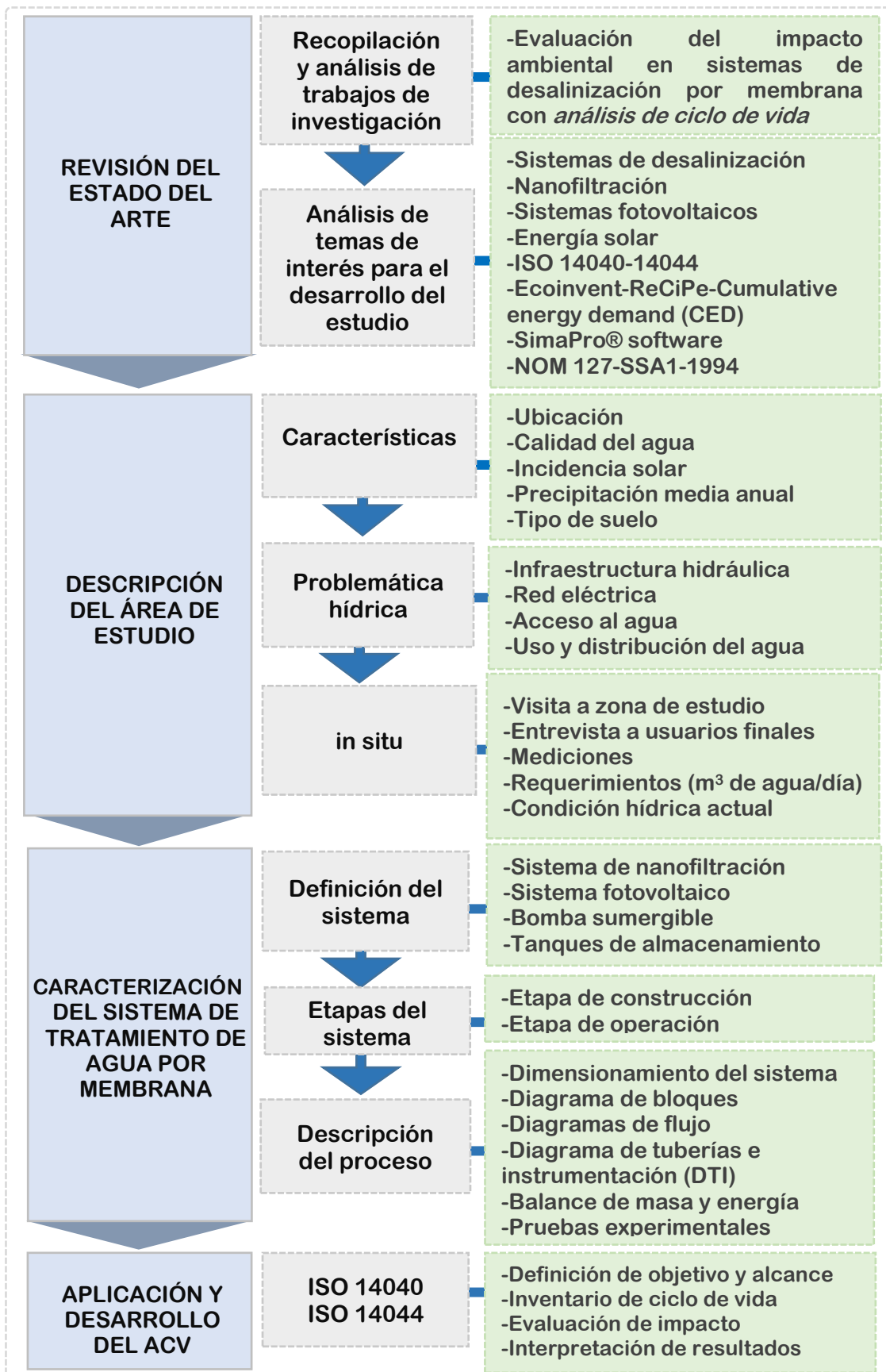


Figura 17. Diagrama de flujo de las etapas de la evaluación ambiental

Fuente: Elaboración propia

3.2 Descripción del área de estudio

En general, es preciso describir las características del lugar donde se realizará la investigación. Con base en el análisis de los trabajos reportados, se observó que, en primera instancia, es imprescindible realizar la caracterización general de la zona de estudio.

Como primer punto, durante esta fase, se analizó la distribución geográfica del agua en México para tratar de entender la problemática hídrica actual en la zona norte del país. Posteriormente, se revisó la información de los documentos oficiales proporcionados por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), el Instituto Municipal de Investigación y Planeación (IMIP) y, por el Registro Público de Derechos de Agua (REPDA). Esto con la finalidad de conocer las características de la zona de estudio, como: ubicación, factores del clima; incidencia solar, precipitación media anual, tipo de suelo y humedad, así como; la región hidrológica, la calidad, el uso y la distribución del agua.

Además, durante esta fase, se realizó un registro a partir de la recolección de datos por mediciones *in situ*. Como parte fundamental del estudio, se entrevistó a los usuarios del sistema de desalinización, con la finalidad de conocer las necesidades, requerimientos y condiciones locales hídricas que viven actualmente. Esto permitió validar la información obtenida en otras fuentes y definir con precisión la información faltante para el área de estudio.

3.3 Caracterización del sistema de tratamiento de agua por membrana

Con base en la compilación de los trabajos revisados, el marco conceptual incluido, las características de la zona de estudio, a partir de mediciones y entrevistas realizadas directamente; se realizó la caracterización del sistema de tratamiento de agua por membrana, cumpliendo con los requerimientos de los usuarios finales. Durante esta etapa, se identificaron los componentes y unidades del sistema más importantes para el estudio, en tres pasos:

El primer paso consistió en definir el sistema de desalinización, considerando cuatro unidades principales: sistema de nanofiltración, sistema fotovoltaico, bomba sumergible y sistema de almacenamiento. Se estudió cada unidad con base en la descripción proporcionada en fichas técnicas, folletos y en los trabajos analizados en la etapa previa.

El segundo paso consistió en concretar los aspectos integrales del sistema en las etapas de construcción y operación, incluyendo aquellos relacionados con los materiales de ensamblaje y energía necesarios para construir y operar el sistema de desalinización. De esta manera, se inició con la adquisición de datos que detallan el proceso de construcción completo y de operatividad del sistema desalinizador.

Durante el tercer paso, se identificaron las principales entradas y salidas en el sistema de desalinización en una primera caracterización, esto se realizó mediante diagrama de bloques, diagrama de flujo de proceso, diagrama de tuberías e instrumentación (DTI) y, a fin de conocer e incluir la demanda energética durante la desalinización y la cantidad de permeado (agua tratada), se realizaron balances de masa y energía. Por último, para analizar la relación de producción y consumo en determinadas horas del día (valores promedio), se realizó un dimensionamiento del sistema. Es importante mencionar que estos cálculos se realizaron a partir de un estudio de campo.

3.4 Aplicación y desarrollo del análisis de ciclo de vida (ACV)

Con base en las actividades realizadas en las etapas previas, se obtuvo la información base para desarrollar el análisis de impacto ambiental del sistema de desalinización utilizando la metodología de ACV. Este análisis se realizó siguiendo los lineamientos de la norma ISO 14040 (2006) (Gestión Ambiental-Evaluación del Ciclo de Vida). Así mismo, se empleó la base de datos Ecoinvent versión 3.5 (2018), el software SimaPro® versión 8.0.4.30 (PRé Consultants) y, los métodos ReCiPe y Cumulative Energy Demand (CED).

CAPÍTULO IV. RESULTADOS

4.1 Descripción del área de estudio

En el estado de Chihuahua se encuentra la localidad de Samalayuca, está ubicada en la parte norte en la región desértica; 52 kilómetros al sur de Ciudad Juárez (Fig. 18). Este lugar es considerado como uno de los ecosistemas más importantes de este estado, con especies de flora y fauna endémicas de esta región (IMIP, 2010). Fue declarada Área Natural Protegida Médanos de Samalayuca, el 5 de junio de 2009. Cuenta con tres especies de flora silvestre y 28 especímenes de fauna que se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT-2010 Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres.

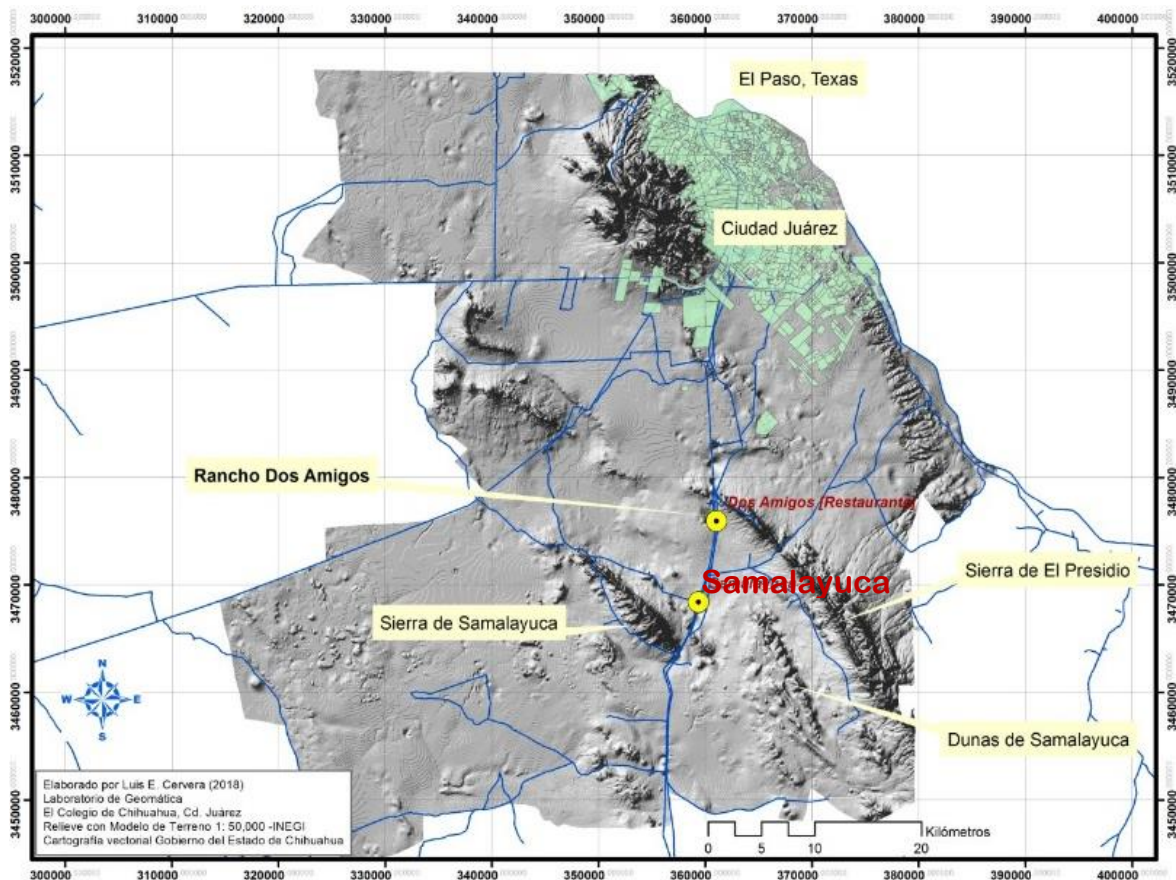


Figura 18. Ubicación de Samalayuca

Fuente: Elaborado por Luis E. Cervera (2018). (El Colegio de Chihuahua)

Esta zona se caracteriza por ser árida y extremosa, con un clima seco y muy seco templado, con presencia de lluvias en verano y una precipitación media anual de 257 mm. Las lluvias generalmente ocurren en los meses de julio, agosto y septiembre, por lo que en tan solo 3 meses se obtiene 58.9% de la precipitación media anual, por lo que los escurrimientos superficiales son temporales y sólo ocurren donde la precipitación es suficiente (CONAGUA, 2015).

La región hidrológica donde se encuentra Samalayuca pertenece a una de las cinco subregiones tributarias de las Cuencas Cerradas del Norte y una subregión de la Cuenca de Arroyo El Carrizo, su única fuente de agua es subterránea y corresponde al acuífero “Samalayuca” clave 0810 (CONAGUA, 2015). La mayor parte de su agua es extraída para uso agrícola, industrial y público urbano. De acuerdo con los datos del Registro Público de Derechos de Agua (REPDA), el acuífero tiene inscritos 116 títulos de concesión para un volumen de aprovechamiento subterráneo de 21.8 hm³/año, del cual; 35.06% corresponde a uso agrícola; 64.66% a industrial y 0.22% para público urbano, como se observa en la Tabla 7.

Tabla 7. Concesiones para el uso del acuífero Samalayuca 0810

Uso	Cantidad de títulos	Volumen aprovechamientos subterráneos (m ³ /año)	% Volumen concesionado
Agrícola	92	7,633,517	35.06%
Industrial	4	14,080,200	64.66%
Pecuario	1	5,475	0.03%
Público urbano	18	47,250	0.22%
Servicios	1	8,000	0.04%
Total	116	21,774,442	

Fuente: Elaboración propia con información del Registro Público de Derechos de Agua (<http://app.conagua.gob.mx/Repda.aspx>)

Hasta el momento no se ha creado ninguna infraestructura hidráulica para aprovechar las aguas superficiales, la explotación del acuífero se realiza de forma individual o familiar para el sector agrícola, dado que no existe un distrito de riego definido (CONAGUA, 2015).

Actualmente, se presenta una desigualdad en el acceso y el abastecimiento de agua en algunas partes del estado de Chihuahua, particularmente, en la localidad de Samalayuca existe un problema que debe ser considerado de suma importancia; el agua subterránea que circula en esta zona desértica tiene variaciones entre baja y alta concentración salina. En los pozos con mayor profundidad se extrae agua sulfatada sódica, mientras que, el agua sulfatada cálcica predomina en los pozos menos profundos (CONAGUA, 2002). Con estas características, de acuerdo con la NOM-127-SSA1-1994, el agua no es apta para consumo humano, por ello es importante el tratamiento del influente mediante procesos de desalinización, para que pueda ser utilizada dentro de los hogares o en la agricultura.

Además, el resultado de un análisis del agua potable disponible en Samalayuca presentó alto contenido de sulfatos, cloruros, sodio y de zinc, lo cual compromete su viabilidad para riego y para consumo humano. En este sentido, de acuerdo con la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994, estos valores están por arriba de los límites permisibles. Si las concentraciones rebasan estos niveles, pueden conferir al agua un sabor perceptible y ya no puede ser considerada apta para consumo humano. La Tabla 8 muestra el resultado del análisis del agua disponible y los valores permisibles de acuerdo a la NOM-127-SSA1-1994.

Para reducir las altas concentraciones de estos elementos, es necesario utilizar métodos especiales. En varios estudios, la nanofiltración (NF) ha sido utilizada para la remoción de metales pesados (Caviedes-Rubio *et al.*, 2015). Específicamente, la NF ha sido aplicada para la eliminación de zinc, obteniendo una eficiencia de remoción de 98% (Liu *et al.*, 2013). Así como,

para reducir los niveles de sulfatos y sólidos disueltos totales (SDT), logrando una eficiencia de remoción de 98.2% y 75.1%, respectivamente.

La nanofiltración también se ha utilizado para remover sodio y potasio, con 74.1% y 93.5% de remoción, respectivamente (Fatehizadeh *et al.*, 2018). Asimismo, ha sido aplicada como tratamiento en una mina de fosfato, en donde la NF logró retener de 61% a 69% de cloruros, casi 100% de sulfatos y 83% de SDT (Al-Zoubi y Al-Thyabat, 2012).

Tabla 8. Resultados de análisis de una muestra de agua potable disponible

Parámetro (mg/L)	Muestra P17-153	LP* (mg/L)
Sulfatos	2,480	400
Cloruros	865	250
Sodio	826	200
Zinc	359	5

NOTA: *Límites permisibles. Norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994

Fuente: “Informe de resultados. Colegio de Chihuahua”

Con base en lo anterior, la propuesta de un sistema de tratamiento es para un pozo ubicado en el “Rancho Dos Amigos” (Fig. 18), cerca del poblado de Samalayuca, en el municipio de Juárez, en las coordenadas x: 03611049, y: 3475986 (coordenadas en UTM) región 13N. Este pozo se encuentra justo en la zona de acumulación de flujo, drenado por la cuenca Dos Amigos como se puede observar en la Figura 19.

El agua de este pozo es utilizada actualmente para limpieza en un comercio local, ya que, por su calidad, no puede ser usada directamente para consumo humano, animal, ni para riego. Los habitantes del lugar adquieren agua por medio de la compra de un camión cisterna y de garrafones de agua para el consumo dentro de su vivienda, lo que se traduce en un problema que impacta de manera negativa en la economía, el desarrollo local, en el medio ambiente y especialmente, en el acceso equitativo de este recurso.

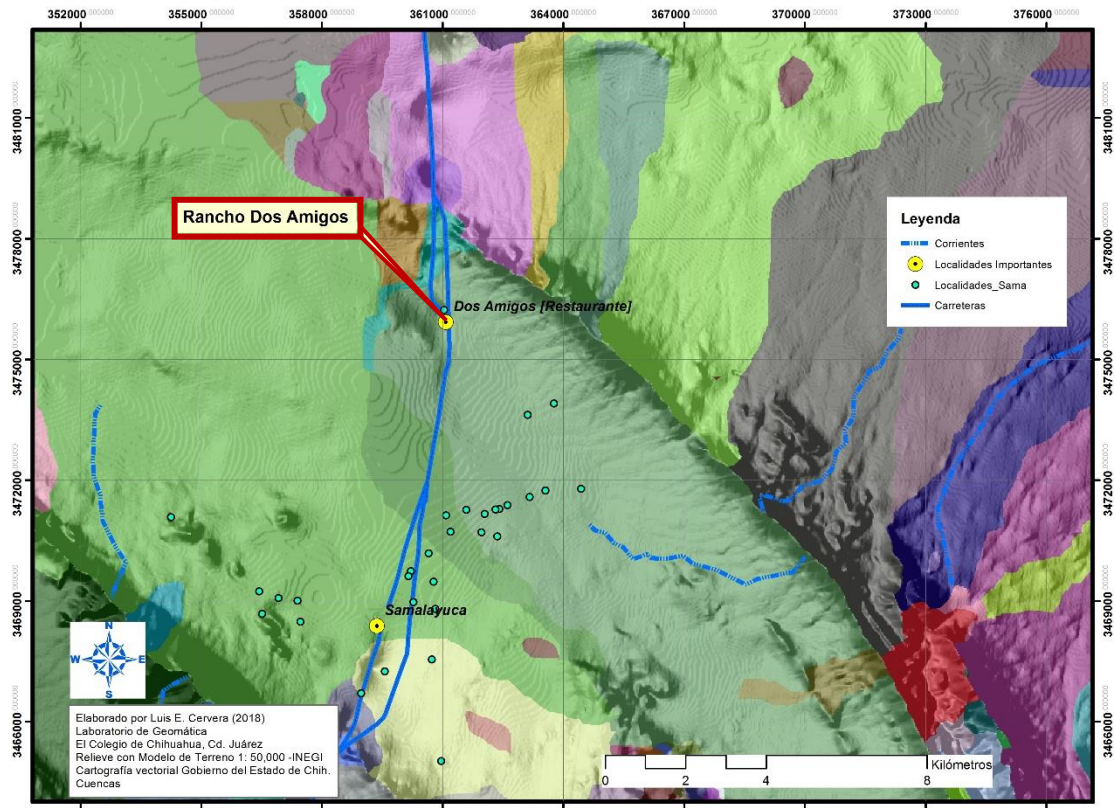


Figura 19. Rancho Dos Amigos. Cuencas delimitadas por el área de drenaje utilizando el cálculo de dirección.

Fuente: Elaborado por Luis E. Cervera (2018). (El Colegio de Chihuahua)

La ubicación geográfica de Samalayuca es un factor determinante que incide en la calidad del agua, principalmente por los altos niveles de salinidad que presenta. En ésta y en otras regiones áridas del norte de México, la evaporación es doce veces mayor a la precipitación, lo que provoca un alto grado de evapotranspiración y un acumulamiento de sales en la superficie del suelo (Granados-Olivas *et al.*, 2017).

Así mismo, en época de lluvias el escurrimiento natural propicia el depósito de sedimentos con sales, y en periodo de estiaje, el agua restante se evapora quedando la salinidad de ésta en el subsuelo, la cual se va incrementando gradualmente al transcurrir cada ciclo. Por lo tanto, la combinación de un drenaje ineficiente, aunado a una radiación solar intensa, convierten a este lugar en un páramo (Flores-Prieto *et al.*, 2015).

Es importante destacar que, a pesar de las evidentes dificultades hídricas, la zona de estudio presenta un alto potencial para la instalación de sistemas solares. De acuerdo con el mapa de irradiación directa normal del National Renewable Energy Laboratory de Estados Unidos de Norteamérica, la zona de estudio cuenta con una irradiación promedio de 7.8 kWh/m²/día (NREL, 2018), considerada de las más altas a nivel nacional. Por lo cual, específicamente el estado de Chihuahua refleja un enorme potencial para la utilización de energía solar fotovoltaica (Pérez-Blanco *et al.*, 2011). La Figura 20 muestra la radiación solar de verano en el estado de Chihuahua.

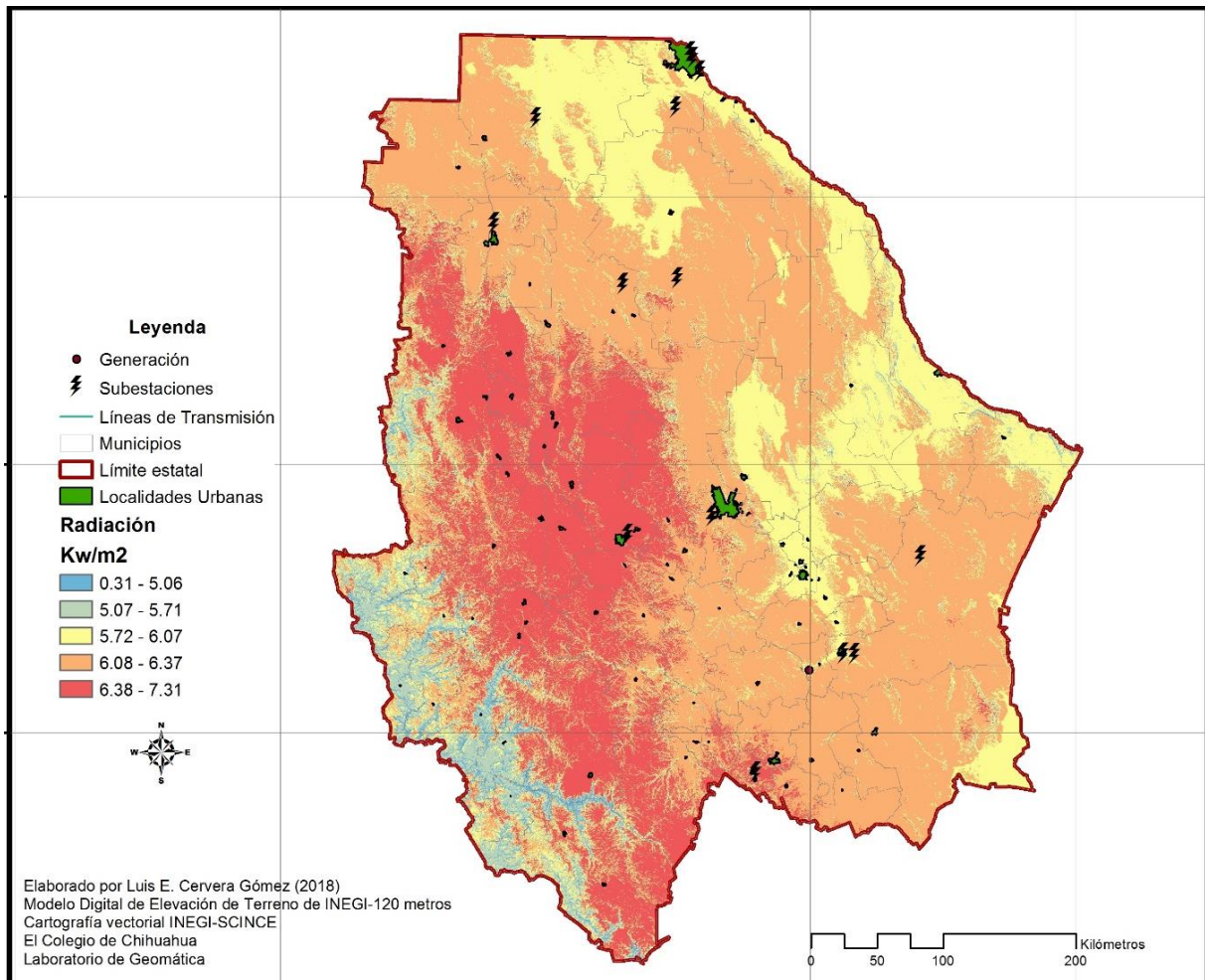


Figura 20. Radiación solar de verano en Chihuahua
Fuente: Elaborado por Luis E. Cervera (2018). (El Colegio de Chihuahua)

En este contexto, la obtención de agua potable a partir de un sistema de tratamiento de agua mediante nanofiltración con un sistema fotovoltaico se convierte en una alternativa para los habitantes de esta localidad.

Con base en la información analizada, se propone un sistema de nanofiltración (NF) para la desalinización de agua salobre, energizado por paneles fotovoltaicos (FV). El sistema propuesto NF-FV se dimensionó a partir de las condiciones de calidad del agua presente en el pozo del “Rancho Dos Amigos”, cuyas coordenadas se mencionaron anteriormente.

De acuerdo con los resultados del análisis de calidad del agua en Samalayuca, el sistema NF debe contar con cuatro membranas de poliamida con una superficie total equivalente de 32 m², para una capacidad nominal de permeado de 12 L/min y un caudal de alimentación de 60 L/min. Se seleccionan las membranas tipo RE4040-BLN³, diseñada para filtrar agua salobre en condiciones de baja presión de agua; Salobre-Baja o Brackish-Low (BL, por sus siglas en inglés).

Con base en los datos meteorológicos de la radiación solar en Samalayuca, esta zona cuenta con el recurso solar suficiente para la dependencia de la potencia requerida por el sistema, respecto a la radiación solar incidente. Por lo cual, el sistema fotovoltaico calculado para el sistema propuesto de NF consiste en una planta fotovoltaica con una potencia promedio de 1.92 kW, compuesta por 6 módulos de silicio policristalino con una potencia nominal de 320 W. Cada módulo suministra energía a una bomba centrífuga sumergible de corriente directa, modelo SQFlex 16 SQF-10, sin banco de baterías.

La Figura 21 muestra una representación esquemática del sistema de tratamiento de agua salobre NF-FV instalado en Samalayuca, Chihuahua.

³ RE-4040-BLN es una membrana diseñada para ósmosis inversa de baja presión, indicado con las siglas RE. Las cifras 40-40 corresponden al diámetro y longitud de la membrana en pulgadas, respectivamente. Las siglas BL indican que son membranas de baja presión para agua salobre, es decir, Brackish-Low o Salobre-Baja.

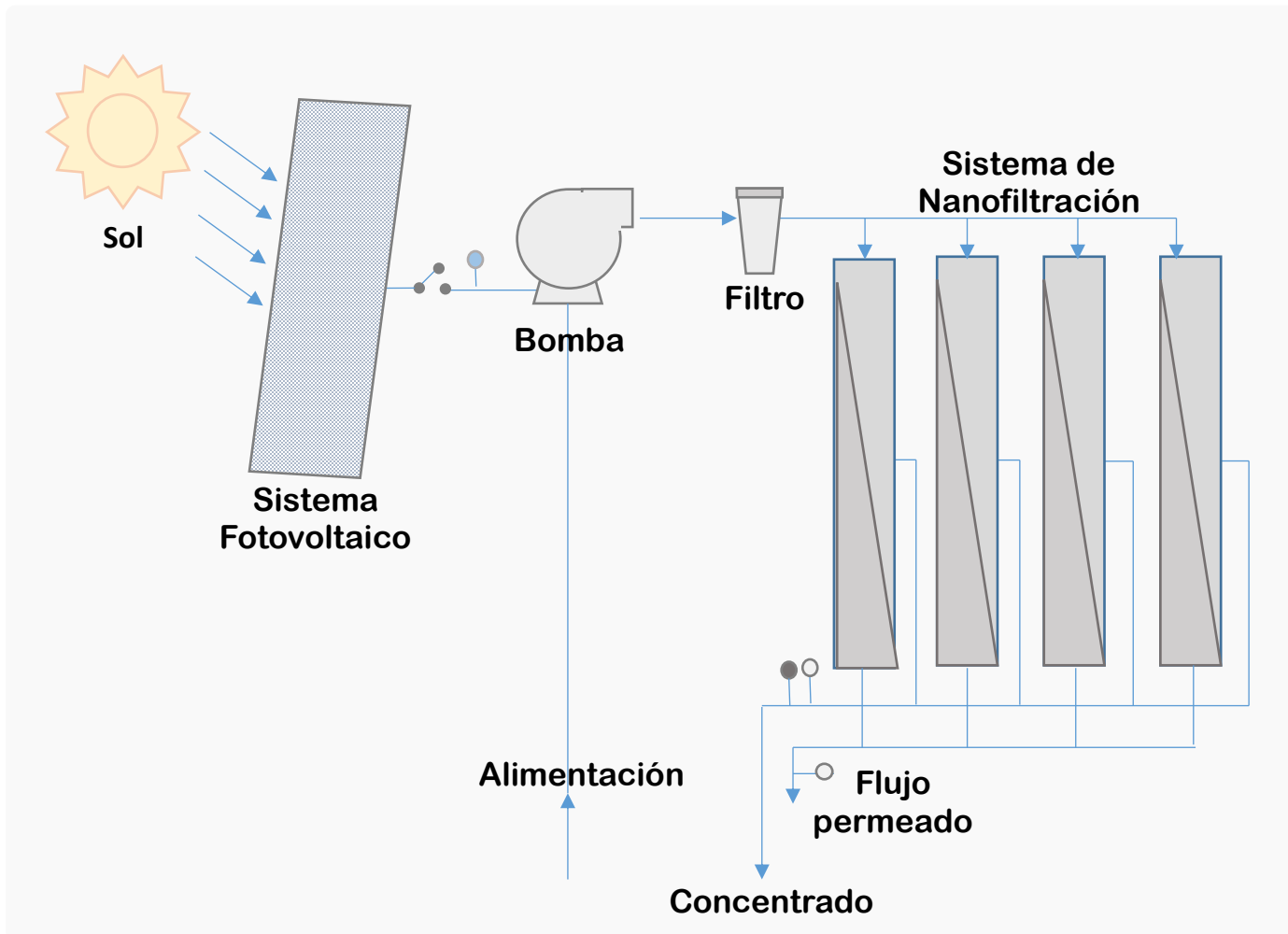


Figura 21. Representación esquemática del sistema NF-FV para el tratamiento de agua salobre en Samalayuca, Chihuahua

Fuente: (Dehesa *et al.*, 2016)

4.2 Análisis de ciclo de vida de un sistema de desalinización por nanofiltración con energía solar (NF-FV) en Samalayuca, Chihuahua, México

Se realiza el análisis de ciclo de vida para cuantificar y comparar los impactos ambientales de un sistema de tratamiento de agua con un sistema fotovoltaico. Se efectúan evaluaciones ambientales y energéticas de las entradas y salidas del sistema en conjunto con base en las fases establecidas por la norma ISO 14040:

- Fase I. Definición de objetivo y alcance
- Fase II. Análisis de inventario de ciclo de vida
- Fase III. Evaluación de impacto de ciclo de vida
- Fase IV. Interpretación de resultados

4.2.1 Fase I. Definición de objetivo y alcance

El objetivo principal en este estudio es estimar y evaluar el impacto ambiental asociado a la construcción y operación de un sistema de desalinización por nanofiltración (FV) conectado a un sistema fotovoltaico (NF-FV), diseñado e instalado para el tratamiento de agua salobre en una localidad desértica carente de un sistema hidráulico, en Chihuahua, México.

Así mismo, mediante este análisis, se identifican y se comparan las diferencias entre los impactos ambientales que se generan, cuando:

1. se suministra de energía al sistema de desalinización con dos tipos de generación eléctrica en México; convencional y limpia;
2. se evalúan todas las condiciones para el sistema NF-FV en la categoría de impacto: cambio climático;
3. se plantean diferentes tiempos de vida útil para las membranas que componen el sistema desalinizador;
4. se propone un mantenimiento semestral para las membranas del sistema.

Por último, se cuantifica el uso de energía primaria a lo largo del ciclo de vida del sistema de desalinización con un sistema fotovoltaico. A partir de este análisis es posible identificar alternativas para mejorar los sistemas de tratamiento de agua por nanofiltración y reducir los impactos ambientales de los mismos.

Para el desarrollo del ACV se plantean cuatro escenarios (Fig. 22):

El primero se denomina *escenario base*. En éste se considera al sistema de nanofiltración con un tiempo de vida útil de las membranas de 2 años y 100% de suministro de energía solar fotovoltaica.

El segundo es el *escenario energía*, en el cual se supone al sistema de nanofiltración con un tiempo de vida útil de 2 años para las membranas y como fuente energética, al mix eléctrico mexicano en dos modalidades; la primera, con la generación eléctrica del mix 2018 y la segunda, con la prospectiva del mix eléctrico para el año 2032.

El tercer escenario es el *escenario membrana*, en él se incluye al sistema de nanofiltración con 100% de suministro energético solar (fotovoltaico) y con dos condiciones para la vida útil de las membranas; la primera plantea el escenario menos favorable, una vida útil de 6 meses, mientras que la segunda supone el mejor rendimiento; 4 años de vida útil.

El cuarto escenario se denomina *escenario mantenimiento*, en el cual, se supone dar tratamiento químico a las membranas para alargar su vida útil, este mantenimiento se planea en dos modalidades; un tratamiento químico cada 6 meses conectando el sistema al mix eléctrico 2018 y el mismo tratamiento, pero utilizando 100% de la energía proveniente del sistema fotovoltaico, sin realizar cambio de membranas en ambos casos.

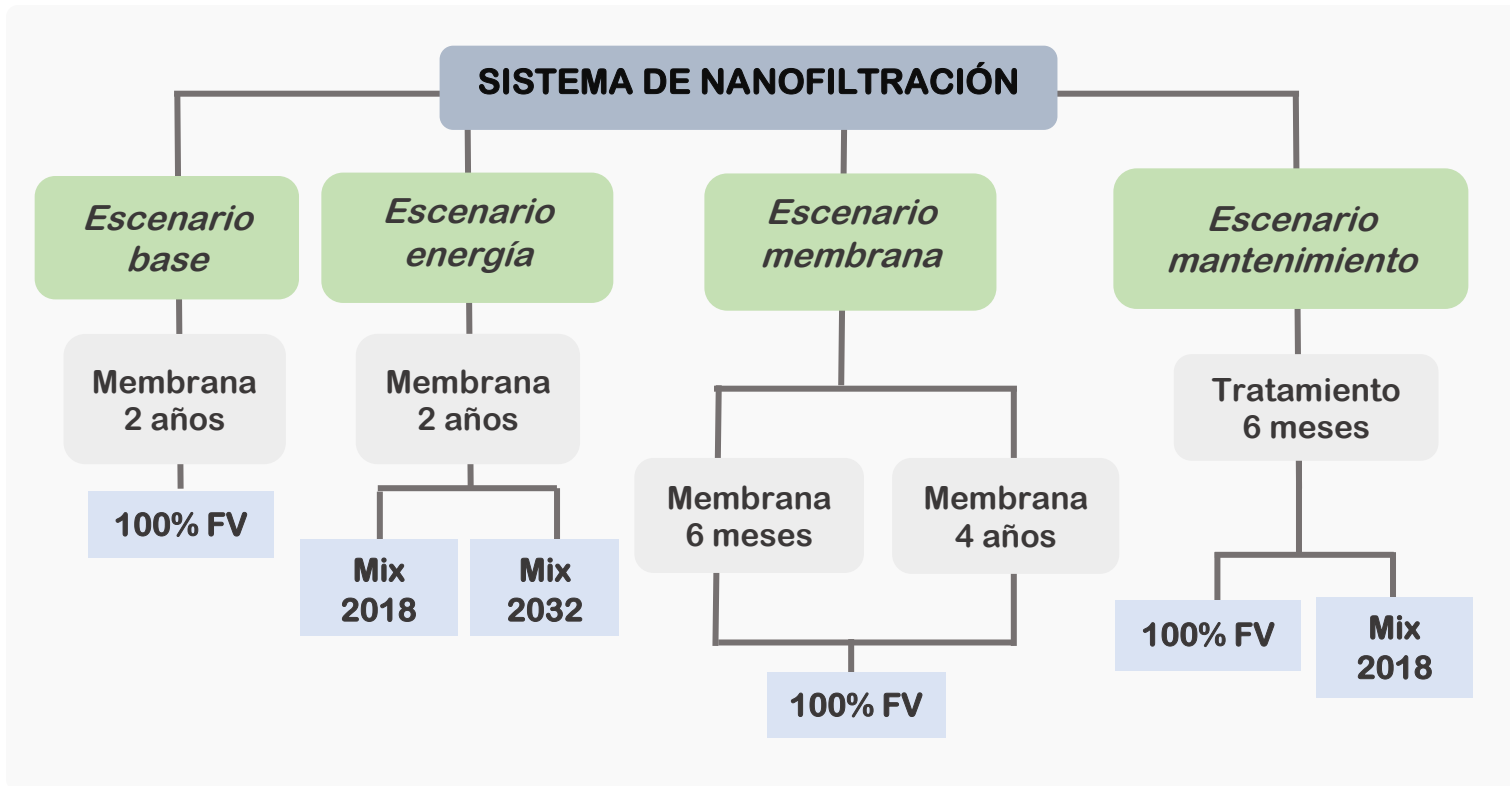


Figura 22. Escenarios para el ACV ambiental del sistema NF-FV

Fuente: Elaboración propia

Para esta evaluación, la referencia geográfica es México y la referencia temporal es 2018. La unidad funcional es 1 m³ de agua tratada mediante el sistema NF-FV, con un tiempo de vida útil para el sistema de 20 años. Ambos datos se consideraron con base en los requerimientos hídricos de los usuarios y en la información reportada en la literatura (Dehesa *et al.*, 2015; Zhou *et al.*, 2011; Friedrich *et al.*, 2009; Bhakar *et al.*, 2016).

Los procesos modelados dentro del ciclo de vida del sistema de desalinización son: etapa de construcción (infraestructura) y etapa de operación (tratamiento de agua salobre) (Fig. 23). Por lo tanto, se realiza una evaluación de impacto, en donde estas dos etapas delimitan el sistema.

Es importante mencionar que el diseño del sistema de desalinización se verá acotado por ciertos parámetros como: el tamaño del sistema, la cantidad de agua permeada necesaria, la cantidad de agua rechazada, la vida útil de las membranas, el tipo de materiales a utilizar para la construcción y, sobre todo, la fuente de energía requerida para cada una de las etapas del ciclo de vida del sistema (Zhou *et al.*, 2011).

Para desarrollar el ACV se utiliza el software SimaPro® versión 8.0.4.30 y la base de datos de Ecoinvent versión 3.5 (2018). Esta base ofrece una variedad de información sobre materiales, servicios, colección, tratamiento y suministro de agua, útiles para el estudio.

Para la selección de las categorías de impacto en esta evaluación, se realizó un análisis de trabajos publicados en donde se han evaluado los impactos ambientales de los sistemas de tratamiento de agua por desalinización, aplicando la metodología del ACV (Friedrich, 2002; Raluy *et al.*, 2004; Stokes y Horvath, 2006; Muñoz y Fernández-Alba, 2008; Biswas, 2009; Zhou *et al.*, 2011; Shahabi *et al.*, 2014; Bhakar *et al.*, 2016).

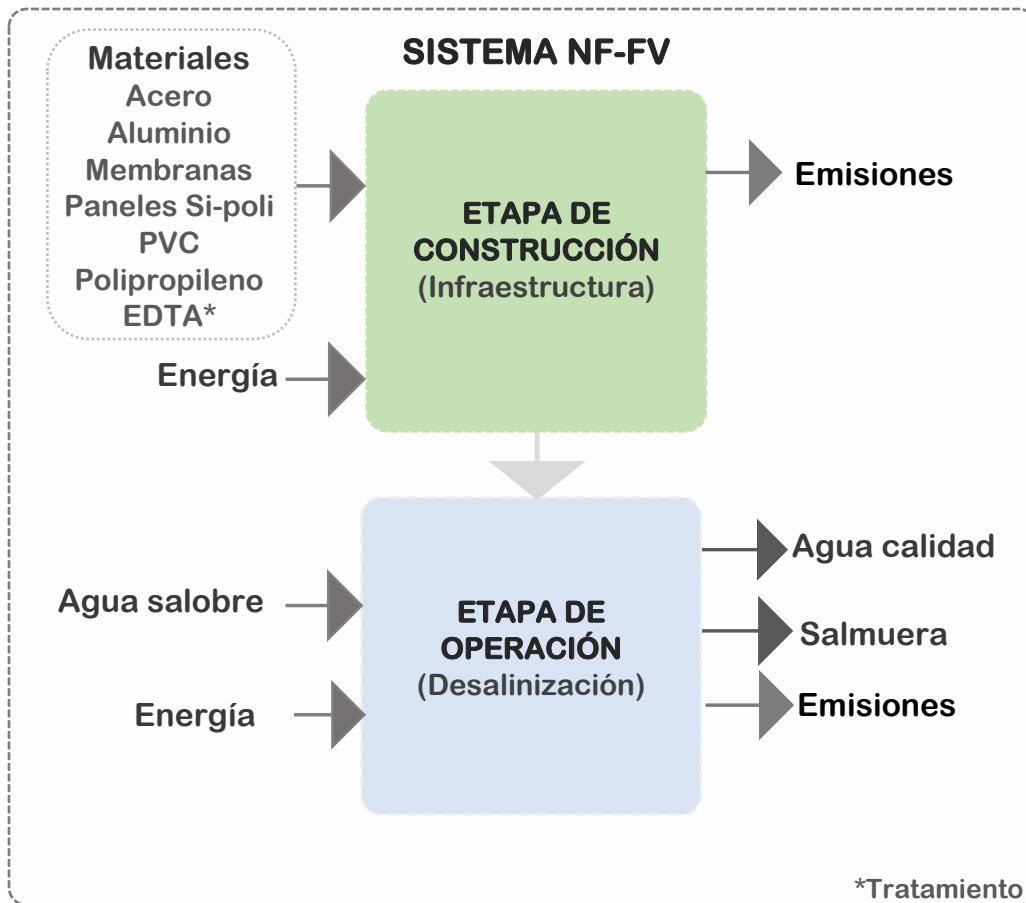


Figura 23. Límite del sistema para el ACV
Fuente: Elaboración propia

Esta es la primera evaluación mediante el *análisis de ciclo de vida* que se realiza en México, específicamente, para un sistema de desalinización de agua salobre con energía solar instalado en el norte del país. En relación con estudios reportados (otras partes del mundo), esta evaluación cuantifica los impactos de un sistema ya instalado y en operación en la zona de estudio.

Esta información puede ser útil para identificar posibles propuestas de mejora en el diseño y la fuente de energía durante la operación de los sistemas de desalinización por nanofiltración, sobre todo, en zonas desérticas en el territorio mexicano con potencial para la instalación de sistemas fotovoltaicos, contemplando la disponibilidad y las limitaciones de los recursos locales.

4.2.2 Fase II. Análisis de inventario de ciclo de vida (ICV)

El ICV se realizó con base en los datos obtenidos durante el diseño, la simulación y el estudio de campo del sistema NF-FV, en donde se recopiló la información de forma directa con respecto a los materiales y la energía utilizada por el sistema. La estimación de los datos cuantitativos para el ICV se realizó por medida *in situ* siempre que fue posible y utilizando los manuales, folletos y fichas técnicas proporcionadas por el fabricante o distribuidor, así como la información consultada en los trabajos reportados en la literatura.

Con base en la información recopilada y analizada se plantearon las condiciones generales para el sistema NF-FV, tomando en cuenta las características de la zona de estudio y los requerimientos de los usuarios. Para lograr que los cuatro escenarios sean comparables, los supuestos utilizados en este estudio se enumeran en la Tabla 9.

La base de datos de Ecoinvent proporciona dos tipos de sistemas de producción de agua de grifo a partir de ósmosis inversa de agua de mar, utilizando dos pretratamientos; uno convencional y otro mediante ultrafiltración. Estos modelos sirvieron como base para el análisis del ICV del sistema de tratamiento de agua salobre por nanofiltración.

Para la etapa de construcción (infraestructura), fue preciso dividirla en dos apartados: *producción de membrana* y *sistema NF*. Esto se debió a que, la cantidad de área activa de la membrana para el tratamiento de agua salobre varía considerablemente al suponer diferentes tiempos de vida útil, mientras que las cantidades del resto de materiales no cambian significativamente en los cuatro escenarios planteados para el proceso. La Tabla 10 muestra el ICV del sistema para ambas etapas.

En la *producción de membrana*, se contempla como dato de entrada (input) al material poliamida, con un área activa de 32 m². Para el caso del *sistema NF*, los materiales de entrada son: acero inoxidable, polipropileno, aluminio,

policloruro de vinilo (PVC), acero reforzado y ácido etilendiaminotetraacético (EDTA). La etapa de operación contempla al agua salobre como dato de entrada (extraída del pozo para obtener un metro cúbico de agua permeada), así como a la energía proporcionada por 6 módulos de silicio policristalino con una potencia nominal de 320 W.

Tabla 9. Supuestos del sistema NF-FV

Vista general del sistema		
	Supuestos	Comentarios
Unidad funcional	1 m ³	Valor considerado con base en la cantidad de flujo de permeado que proporcionan las membranas y los 20 años de vida útil del sistema.
Tiempo de vida útil del sistema	20 años	Con base en los trabajos reportados. (Dehesa <i>et al.</i> , 2016)
Consumo de energía	1.5 kWh/m ³	Dato obtenido a partir del requerimiento energético de la bomba sumergible para la producción de 1m ³
Porcentaje de rechazo	20%	Relación de 1:5 de permeado respecto a la alimentación
Salinidad del agua de alimentación	Agua salobre que no exceda las 8,000ppm	De acuerdo con la NOM-127-SSA1-1994 no es apta para consumo humano, ni riego. Necesita un tratamiento previo.
Mantenimiento a membranas	EDTA	Tratamiento químico (Jung <i>et al.</i> , 2006)
Límite del sistema		
Se considera para la evaluación	Etapa Construcción Etapa Operación	Procesos de materiales (infraestructura) Cantidad de energía requerida para tratar el agua
No se consideran	Desmantelamiento	Este sistema es considerado un prototipo para el tratamiento de agua, actualmente se encuentra operando.
Consideraciones importantes		
Disposición de concentrado (Salmuera) (outputs)	Excluido del límite del sistema	Se trata de una investigación activa, por el momento no está considerando los impactos que genera este desecho
No se consideran las emisiones de producción	Equipos, capital (incluidos edificios, infraestructura de tuberías) maquinarias	Tienen una duración a largo plazo

Fuente: (Dehesa *et al.*, 2016; Bhakar *et al.*, 2016; Zhou *et al.*, 2011)

Tabla 10. Inventario de ciclo de vida del sistema NF-FV

Etapa de Construcción			
	Entrada	Descripción	Cantidad Total
producción de membrana	Poliamida	Membrana para ósmosis inversa de baja presión	32 m ² área activa
sistema NF	Acero inoxidable	Housing para membrana de ósmosis inversa	36 kg
	Polipropileno	Filtro (5 micras) para pretratamiento de ósmosis inversa	1.45 kg
	Aluminio	Estructura del prototipo para membranas	86.53 kg
	PVC	Tubería y conexiones	2.06 kg
	Acero reforzado	Bomba sumergible Motor y cabeza de bomba	12 kg
	EDTA	Sustancia para el tratamiento químico de membranas aplicado cada 6 meses	755 kg
Etapa de Operación			
	Agua salobre	Altos niveles de sulfatos, calcio, sodio, nitratos y zinc	5m ³
	Energía	Panel de silicio policristalino 320 W	6 unidades

Fuente: Elaboración propia

Para estudiar los impactos ambientales asociados a los diferentes modelos de electricidad, se recomienda utilizar el inventario de generación de energía adecuado, específicamente a la ubicación geográfica de la zona de estudio (Zhou *et al.*, 2011).

Para el ICV de los modelos de generación de electricidad en este análisis, la base de datos de Ecoinvent versión 3.5 proporciona un modelo de producción de electricidad para México. Sin embargo, este modelo se actualizó a la generación de energía eléctrica del año 2018 y se adaptó a la perspectiva de generación 2032, dicha información se extrajo del Programa de Desarrollo del Sistema Eléctrico Nacional 2018-2032 (PRODESEN).

Además de la actualización en los porcentajes de la generación de energía para cada una de las tecnologías dentro del mix eléctrico mexicano, también se actualizó el factor de emisión directo para las tecnologías convencionales dentro de la base de datos de Ecoinvent. Los detalles del ICV para los dos modelos de producción de electricidad en México se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. ICV para la generación de energía eléctrica en México

Tecnologías de generación de energía solar en México		
	% representativo de la generación de energía eléctrica 2018	% representativo de la generación de energía eléctrica 2032
Tecnologías convencionales		
Ciclo combinado	52.6%	50.9%
Termoeléctrica convencional	8%	1.6%
Carboeléctrica	11%	6%
Lecho fluidizado	1.2%	1.5%
Turbogás	0.8%	0.1%
Combustión interna	0.8%	0.3%
Tecnologías limpias		
Hidroeléctrica	10.3%	8.4%
Nucleoeléctrica	3.5%	8.0%
Eólica	4.4%	12.8%
Geotérmica	2.1%	2.5%
Solar	0.4%	4.1%
Termosolar	0.01%	0.01%
Bioenergía	1.3%	2.2%
Cogeneración eficiente	3.6%	1.6%

Fuente: Elaboración propia con datos extraídos de Programa del Desarrollo del Sistema Eléctrico Nacional 2018-2032 (PRODESEN)

A pesar de que el sistema de nanofiltración funciona 100% con energía solar, se consideró como un punto clave en la investigación, identificar las diferencias asociadas entre los impactos ambientales generados por las diferentes fuentes de energía, es decir, evaluar el impacto ambiental de la energía requerida por el sistema desalinizador en una comunidad desértica que permite; tanto el aprovechamiento del recurso solar mediante un sistema fotovoltaico, como la conexión a la red eléctrica convencional para tratar el agua salobre.

4.2.3 Fase III. Evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV)

Para la EICV se seleccionó el método de evaluación de impacto ReCiPe, creado por RIVM, CML, PRé Consultants, Radboud Universiteit, Nijmegen y Ce Delft. La selección del método es importante desde que asocia el análisis de inventario con un valor de impacto definido y, la selección de éste depende directamente de los objetivos y el alcance del estudio.

En este sentido, se eligió ReCiPe porque combina las ventajas de los métodos CML2001 y Eco-Indicator99, las cuales son; solidez científica y facilidad de interpretación, respectivamente. Este método reciente e internacionalmente aceptado integra el enfoque orientado al problema ambiental y el orientado al daño. Además, proporciona factores de caracterización que son representativos de la escala global en lugar de la escala europea. Por lo tanto, se trata de un método versátil que comprende dos grupos de categorías de impacto, uno de puntos intermedios que se compone de 18 categorías y uno de puntos finales que está constituido por solo 3 categorías (apartado 2.14.1.1 ReCiPe).

Con base en la revisión y análisis de los trabajos reportados con evaluaciones de impacto ambiental utilizando la metodología ACV en sistemas de desalinización con membrana y al objetivo del presente estudio, se seleccionaron 8 categorías de impacto del método de evaluación ReCiPe para la fase de evaluación de impacto de ciclo de vida. La Tabla 12 muestra las categorías de impacto de punto medio seleccionadas.

Para evaluar el consumo o la demanda de energía acumulada se eligió el método Cumulative Energy Demand (CED), cuyo objetivo es; cuantificar el uso de energía primaria a lo largo del ciclo de vida del sistema NF-FV. El consumo o la demanda de energía acumulada en megajulio (MJ).

Tabla 12. Categorías de impacto de punto medio seleccionadas para el estudio

Categoría	Unidad	
Cambio climático (CC)	kg CO ₂ eq	Kilogramo de dióxido de carbono equivalente
Acidificación terrestre (AT)	kg SO ₂ eq	Kilogramo de dióxido de azufre equivalente
Eutrofización agua (EAD)	kg P eq	Kilogramo de fósforo equivalente
Agotamiento de fósiles	kg oil eq	Kilogramo de petróleo equivalente
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DB eq	Kilogramo de 1,4 diclorobenceno equivalente
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	
Ecotoxicidad de agua dulce	kg 1,4-DB eq	
Disminución de ozono	kg CFC-11 eq	Kilogramo de clorofluorocarbono equivalente

Fuente: Método de impacto ReCiPe

4.2.4 Fase IV. Interpretación de resultados

Evaluación de *escenario base*. La Tabla 13 muestra los resultados de la evaluación de impacto del sistema NF-FV en el *escenario base* (2 años de vida útil para la membrana y 100% FV). Se puede observar que la mayor carga ambiental en las categorías de impacto seleccionadas proviene de la etapa de operación, principalmente para el cambio climático y la toxicidad humana, aportando 0.143 kg CO₂ eq y 0.223 kg 1,4-DB eq, respectivamente.

Tabla 13. Resultados de análisis de impacto para escenario base

Categoría de impacto	Unidad	producción Membrana	sistema NF	Operación	Total
Cambio climático	kg CO ₂ eq	0.098	0.002	0.143	0.243
Agotamiento de Ozono	kg CFC-11 eq	1.55E-05	1.45E-10	2.47E-08	1.57E-05
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq	1.42E-05	1.20E-05	1.04E-03	1.06E-03
Eutrofización de agua dulce	kg P eq	6.64E-07	1.77E-06	1.23E-04	1.25E-04
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DB eq	1.01E-06	3.27E-07	2.51E-04	2.52E-04
Ecotoxicidad de agua dulce	kg 1,4-DB eq	0.000	0.000	0.030	0.030
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	0.001	0.003	0.223	0.227
Agotamiento de fósiles	kg oil eq	0.001	0.001	0.038	0.040

Fuente: Elaboración propia.

Valores obtenidos utilizando el software SimaPro v8.0.4

De un total de 0.243 kg CO₂ eq para el cambio climático; la etapa de operación (tratamiento de agua salobre) contribuye con 59% de las emisiones para esta categoría. Para el caso de la toxicidad humana, de un total de 0.227 kg 1,4-DB eq; la operatividad del sistema contribuye con 98% de la carga ambiental. La participación de la etapa de operación en estas categorías se debe principalmente, a la demanda energética durante la desalinización de un metro cúbico de agua salobre a lo largo del ciclo de vida del sistema.

La contribución más alta para el agotamiento de ozono en el *escenario base* proviene de la *producción de membrana*, con 1.55E-05 kg de CFC-11 eq, casi 100% de las emisiones para esta categoría se generan al producir este material. Cabe destacar que la *producción de membrana* también tiene un impacto significativo para el cambio climático, con 0.098 kg de CO₂ eq contribuye con 40.2% del total de las emisiones en esta categoría. En la Figura 24 se pueden observar los resultados en una gráfica de contribución porcentual para cada una de las categorías de impacto evaluadas.

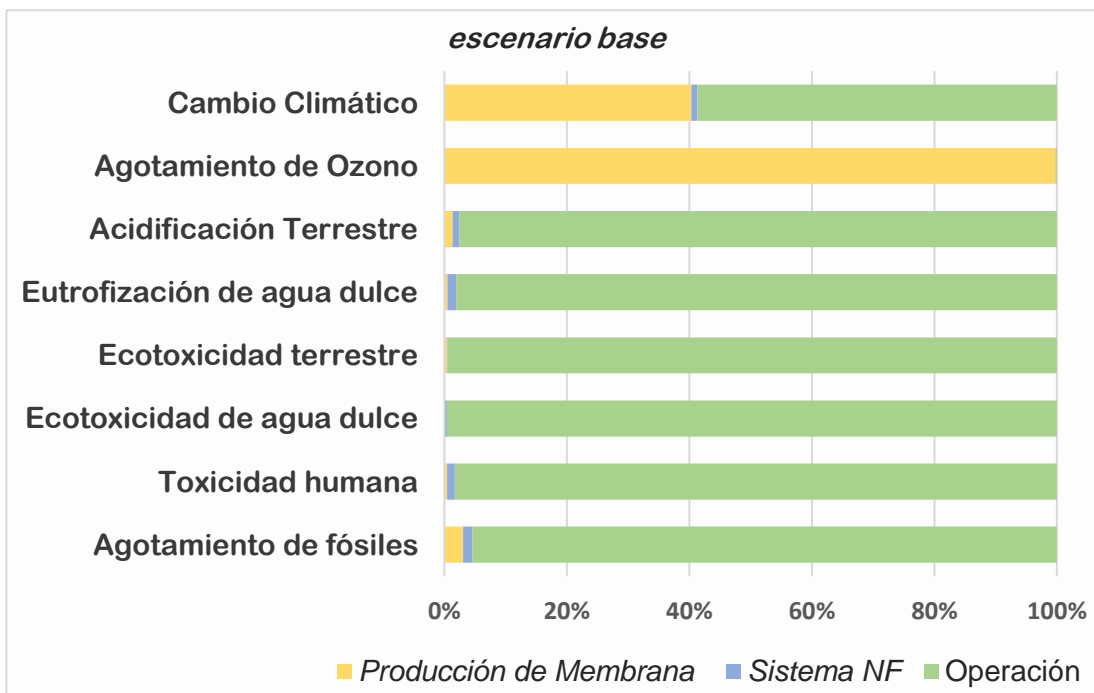


Figura 24. Resultados del análisis de impacto del sistema NF-FV
Fuente: Elaboración propia con datos extraídos del software SimaPro v8.0.4

Evaluación de escenarios base, energía y membrana. El escenario *energía mix 2018* presenta una contribución importante para el cambio climático, toxicidad humana y agotamiento de fósiles (Fig. 25). Estas categorías están relacionadas principalmente con los subproductos de la combustión, como dióxido de azufre (SO₂) y óxidos de nitrógeno (NO_x). Por lo tanto, debido a que en el mix 2018, el ciclo combinado sigue siendo el principal método de generación eléctrica en México con 52.6%, tiene sentido que este escenario sea el principal contribuyente a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Se entiende que las actividades humanas, en particular, la quema de combustibles fósiles (carbón, petróleo y gas), genera una mayor emisión de dióxido de carbono (CO₂) (principal gas de GEI), lo que provoca un aumento de la temperatura global, teniendo como resultado; el cambio climático (Houghton, 2005).

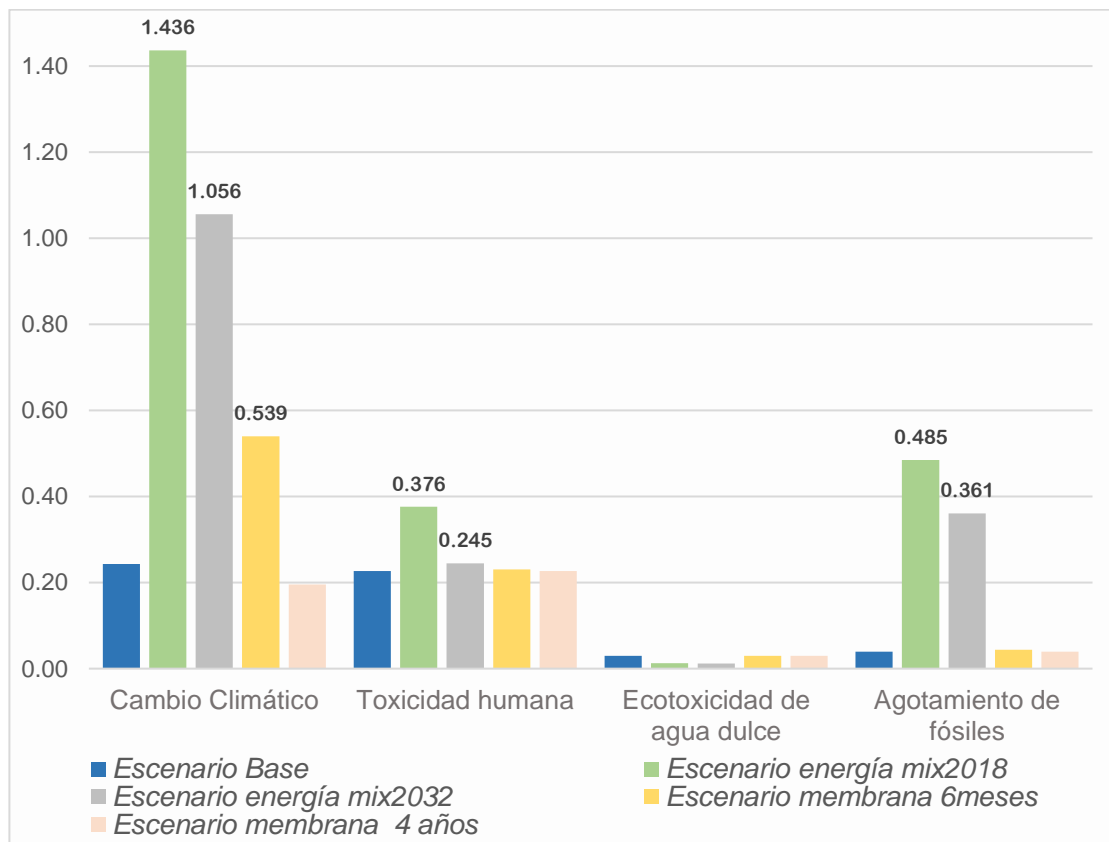


Figura 25. EICV en los escenarios *base, energía y membrana*

Fuente: Elaboración propia. Datos obtenidos con el software SimaPro v8.0.4

La contribución del *escenario energía mix 2018* es significativa para la categoría de agotamiento de fósiles, con 0.485 kg oil eq. La dependencia con respecto al uso de combustibles fósiles ha generado dos tipos de preocupaciones; los impactos ambientales y la limitación de reservas y su futuro agotamiento. Queda claro que el uso de gas natural, carbón y petróleo convierte al *escenario energía mix 2018* en el mayor contribuyente a procesos de cambio climático. En cambio, los *escenarios base y membrana 4 años* presentan la contribución más baja para las categorías de cambio climático, toxicidad humana y agotamiento de fósiles. Estos resultados permiten identificar la importancia de la energía limpia para los sistemas de tratamiento de agua en el futuro.

Cabe resaltar que el *escenario energía mix 2032*, en comparación con el *escenario mix 2018*, presentó una reducción de las emisiones en todas las categorías de impacto. A pesar de que la prospectiva de generación eléctrica 2032 indica una disminución considerable en las tecnologías convencionales y un aumento en las energías limpias, el impacto aún sigue siendo significativo. Aunque se observa una disminución importante en los resultados, sobre todo para las emisiones que contribuyen al cambio climático, pasando de 1.436 kg de CO₂ eq (*energía mix 2018*) a 1.056 kg de CO₂ eq (*energía mix 2032*).

El *escenario membrana 6 meses* contribuye con 0.539 kg CO₂ eq en el cambio climático, lo que corresponde a menos del 50% de lo que contribuye el *escenario energía mix 2018*. Sin embargo, se puede observar que cuando se supone una vida útil corta para las membranas, el proceso para la elaboración de este material juega un papel importante en la contribución al cambio climático.

Por último, se observa que todos los escenarios contribuyen significativamente a la toxicidad humana, después del *escenario energía mix 2018*, con 0.376 kg 1,4-DB eq, todos aportan cerca de 0.245 kg 1,4-DB eq. Es importante considerar los resultados en esta categoría de impacto, ya que implica los

niveles de riesgo por exposición a tóxicos ambientales cancerígenos, por esta razón, es pertinente estudiar a fondo cada escenario para conocer el origen de esta contribución.

En la Figura 26 se puede observar que, para la categoría de agotamiento de ozono, el *escenario membrana 6 meses* aporta la carga más alta con 0.062 g de CFC-11 eq.

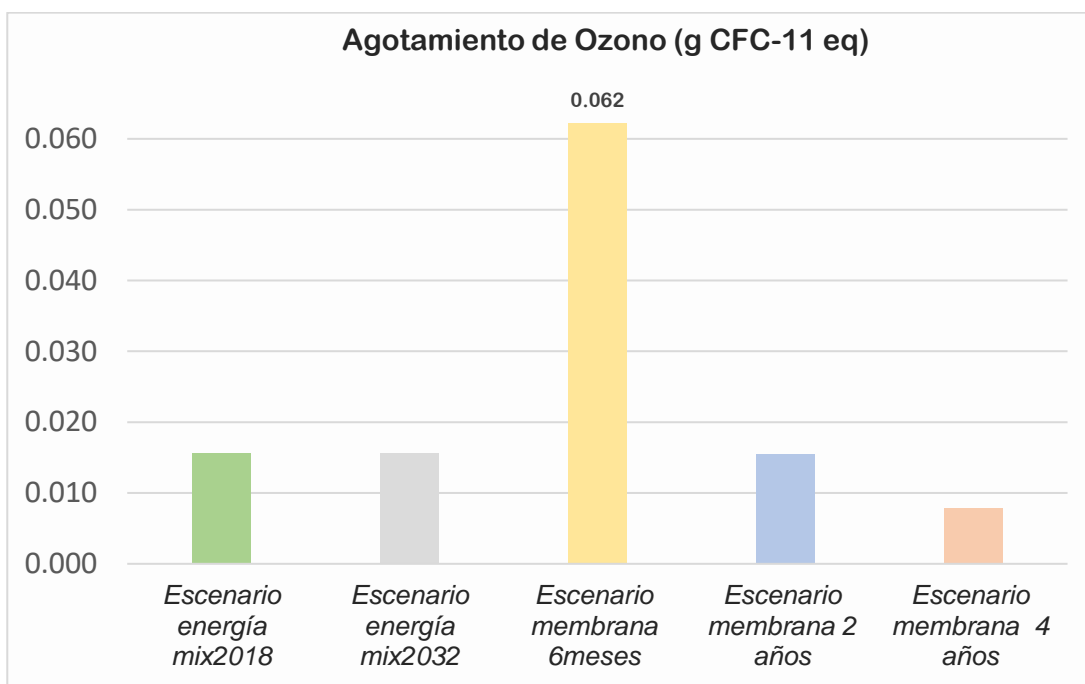


Figura 26. Contribución al agotamiento de capa de ozono del *escenario membrana 6 meses*

Fuente: Elaboración propia. Datos obtenidos con el software SimaPro v8.0.4

El frecuente reemplazo de las membranas de poliamida tiene efectos importantes sobre el medio ambiente. Esto se debe a que durante su proceso se generan emisiones al aire de 1,1,1-tricloro-2,2,2-trifluoroetano, conocido como CFC-113. Este compuesto ha generado diversas controversias por su papel en el agotamiento del ozono estratosférico, pues ha permanecido en alrededor de 80 partes por billón en la atmósfera desde principios de los años noventa. Por esta razón, el protocolo de Montreal exigió la eliminación de todos los CFC, incluido el CFC-113 (Laube *et al.*, 2014).

Considerar el tiempo de vida útil de las membranas es un factor importante para el diseño del sistema desalinizador. Como se observa en la Figura 26, la contribución para el agotamiento de ozono es menor en los escenarios que contemplan 2 años y 4 años de vida útil para las membranas, en comparación con el escenario que plantea la vida útil más corta para este material, el cual es considerado el peor escenario durante el tratamiento del agua salobre.

La Figura 27 muestra el resultado de la evaluación de impacto en las categorías: acidificación terrestre, eutrofización de agua dulce y ecotoxicidad terrestre para los escenarios *base*, *energía* y *membrana*. Se puede observar que el *escenario energía mix 2018* tiene la mayor contribución en la categoría de acidificación terrestre, con 0.009 kg de SO₂ eq, aunque esta carga ambiental puede considerarse una contribución despreciable, es importante mencionar que se debe a la pérdida de la capacidad neutralizante del suelo y del agua, como consecuencia del aporte de ácidos.

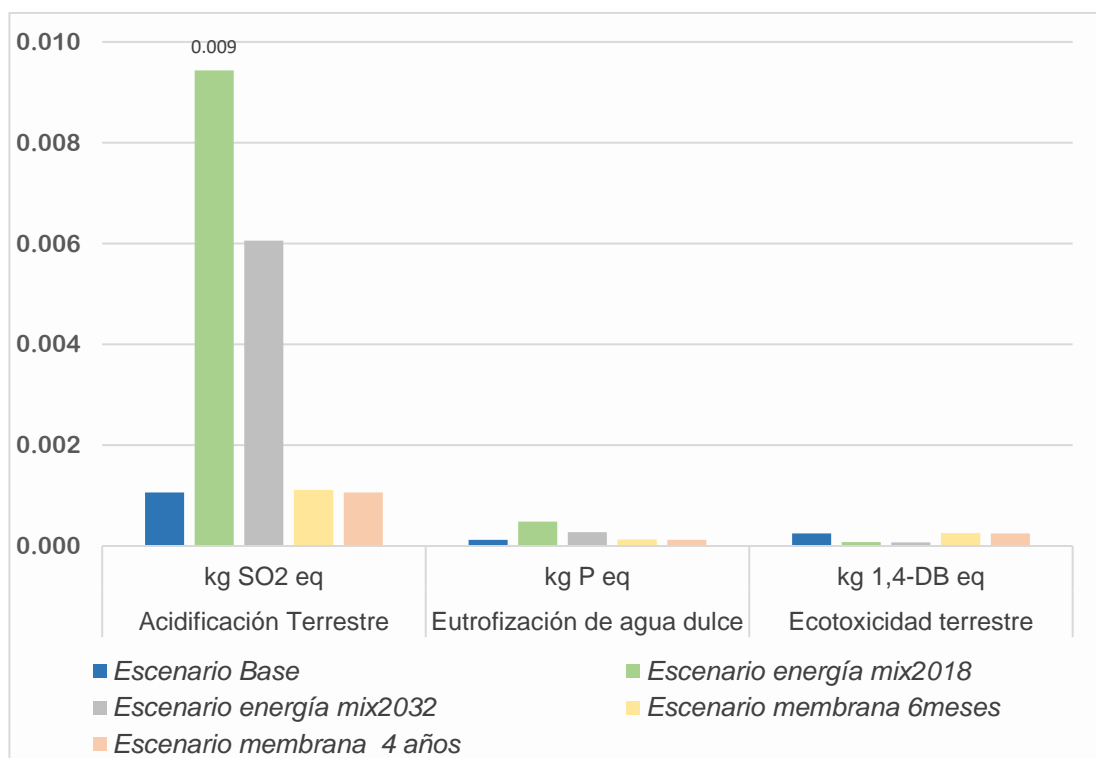


Figura 27. Evaluación de impacto. Escenarios *base*, *membrana* y *energía*
Fuente: Elaboración propia; datos del software SimaPro v8.0.4

Como base en los resultados analizados el *escenario membrana 4 años* presenta las contribuciones más bajas en todas las categorías de impacto evaluadas (Fig. 25, Fig. 26 y Fig. 27). Por lo tanto, las características de este escenario; larga vida útil para las membranas y operación del sistema utilizando energía proveniente de una fuente limpia, lo convierten en la opción viable para el sistema de tratamiento de agua salobre por nanofiltración.

Contribución al cambio climático. Para los *escenarios base, energía y membrana*, la etapa de operación contribuye de manera significativa al cambio climático, principalmente en los *escenarios energía mix 2018 y mix 2032*, con 1.336 kg de CO₂ eq y 0.955 kg de CO₂ eq, respectivamente. Así mismo, la *producción de membrana* en el *escenario membrana 6 meses*, impacta de manera significativa, con 0.393 kg de CO₂ eq. Mientras que el *sistema NF* no presenta una contribución importante para el cambio climático (Fig. 28).

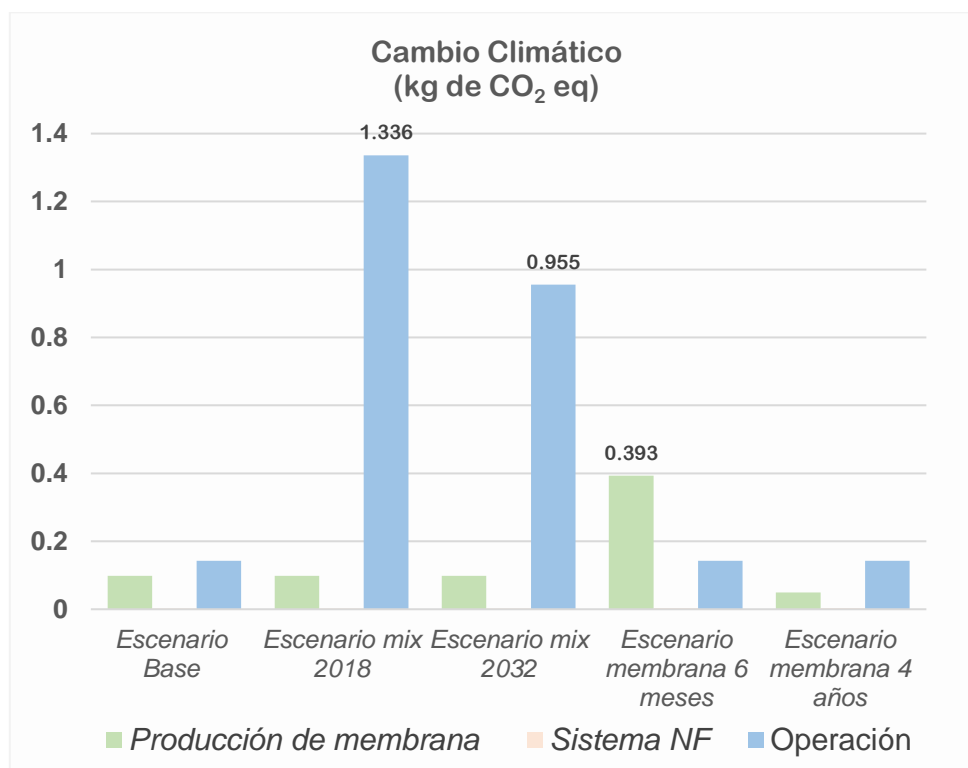


Figura 28. Evaluación de impacto en la categoría de cambio climático para las tres etapas que componen al sistema NF-FV.

Fuente: Elaboración propia. Datos de software SimaPro v8.0.4

Evaluación de impacto del *escenario mantenimiento*. El rendimiento de las membranas es un factor importante para el diseño y la operación del sistema NF-FV. Por esta razón, se realizó la evaluación de impacto ambiental para la propuesta de un tratamiento químico a las membranas con ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), sin realizar reemplazo de éstas y utilizando energía en dos modalidades: mix 2018 y 100% FV.

Los resultados para el *escenario mantenimiento* mix 2018 se muestran en la Figura 29. Se puede observar que, si se aplica el tratamiento químico con EDTA, conectando el sistema al mix 2018, la etapa de operación tiene una contribución significativa en todas las categorías de impacto seleccionadas, principalmente, en el cambio climático, contribuyendo con 76% del total de las emisiones para esta categoría. Sin embargo, como se puede observar, la *producción de membrana* impacta de manera significativa para el agotamiento de ozono, con 91% de las emisiones para esta categoría.

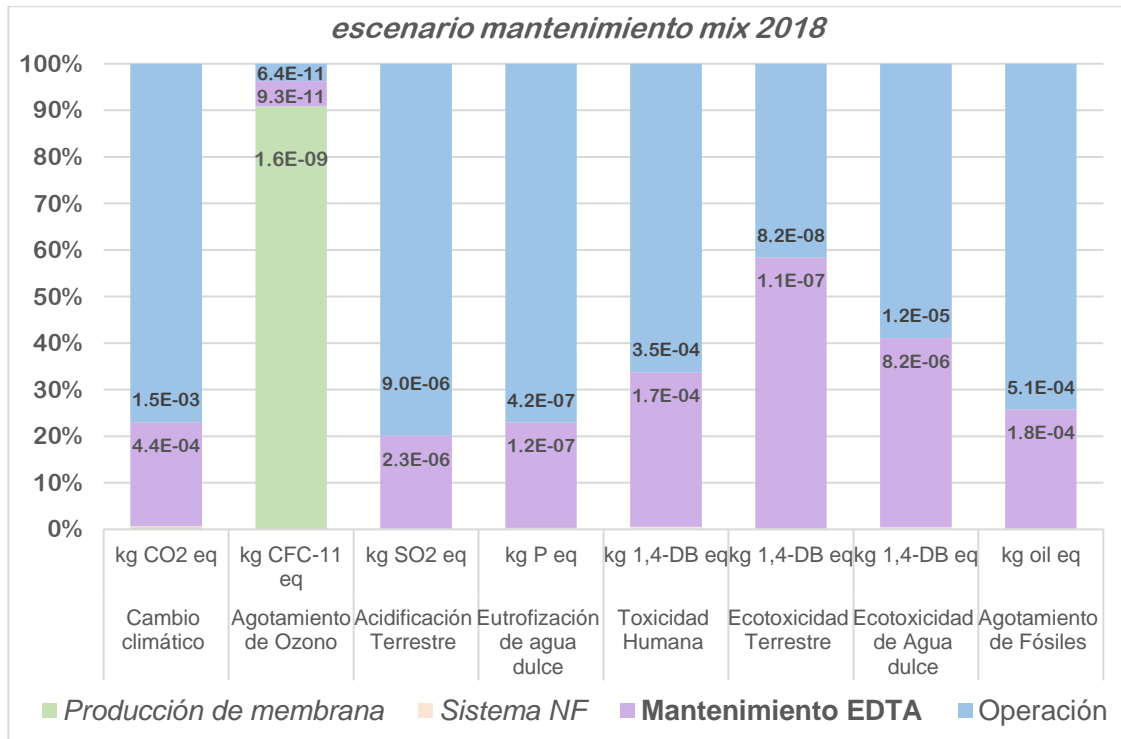


Figura 29. EICV por el mantenimiento de las membranas con mix 2018
Fuente: Elaboración propia con datos de SimaPro v8.0.4

En cambio, los resultados que se obtuvieron a partir del *escenario mantenimiento 100% FV*, muestran una diferencia significativa en los porcentajes de contribución para las categorías evaluadas. Cuando se proporciona un tratamiento químico con EDTA a las membranas de poliamida, conectando el sistema NF al sistema FV (100% solar), es el mantenimiento con EDTA el que presenta la mayor contribución para la categoría de cambio climático, en donde aporta 76% del total de las emisiones. Al igual que, para el agotamiento de fósiles con 83% y para la acidificación terrestre con 70%. Sin embargo, para el agotamiento de ozono, la *producción de membrana* sigue siendo la etapa responsable de la disminución de la capa de ozono, contribuyendo con 95% de las emisiones en esta categoría (Fig. 30).

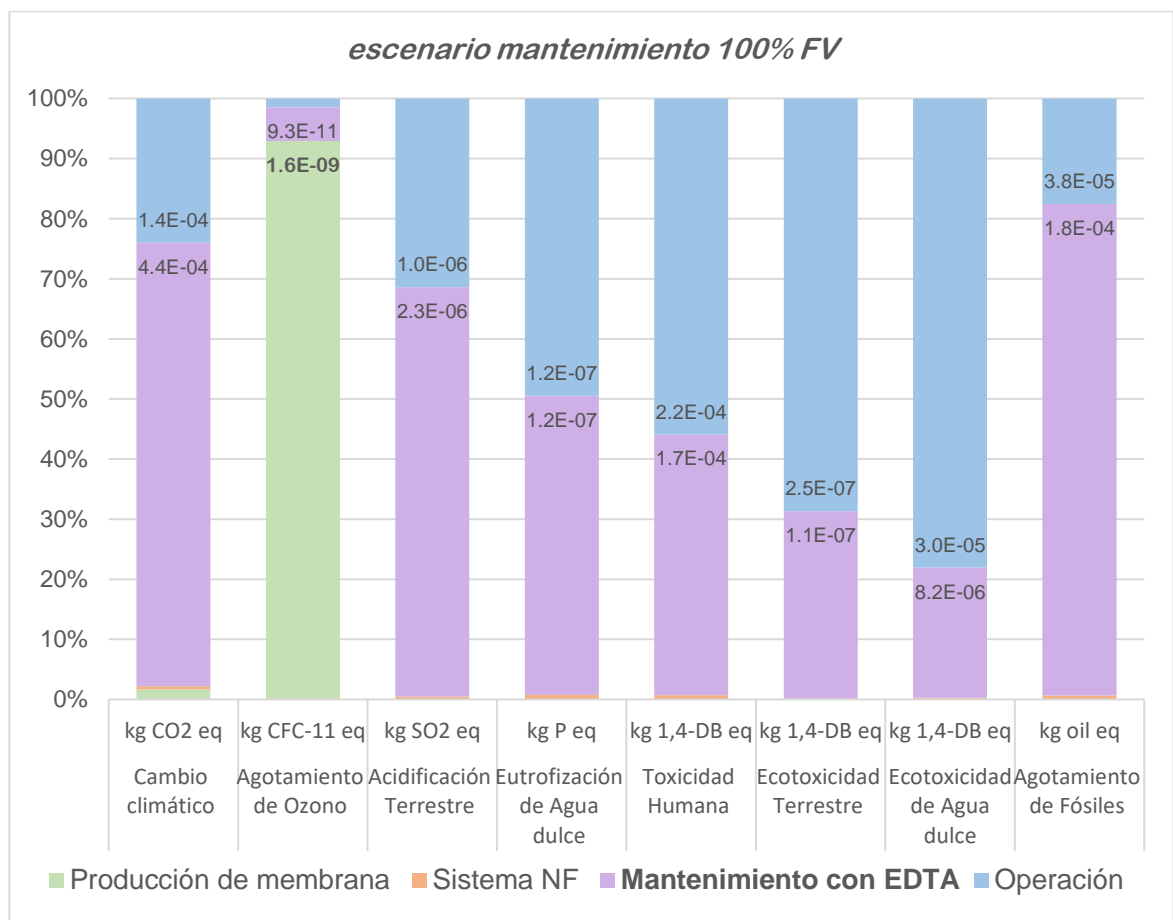


Figura 30. EICV para el escenario mantenimiento con 100% FV
Fuente: Elaboración propia con datos de SimaPro v8.0.4

Cumulative Energy Demand (CED) o demanda energética acumulada (DEA). La Tabla 14 y la Figura 31 muestran los resultados de la demanda de energía acumulada en el *escenario base*. A lo largo de todo el proceso, la producción de 1 m³ de agua desalinizada requiere 15.479 MJ, de los cuales, 13.464 MJ/m³ (87%) proviene de la energía renovable. De las tres etapas que conforman el sistema NF-FV, la etapa de operación demanda la mayor cantidad de energía con 15.389 MJ/m³; donde 87% proviene de fuentes renovables. Esto tiene sentido, ya que para el *escenario base*, el sistema NF opera con 100% de la energía eléctrica generada por un sistema fotovoltaico.

Tabla 14. Demanda de energía acumulada del sistema NF-FV

escenario base					
Energía	Unidad	Total	Etapa de construcción		Etapa de operación
			<i>producción de membrana</i>	<i>sistema NF</i>	
Convencional	MJ/m ³	2.015	0.059	0.029	1.928
Renovable	MJ/m ³	13.464	0.001	0.002	13.461
CED	MJ/m ³	15.479	0.060	0.031	15.389

Fuente: Elaboración propia. Datos obtenidos del software SimaPro v8.0.4

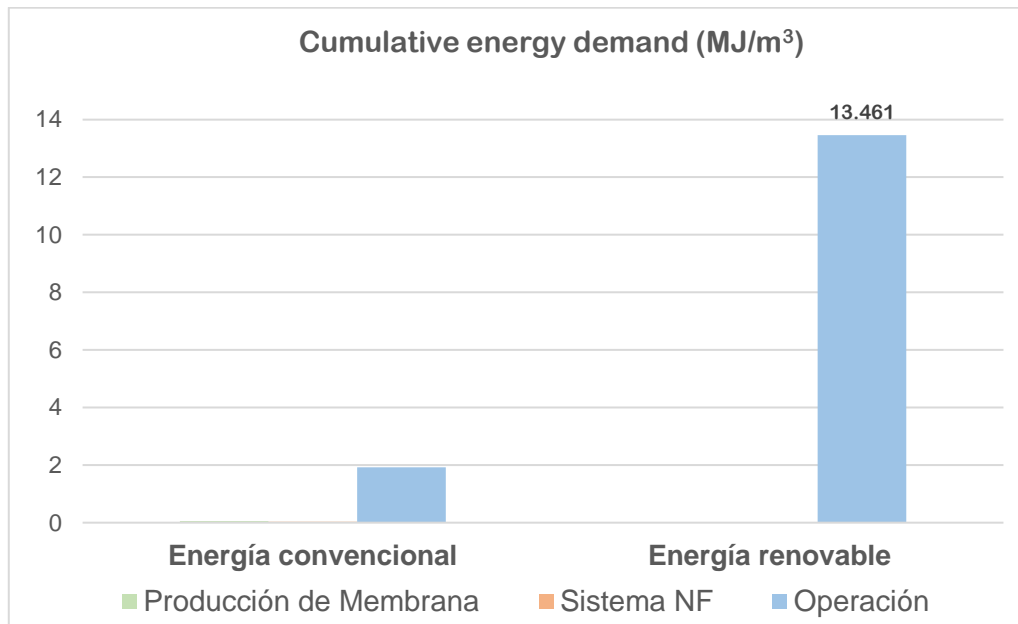


Figura 31. Estimación de la CED del sistema NF-FV

Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos del software v8.0.4

En la Tabla 15 se puede observar que, para el *escenario energía mix 2018*, la demanda energética acumulada requerida durante el proceso de desalinización fue de 29.101 MJ/m³; donde 82% proviene de la energía convencional. Mientras que, la Tabla 16 indica que para el *escenario energía mix 2032*, la demanda de energía acumulada durante el proceso fue de 27.435 MJ/m³; 73% del total procedente de energía convencional. La etapa de operación, en ambos escenarios, demanda la mayor cantidad de energía acumulada con: 28.977 MJ/m³ para el *escenario energía mix 2018* y 27.310 MJ/m³ en el *escenario energía mix 2032*. Como se sabe, la mayor parte de la generación de energía eléctrica en estos escenarios se deriva de la quema de combustibles fósiles. Por esta razón, la demanda de energía acumulada durante la operación proviene principalmente de la energía convencional.

Tabla 15. Demanda de energía acumulada. Sistema NF-FV. *Escenario energía mix 2018*

escenario energía mix 2018					
Energía	Unidad	Total	Etapa de construcción		Etapa de operación
			<i>producción de membrana</i>	<i>sistema NF</i>	
Convencional	MJ/m ³	23.823	0.059	0.059	23.705
Renovable	MJ/m ³	5.278	0.003	0.003	5.272
CED	MJ/m ³	29.101	0.062	0.062	28.977

Fuente: Elaboración propia. Datos obtenidos del software SimaPro v8.0.4

Tabla 16. Demanda de energía acumulada. Sistema NF-FV. *Escenario energía mix 2032*

escenario energía mix 2032					
Energía	Unidad	Total	Etapa de construcción		Etapa de operación
			<i>producción de membrana</i>	<i>sistema NF</i>	
Convencional	MJ/m ³	20.147	0.059	0.059	20.029
Renovable	MJ/m ³	7.288	0.003	0.003	7.281
CED	MJ/m ³	27.435	0.062	0.062	27.310

Fuente: Elaboración propia. Datos obtenidos del software SimaPro v8.0.4

Como se observa en la Figura 32, para los *escenarios energía mix 2018 y mix 2032*, la etapa de operación tiene una demanda de energía acumulada proveniente en su mayoría de la energía convencional, generada a partir de la quema de combustibles fósiles, con 23.705 MJ/m³ para el *escenario energía mix 2018* y 20.029 MJ/m³ para el *escenario energía mix 2032*.

No obstante, el aumento de la energía limpia para la prospectiva del año 2032 se ve reflejada en la demanda de energía renovable durante la etapa de operación, incrementando de 5.272 MJ en el mix 2018 a 7.281 MJ para el mix 2032.

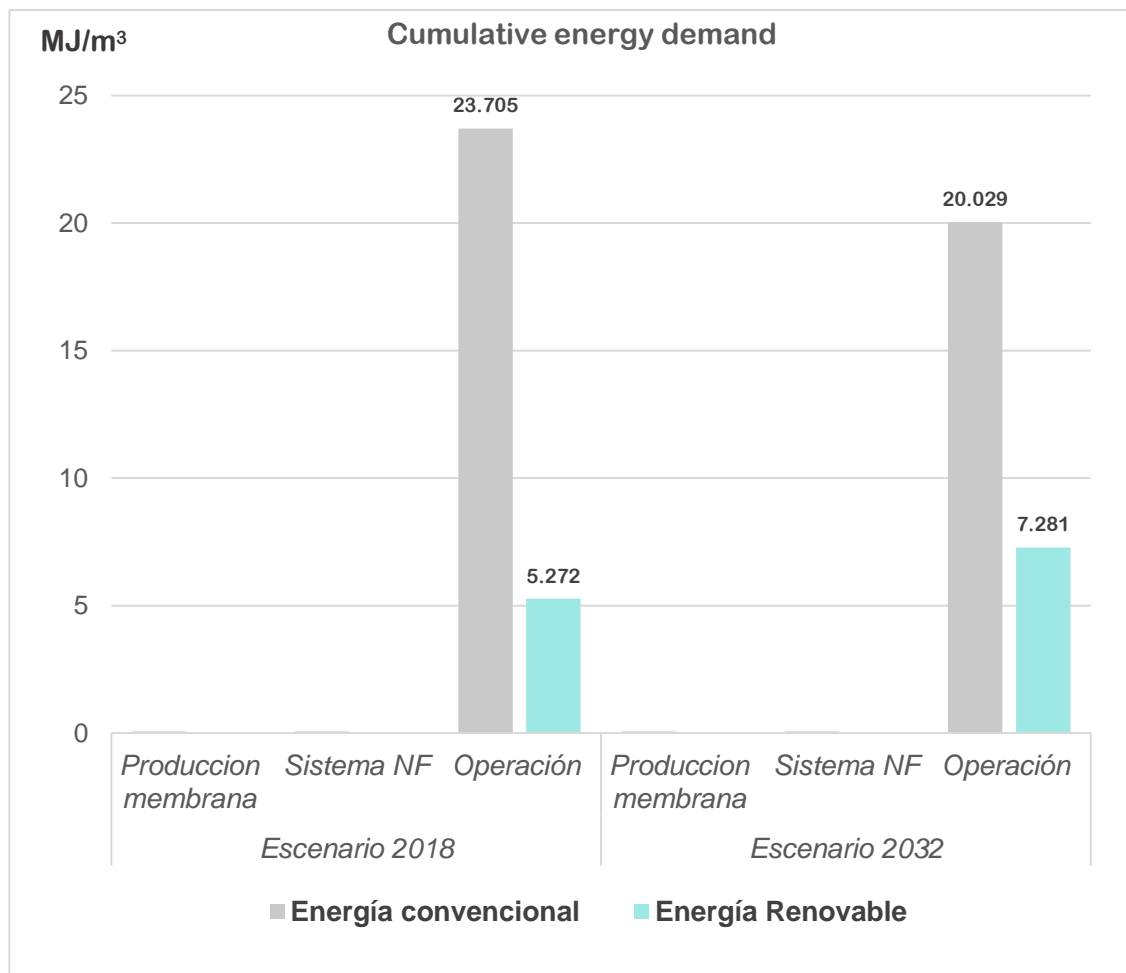


Figura 32. CED del sistema NF-FV para el escenario energía.
Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos del software v8.0.

Por último, en la Tabla 17 se puede observar que, la demanda de energía acumulada durante el proceso de desalinización en el *escenario membrana 6 meses* fue de 15.780 MJ/m³, proveniente en su mayoría de la energía renovable, con un 86%. Mientras que, en el *escenario membrana 4 años*, la demanda energética acumulada durante el tratamiento de agua fue de 15.559 MJ/m³, donde 87% del total de la energía proviene de una fuente renovable, como se observa en la Tabla 18. Con base en los resultados, es posible percibir que, además de una mejora en la eficiencia energética para los escenarios membrana 6 meses y 4 años, en comparación con la demanda de energía acumulada para el *escenario energía mix 2018* (23.705MJ/m³), también hay un importante aumento en la contribución de las fuentes de energía renovable a la demanda de energía acumulada.

En ambos escenarios, la etapa de operación presenta la mayor demanda de energía acumulada, con 15.468 MJ/m³. Sin embargo, es importante resaltar que para el *escenario membrana 6 meses*, la etapa de *producción de membrana* presenta un alto consumo de energía (0.238 MJ/m³), proveniente principalmente de una fuente convencional. Esto se debe al constante reemplazo de las membranas, caso contrario al *escenario membrana 4 años*, en donde el consumo de energía convencional para la *producción de membrana* es relativamente menor (0.029 MJ/m³); estos resultados se pueden observar en la Tabla 17 y Tabla 18.

Tabla 17. Demanda energética acumulada. *Escenario membrana 6 meses*

escenario membrana 6 meses					
Energía	Unidad	Total	Etapa de construcción		Etapa de operación
			<i>producción de membrana</i>	<i>sistema NF</i>	
Convencional	MJ/m ³	2.256	0.238	0.059	1.959
Renovable	MJ/m ³	13.524	0.013	0.002	13.509
CED	MJ/m ³	15.780	0.251	0.061	15.468

Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos del software v8.0.

Tabla 18. Demanda energética acumulada. *Escenario membrana 4 años*

escenario membrana 4 años					
Energía	Unidad	Total	Etapa de construcción		Etapa de operación
			<i>producción membrana</i>	<i>sistema NF</i>	
Convencional	MJ/m ³	2.047	0.029	0.059	1.959
Renovable	MJ/m ³	13.512	0.001	0.002	13.509
CED	MJ/m ³	15.559	0.030	0.061	15.468

Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos del software v8.0.

Finalmente, como se observa en la Figura 33, la demanda de energía renovable en los *escenarios membrana 6 meses* y *membrana 4 años* proviene principalmente de la etapa de operación. Esto se debe al suministro de energía por medio del sistema fotovoltaico. Por esta razón, la etapa de operación tiene una demanda de energía renovable de 13.509 MJ/m³, en comparación con la demanda de la energía convencional, con tan sólo 1.959 MJ/m³.

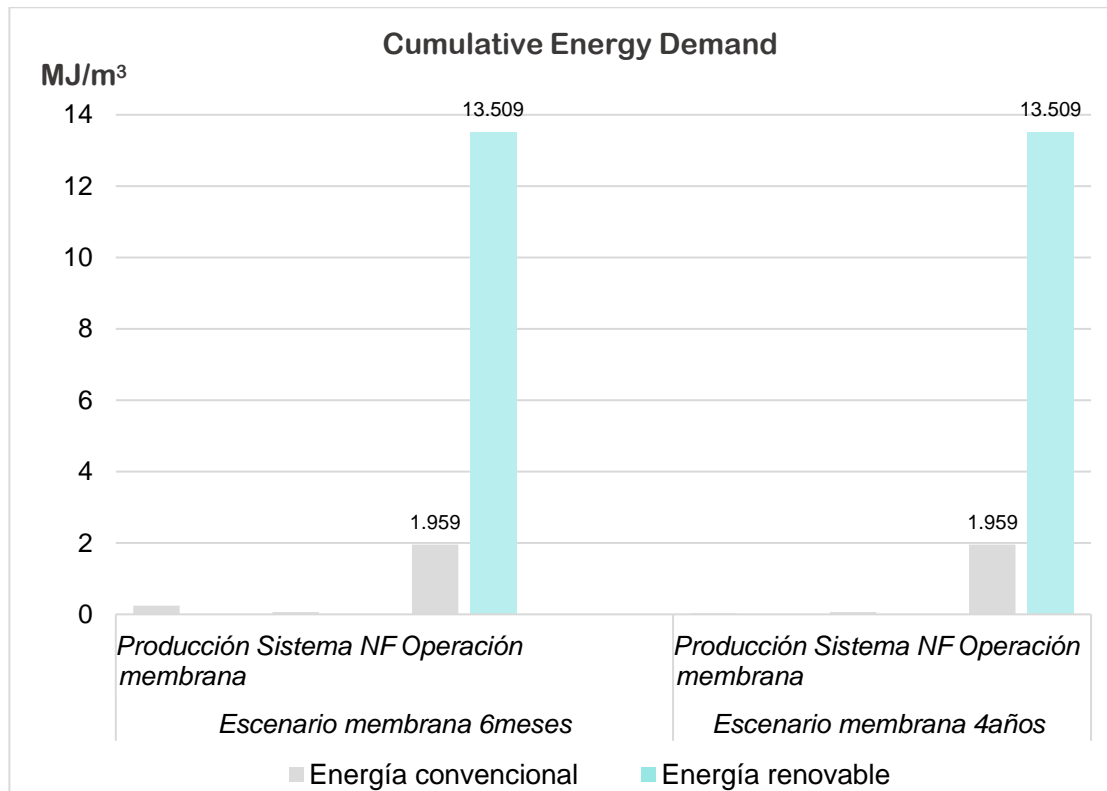


Figura 33. Estimación de la DEA para el *escenario membrana*
Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos del software v8.0.

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Con base en los resultados que se obtuvieron y analizaron en el capítulo IV, se concluyó que la hipótesis es válida. A partir de una evaluación de impacto ambiental mediante el *análisis de ciclo de vida*, se determinaron y cuantificaron las emisiones resultantes de CO₂ eq durante las etapas de construcción y operación del sistema de desalinización NF-FV, en una zona desértica, considerando cuatro escenarios.
- Los resultados de este estudio indicaron que, la carga ambiental por la etapa de operación es significativa en todas las categorías de impacto seleccionadas, principalmente en la categoría de cambio climático (58.8%). Esto se debe a la demanda de energía a lo largo del ciclo de vida del sistema desalinizador. Así mismo, la *producción de membrana* impacta significativamente sobre el cambio climático (40.3%) y especialmente en el agotamiento de ozono (99%). La carga ambiental en estas dos categorías se debe principalmente, a los gases que se liberan durante la producción de la membrana de poliamida, ya que se alcanzan temperaturas de hasta 300°C para obtener el rendimiento y tamaño de poro requeridos para el tratamiento por nanofiltración.
- Cuando el sistema NF opera con energía eléctrica proveniente de la quema de combustibles fósiles, el impacto al medio ambiente por el tratamiento de agua es significativo en casi todas las categorías analizadas, sobre todo, en la categoría de cambio climático. En cambio, cuando el sistema NF opera con energía proveniente de una fuente limpia, la contribución al cambio climático se reduce considerablemente, hasta en un 85%. Es importante considerar la fuente de energía para los sistemas de desalinización por membrana. Como se demostró, existe una diferencia significativa en el impacto ambiental del sistema desalinizador al considerar ambos tipos de generación eléctrica; convencional y limpia. Mientras se

utilice energía proveniente en su mayoría de la quema de carbón (ciclo combinado), las emisiones que contribuyen al cambio climático serán mayores. En cambio, el impacto ambiental se reduce si la energía para el tratamiento de agua proviene de una fuente limpia.

- Considerar la desalinización por nanofiltración con una vida útil para las membranas de 2 años y 4 años, genera menores emisiones en todas las categorías de impacto evaluadas, en comparación con un sistema NF que aplique un reemplazo constante de este material. En este caso, 6 meses de vida útil para las membranas en el sistema NF-FV, genera la mayor cantidad de emisiones para el agotamiento de ozono y para el cambio climático, en comparación con una vida útil de 4 años, en donde las emisiones para el agotamiento de ozono se reducen hasta en un 88%, mientras que, para el cambio climático, disminuyen en un 62%.

Cuando el sistema NF-FV opera con energía renovable y considera una vida útil para las membranas de 4 años, tiene la carga ambiental más baja en las categorías evaluadas. Estas condiciones lo convierten en el escenario más factible para el tratamiento de agua salobre en la zona de estudio. Por lo tanto, es importante considerar en el diseño del sistema; tanto la fuente de energía como el tiempo de vida útil de las membranas, ambos juegan un papel fundamental en el impacto ambiental durante la desalinización.

- Al proporcionar un tratamiento químico con EDTA a las membranas, sin reemplazo de éstas y operando con FV, el mantenimiento impacta de manera significativa al medio ambiente, específicamente para el cambio climático (76%), incluso más que la etapa de operación (21%). Sin embargo, cuando el sistema NF opera con energía convencional, el impacto ambiental por el tratamiento químico se reduce considerablemente (23%) y la etapa de operación se convierte en la responsable del impacto por esta categoría (76%). Por esta razón, también es importante considerar

la fuente de energía para el sistema desalinizador, cuando se pretende realizar un tratamiento químico a las membranas.

- La etapa de operación demanda la mayor cantidad de energía primaria durante el ciclo de vida del sistema NF-FV. Cuando el tratamiento de agua se realiza con energía primaria a partir de una fuente limpia, la energía utilizada en la etapa de operación (13.461 MJ/m^3) permite un potencial de mitigación de $2 \text{ t CO}_2 \text{ eq}$. Caso contrario al escenario con energía convencional proveniente de la quema de combustibles fósiles, en donde la energía utilizada en la etapa de operación (23.705 MJ/m^3) tiene un potencial de emisión de $3.2 \text{ t CO}_2 \text{ eq}$. Tanto el potencial de mitigación como el de emisión se contemplan durante el proceso de desalinización de agua salobre, durante el ciclo de vida del sistema NF-FV, proporcionando: 1 m^3 de agua tratada por día, durante 20 años de vida útil.
- Entre las alternativas analizadas en este trabajo, la mejor opción es la integración de la energía solar y la consideración de una larga vida útil para las membranas. Estas condiciones marcan una importante reducción en el impacto ambiental durante el tratamiento de agua salobre.

Este estudio ha demostrado que, la tecnología de desalinización por membrana con energía renovable puede reducir la carga ambiental, mediante el aprovechamiento de las características climatológicas de la zona para generar la energía requerida por el sistema durante su operación. Por lo tanto, las energías renovables pueden reducir los impactos negativos al medio ambiente durante el tratamiento de agua por desalinización con membrana, principalmente, reducir las emisiones de CO_2 responsables del cambio climático.

5.1 Recomendaciones

Con base en el análisis de impacto ambiental del sistema NF-FV, es importante considerar los siguientes puntos:

1. La fuente de energía para el sistema desalinizador. Si se supone instalar un sistema que tenga una reducción en el impacto ambiental, es importante considerar durante el diseño y la simulación del sistema; el consumo de energía y la generación de ésta, sobre todo para la etapa de operación, que es la responsable de los impactos negativos al medio ambiente.
2. La vida útil de las membranas. A menor tiempo, mayor impacto al medio ambiente, por ello, es necesario considerar la aplicación de un tratamiento químico o prever un uso adecuado de este material para lograr una larga vida útil, pues a mayor tiempo de reemplazo, menor es la carga ambiental que se genera por la producción de la membrana.
3. Una reducción en el consumo de energía durante la etapa de operación, así como, el acoplamiento de fuentes de energía limpia y/o convencional, pero, con mejoras en los procesos de generación de energía eléctrica a partir de la quema de combustibles fósiles.

Estos puntos pueden convertir a la tecnología de desalinización en una alternativa viable para la producción de agua dulce, sobre todo frente al estrés hídrico que se vive a nivel mundial, teniendo como objetivo principal: la producción de agua dulce de manera sustentable.

6. Referencias

Afgan, N. H., Zeljko B. y Neven D. (Eds.). (2004). Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems. CRC Press.

Alfie Cohen, M. (2005). El agua en la Frontera de México-Estados Unidos: Reto político-ambiental. Espacio Abierto. 14 (2).

Al-Zoubi, H. & Althyabat, S. (2012). Treatment of a Jordanian phosphate mine wastewater by hybrid dissolved air flotation and nanofiltration. Mine Water and the Environment, 31, pp. 214-224.

Bhakar, V., Kumar, D. N. S. H., Sai, N. K., Sangwan, K. S. & Raghuvanshi S. (2016). Life cycle assessment of filtration systems of reverse osmosis units: a case study of a university campus. Procedia. 40. 268-273.

Biswas, W. K. (2009). Life cycle assessment of seawater desalination in Western Australia. World Academy of Science, Engineering and Technology, 56(3), 8.

Botello-Mares, A., Cervera-Gómez, L. & Tejada-Guevara, R. (2017). Evaluación del recurso solar del Valle de Juárez. En Cervantes-Rendón, C. (Coord.), El Valle de Juárez: Su historia, economía y ambiente para el uso de energía fotovoltaica (pp.81-106). Ciudad Juárez, México: El Colegio de Chihuahua.

Caviedes-Rubio, D. I., Muñoz-Calderón, R. A., Perdomo-Gualtero, A., Rodríguez-Acosta D. & Sandoval-Rojas I. J. (2015). Treatments for removal of heavy metals commonly found in industrial wastewater. A review. Revista Ingeniería y Región, 13(1), pp. 73-90.

Compain, P. (2012). Solar energy for water desalination. Procedia Engineering, 46,220-227.

CONAGUA. (2002). Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Samalayuca, Estado de Chihuahua. Recuperado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/103571/DR_0810.pdf

CONAGUA. (2011). Análisis espacial de las regiones más vulnerables ante las sequías en México. Recuperado de: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/sequiasB.pdf>

CONAGUA. (2015). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Samalayuca (0810) Estado de Chihuahua. Recuperado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/103571/DR_0810.pdf

Curran, M., (2008). Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products. Scrivener Publishing, WILEY, Massachusetts.

Dehesa-Carrasco, U., Ramírez-Luna, J. J., Calderón-Mólgora, C., Villalobos-Hernández, R. S., & Flores-Prieto, J. J. (2016). Experimental evaluation of a low-pressure desalination system (NF-PV), without battery support, for application in sustainable agriculture in rural areas. *Water Science & Technology: Water Supply*. 1-9.

Dévora-Isiordia, G., González-Enríquez, R., & Ruíz-Cruz, S. (2013). Evaluación de procesos de desalinización y su desarrollo en México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, IV (3), 27-46.

Ecoinvent (2019). The Ecoinvent Database versión 3.5. Recuperado de: <https://www.ecoinvent.org/database/older-versions/ecoinvent-35/ecoinvent-35.html>

Eltawil, M. A., Zhengming, Z., & Yuan, L. (2008). Renewable energy powered desalination systems: Technologies and economics-state of the art. In.

Proceedings of the 12th international water technology conference, Alexandria, Egypt. (27-30).

Fatehizadeh, A., Taheri, E., Amin, M. M. & Mahdavi, M. (2018). Sodium and potassium removal from brackish water by nanofiltration membrane: Single and binary salt mixture. *Desalination and water treatment*, 103, 65-71.

Flores-Prieto, J.J., Ramírez-Luna, J.J., Calderón-Mólgora, C., Delgado-Quezada, E., & Morales-García, A. de J. (2015). Tratamiento de agua salobre mediante nanofiltración solar a baja presión para irrigación. *Tecnología y Ciencia del Agua*, vol. VI, (6), 5-17.

Friedrich, E. (2002). Life-cycle assessment as an environmental management tool in the production of potable water. *Water Science and Technology*, 46(9), 29-36.

Frischnecht, R., Wyss, F., Knöpfel, S. B., Lützkendorf, T., & Balouktsi, M. (2015). Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach. *The international Journal of Life Cycle Assessment*, 20(7), 957-969.

Ghermandi, A. & Messalem, R. (2009). The advantages of NF desalination of brackish water for sustainable irrigation: The case of Arava Valley in Israel. *Desalination and water treatment*. 10, 101-107.

Granados-Olivas, A., Soto-Ontiveros, A. & García-Vásquez, A. C. (2017). Agua del Valle de Juárez: caso localidad de Praxedis. En Cervantes-Rendón, C. (Coord.), *El Valle de Juárez: Su historia, economía y ambiente para el uso de energía fotovoltaica* (pp.37-79). Ciudad Juárez, México: El Colegio de Chihuahua.

Güereca, L. P., Sosa, R. O. Gilbert, H. E., & Reynaga, N. S. (2015). Life cycle assessment in Mexico: overview of development and implementation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(3), 311-317.

Heijungs, R., & Guineév, J. B. (2012). An Overview of the Life Cycle Assessment Method –Past, Present, and Future. *Life Cycle Assessment Handbokk*, 15-41.

Houghton, J. (2009). Global warming: Reports on Progress in Physics, 68(6), 1343.

Huijbregts, M. A., Steinmann, Z. J., Elshout, P. M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., & Zelm, R. (2017). ReCiPe2016; a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138-147.

Ihobe, S. A. (2009). Análisis de ciclo de vida y Huella de carbono. Dos maneras de medir el impacto ambiental de un proceso. *Sociedad Pública de Gestión Ambiental*.

IMIP (Instituto Municipal de Investigación y Planeación). (2010). Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial del Municipio de Juárez. Recuperado de: <http://www.imip.org.mx/Images/proyectos/planes/pdfs/POET.pdf>

IRENA-ETSAP (International Renewable Energy Agency and Energy Technology System Analysis Programme). (2013). “Water Desalination Using Renewable Energy Technology Brief. Recuperado de: https://iea-etsap.org/E-TechDS/PDF/I12IR_Desalin_MI_Jan2013_final_GSOK.pdf

ISO (International Organization for Standardization), “ISO 14040: Environmental Management-Life cycle assessment – Principles and framework”, vol. 2006. Switzerland: ISO 14040, 2006, P. 22.

ISO (International Organization for Standardization), “ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment”, vol. 2006, 2006.

Jung, Y., J., Kiso, Y., Yamada, T., Shibata, T., & Lee, T. G. (2006). Chemical cleaning of reverse osmosis membranes used for treating wastewater from a rolling mill process. *Desalination*, 190(1-3), 181-188.

Kharraz, A.J., Richards, S. B. & Schäfer I. A. (2017). Chapter 3 - Autonomous solar-powered desalination systems for remote communities. En Hassan A. Arafat, Desalination sustainability. A technical, socioeconomic, and environmental approach (pp. 75-125). Abu Dhabi, United Arab Emirates: Masdar Institute of Science and Technology.

Klöppfer, W., (2005). Life Cycle Assessment as Part of Sustainability Assessment for Chemicals (5 pp). Environmental Science and Pollution Research, 12(3), 173-177.

Koo, C.H., Mohammad, A.W., Suja, F., & Meor Talib, M.Z. (2013). Comparison of nanofiltration and reverse osmosis membranes performance subject to crossflow velocity effect during filtration of humic acids. Proceedings of the 13th international Conference on Environmental Science and Technology.

Laube, J. C., Newland, M. J., Hogan, C., Brenninkmeijer, C. A., Fraser, P.J., Martinerie, P., & Witrant, E. (2014). Newly detected ozone-depleting substances in the atmosphere. Nature geoscience, 7(4), 266.

Leiva, E. H. (2016). Análisis de ciclo de vida. Escuela de organización industrial, España.

Liu, S., Li, Z., Wang, C. & Jiao, A. (2013). Enhancing both removal efficiency and permeate flux by potassium sodium tartrate (PST) in a nanofiltration process for the treatment of wastewater containing cadmium and zinc. Separation and Purification Technology, 116, pp. 131-136.

Madaeni, S. S. & Eslamifard, M. R. (2010). Recycle unit wastewater treatment in petrochemical complex using reverse osmosis process. Journal of Hazardous Materials, 174 (1-3), 404-409.

Martínez-Gómez, E. (2017). Análisis del ciclo de vida de una planta solar fotovoltaica en México (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, CDMX.

Morton, A. J., Callister, I. K., & Wade, N. M. (1997). Environmental impacts of seawater distillation and reverse osmosis processes. *Desalination*, 108 (1-3), 1-10.

Muñoz, I., & Fernández-Alba, A. R. (2008). Reducing the environmental impacts of reverse osmosis desalination by using brackish groundwater resources. *Water Research*, 42(3), 801-811.

Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, "Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo.

Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".

NREL (2018). National Solar Radiation Database (NSRDB). Direct Normal Irradiation. Consultado en: <https://nsrdb.nrel.gov/nsrdb-viewer>.

Olivera, A., Cristobal, S., & Saizar, C. (2016). Análisis de ciclo de vida ambiental, económico y social. Una herramienta para la evaluación de impactos y soporte para la toma de decisiones. *Innotec gestión*, (7ene-dic), 20-27.

Pérez-Blanco, R. E., Rodarte-Dávila, J., Paz-Gutiérrez, J. C., & Canales-Valdiviezo. (2011). Estudio de la incidencia solar en la región de Ciudad Juárez para caracterizar el potencial solar-energético. En Domínguez-Ruvalcaba, L. (Coord.), *Recolección de energía eólica y solar para uso emergente*. (pp. 11). Ciudad Juárez, Chihuahua, México: Universidad Autónoma de Ciudad Juárez.

PRé Sustainability, "SimaPro" (2019). Recuperado de <https://simapro.com/about/>.

Quteisaht, K., & Abu-Arabi, M. (2006). Promotion of solar desalination in the MENA region. Middle East Desalination Centre, Muscat, Oman. Recuperado de: <http://www.menarec.com/docs/Abu-Arabi>.

Raluy, R. G., Serra, L., & Uche, J. (2005). Life-cycle assessment of desalination technologies integrated with renewable energies. *Desalination*, 183 (1-3), 81-93.

Raluy, R. G., Serra, L., Uche, J., & Valero, A. (2004). Life-cycle assessment of desalination technologies integrated with energy production systems. *Desalination*, 167, 445-458.

Reif, J. H., & Alhalabi, W. (2015). Solar-thermal powered desalination: Its significant challenges and potential. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 48, 152-165.

Richards, S. B. & Schäfer I. A. (2003). Photovoltaic-powered desalination for remote Australian communities. *Renewable energy*. 28, 2013-2022.

Schaefer, A., Fane, A. G., & Waite, T. D. (Eds). (2005). *Nanofiltration: principles and applications*. Elsevier.

Shahabi, M. P., McHugh, A., Anda, M., & Ho, G. (2014). Environmental life cycle assessment of seawater reverse osmosis desalination plant powered by renewable energy. *Renewable energy*, 67, 53-58.

Shahmansouri, A. & Bellona, C. (2015). Nanofiltration technology in water treatment and reuse: applications and costs. *Water Science & Technology*, 71 (3), 209-219.

Shahzad, M. W., Burhan, M., Ang, L., y Ng, K. C. (2017). Energy-water-environment nexus underpinning future desalination sustainability. *Desalination*, 413, 52-64.

Shatat, M., Worall, M., & Riffat, S. (2013). Opportunities for solar water desalination worldwide. *Sustainable cities and society*, 9, 67-80.

Shouman, E. R., Sorour, M. H., & Abolnour, A. G. (2015). Economics of renewable energy for water desalination in developing countries. *J. Eng. Sci. Techno. Rev*, 8, 227-231.

SimaPro (2019). The World's Leading LCA Software. Recuperado de: <https://simapro.com/>

Solano-Olivares, K. (2017). Análisis teórico de impactos ambientales en la construcción, operación y disposición final de un sistema de aire acondicionado solar. (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, Morelos.

Sombekke, H. D. M., Voorhoeve, D. K., & Hiemstra, P. (1997). Environmental impact assessment of groundwater treatment with nanofiltration. *Desalination*, 113(2-3), 293-296.

Stokes, J., & Horvath, A. (2006). Life cycle energy assessment of alternative water supply systems (9 pp). *The international journal of life cycle assessment*, 11(5), 335-343.

Tejada-Guevara, R., Cervantes-Rendón, E. & Lemus-Sánchez, R. (2017). Caso de estudio: Sistema fotovoltaico para el riego en la localidad de Praxedis. En Cervantes-Rendón, C. (Coord.), *El Valle de Juárez: Su historia, economía y ambiente para el uso de energía fotovoltaica* (pp.115-140). Ciudad Juárez, México: El Colegio de Chihuahua.

Vallejo, A. MA. (2004). Utilización del análisis de ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo. (Tesis Doctoral). Universidad Politécnica de Catalunya.

Van der Bruggen, B. & Vandecasteele, C. (2003). Removal of pollutants from Surface water and groundwater by nanofiltration: overview of possible

applications in the drinking water industry. *Environmental Pollution*, 122, 435-455.

Van der Bruggen, B. (2013). Nanofiltration. *Encyclopedia of Membrane Science and Technology*, 2013, p. 1-23.

Vargas, J. C. (2008). Historia ampliada y comentada del análisis de ciclo de vida (ACV). Con una bibliografía selecta. *Revista de la Escuela Colombiana de Ingeniería*, (2), 37-70.

Werner, M., & Schäfer, A. I. (2007). Social aspects of a solar-powered desalination unit for remote Australian communities. *Desalination*, 203(1-3), 375-393.

WHO (2007). World Health Organization. *Desalination for safe water supply: Guidance for the health and environmental aspects applicable to desalination*. Public Health and the Environment, Geneva.

Zarzo, D., Campos, E. & Terrero, P. (2013). Spanish experience in desalination for agriculture. *Desalination and Water Treatment*, 53-66.

Zhou, J., Chang, V. W. C., & Fane, A. G. (2011). Environmental life cycle assessment of reverse osmosis desalination: The influence of different life cycle impact assessment methods on the characterization results. *Desalination*, 283, 227-236.

Zhu, H., Szymczyk, A., & Balanec, B. (2011). On the salt rejection properties of nanofiltration polyamide membranes formed by interfacial polymerization. *Journal of membrane science*, 379(1-2), 215-223.

Zularisam, A. W., Ismail, A.F. & Salim, R. (2006). Behaviours of natural organic matter in membrane filtration for surface water treatment- a review. *Desalination*, 194 (1-3), 211-231.

Anexo 1. Productos de la tesis

Estancia académica

- **Technische Universität München**
Zentrum Für Energie und Information
Munich School of Energie (MSE)
Múnich, Alemania
Evaluación ambiental de un prototipo de tratamiento de agua salobre por nanofiltración acoplado con un sistema fotovoltaico, mediante el Análisis de Ciclo de Vida Ambiental (ACV-A). Software: SimaPro V8.6
Marzo-mayo 2019

Asistencias y participaciones

- **6° Coloquio de Sustentabilidad Energética. "La Sustentabilidad y las Zonas Sísmicas"**
Presentación de póster
Junio, 2018
- **Reunión de Redes en Energía. "IV Encuentro y II Congreso Internacional de la Red Temática de Sustentabilidad Energética, Medio Ambiente y Sociedad"**
Presentación de póster
Septiembre, 2018
- **Impartición de Taller. "Evaluación ambiental mediante el Análisis de ciclo de vida"**
Alumnos de 2° semestre de la Licenciatura en Ingeniería Hortícola de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, UAEM
Mayo, 2019
- **Seminario Aladyr. Asociación Latinoamericana de Desalación y Reúso de Agua. I Edición- San José, Costa Rica**
<https://aladyr.net/eventos/san-jose-costa-rica-2019/>
Ponencia: "Sistema autónomo para suministro de agua para consumo humano a partir de pozos en el desierto de Samalayuca – México"
Julio, 2019

- **Seminario Aladyr. III Edición- Bogotá, Colombia**
<https://aladyr.net/eventos/bogota-colombia-2019/>
 Ponencia: “Dimensionamiento y costo de un sistema NF-PV autónomo para pozos en el desierto”
 Septiembre, 2019
- **Mesa de diálogo. El Colegio de Chihuahua (El COLECH)**
http://www3.colech.edu.mx/_layouts/wss/Evento.aspx?i=352
 “Uso de energías renovables para el manejo del agua”
 Octubre, 2019
- **Seminario Aladyr. II Edición-CDMX, México**
<https://aladyr.net/eventos/ciudad-de-mexico-mexico-2019/>
 Ponencia: “Instalación de un sistema autónomo para tratamiento de agua salobre en el desierto de Samalayuca, Chihuahua – México”
 Noviembre, 2019

Publicaciones

- **Capítulo de libro**
“Sistema de nanofiltración para tratamiento de agua salobre con energía solar en Samalayuca, Chihuahua, México”

Título de libro: *Problemáticas del agua y medidas sustentables en dos estados desérticos de México: Chihuahua y Sonora*
<https://www.itson.mx/publicaciones/rlrn/Documents/Libro%20ChihuahuaISBN.pdf>

Colaboración: Proyecto de Geografía del Agua en el Ordenamiento Territorial del estado de Chihuahua. Instituto Tecnológico de Sonora. El Colegio de Chihuahua. Centro de Estudios en Ingeniería y Ciencias Aplicadas.
- **Artículo de difusión**
 Newsletter Aguas Latinoamérica
“Prototipo de un sistema autónomo para suministro de agua con cumplimiento de la NOM-127-SSA1-1994, a partir de pozos en Samalayuca, Chihuahua, México”.
<https://aladyr.net/wp-content/uploads/2019/07/AGUAS-JUNIO-2019-1.pdf>