



# **EVALUACIÓN AMBIENTAL Y ENERGÉTICA DEL TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES BAJO UNA PERSPECTIVA DE CICLO DE VIDA**

Trabajo fin de Grado - Curso 2016/2017

**ENERGETIC AND ENVIRONMENTAL EVALUATION OF GREY  
WATER TREATMENT UNDER A LIFE CYCLE ASSESSMENT  
APPROACH**

Autor: María Jiménez Maza

Tutores: Rubén Aldaco García, Jara Laso Cortabitarte

## ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN .....	4
2.	OBJETIVO .....	7
3.	ALCANCE .....	8
4.	ESTADO DEL ARTE .....	9
4.1	Reutilización de aguas grises .....	9
4.2.	Análisis del Ciclo de Vida (ACV) .....	12
4.3.	Fotocatálisis Heterogénea .....	13
4.3.1.	Desarrollo de la purificación mediante fotocatalisis .....	13
4.3.2.	Operación.....	16
4.3.3.	Catalizadores .....	18
4.3.4.	Reactor.....	19
4.3.5.	Fuentes De Luz.....	20
4.3.6.	Aplicaciones .....	21
4.4.	Biorreactor de Membrana (MBR).....	23
4.4.1.	Desarrollo del Sistema MBR .....	23
4.4.2.	Funcionamiento MBR .....	24
4.4.3.	Clases de Reactores .....	25
4.4.4.	Proceso Biológico.....	26
4.4.5.	Membranas .....	27
4.4.6.	Aplicaciones de la Tecnología MBR.....	30
5.	METODOLOGÍA.....	31
6.	APLICACIÓN .....	34
6.1.	Objetivo y alcance.....	34
6.2.	Inventario de Ciclo de Vida (ICV).....	39
6.3.	Análisis del Impacto .....	45
7.	RESULTADOS .....	47
7.1.	Consumo de Recursos Naturales .....	47
7.2.	Cargas ambientales (EBs).....	50
7.3.	Análisis de sensibilidad.....	53

8. CONCLUSIONES .....	55
9. BIBLIOGRAFÍA .....	57

## Índice de Figuras

<i>Figura 1 Reutilización de aguas grises .....</i>	10
<i>Figura 2 Esquema Ciclo de Vida .....</i>	12
<i>Figura 3 Producción de radicales OH .....</i>	16
<i>Figura 4 Eficacias según el catalizador y las fuentes de luz (Turini et al., 201) .....</i>	20
<i>Figura 5 Esquema de un biorreactor de membrana interna (Metcalf and Eddy) .....</i>	25
<i>Figura 6 Esquema de un biorreactor con membrana externa (Metcalf and Eddy) .....</i>	25
<i>Figura 7 Elementos que puede filtrar cada membrana y relación con la energía de bombeo (Judd, 2003) .....</i>	28
<i>Figura 8 Fases de un LCA .....</i>	31
<i>Figura 9 Diagrama de Flujos Fotocatálisis (Escenario 1 y 2) .....</i>	35
<i>Figura 10 Diagrama de flujos MBR (Escenario 3) .....</i>	37
<i>Figura 11 Diagrama de flujos MBR (Escenario 3b) .....</i>	38
<i>Figura 15 NRs y EBs relativos para los escenarios 3 y 3b .....</i>	53

## Índice de Tablas

<i>Tabla 1 Comparación entre reactores de membrana sumergida y externa (Caro, 2011) .....</i>	26
<i>Tabla 2 Fuentes de datos LCI .....</i>	40
<i>Tabla 3. LCI para Es. 1, Es. 2 y Es. 3. ....</i>	42
<i>Tabla 4 NRs en valores relativos o normalizados (adimensionales) de los tres escenarios en estudio. ....</i>	47
<i>Tabla 5 Contribución de las etapas principales en el escenario 1, 2 y 3 a sus NRs. ....</i>	48
<i>Tabla 6 Cargas ambientales o EBs variables para Es. 1, Es. 2 y Es.3 .....</i>	52

## 1. INTRODUCCIÓN

---

El agua es un bien esencial para la vida, además de una pieza clave en el desarrollo económico y social. Puede que unas décadas atrás dada la carencia de conciencia ecológica el vertido de residuos sin tratamiento alguno fuera una práctica extendida e incuestionable. Sin embargo hoy en día la búsqueda de soluciones a la contaminación de las aguas se presenta de forma necesaria y urgente, siendo las aguas contaminadas carentes de tratamiento o con uno inadecuado, de gran riesgo para la salud y el medio (Castillo et al., 2010).

En el mundo hay muchas zonas donde el agua potable es un bien escaso, no solamente por condiciones climáticas, sino que además la contaminación de las aguas las inhabilita para un uso y consumo seguros. Así las instituciones buscan hacer frente a este problema mediante sistemas más sostenibles. El desarrollo de proyectos de depuración y una eficiente administración de los recursos son elementos fundamentales para paliar la escasez de agua, ganando importancia la investigación sobre estos temas. (Kohury et al., 2014; Köhler et al., 2012; Chatzisyneon et al., 2013)

Ante la necesidad del desarrollo de un abastecimiento de aguas sostenible los sistemas circulares han tomado fuerza. Éstos parten del concepto de reutilización que se lleva implementado durante décadas en otros sectores.

Por lo tanto el agua utilizada pasa de ser considerada un desecho a un recurso no convencional (Abu-Ghunmi et al., 2016). En este sentido uno de los sistemas que mayor atractivo está generando, es el aprovechamiento de aguas grises a pequeña escala, como hogares, o instalaciones hoteleras (Sánchez et al., 2010).

Se denominan aguas grises aquellas que son desechadas en el ámbito doméstico, procedentes de lavabos, fregaderos, máquinas de lavado, duchas y bañeras,

excluyéndose las aguas de los sanitarios que pertenecen a las denominadas aguas negras.

Estas aguas suelen contener grandes cantidades de elementos propios de los detergentes y productos de higiene personal como el dodecibenceno sulfonato de sodio (Domínguez et al., 2016; Sánchez et al., 2010).

Actualmente la legislación europea y española contempla la reutilización de aguas grises estableciendo unas condiciones básicas sobre la calidad exigible a las aguas regeneradas según los usos previstos. De este modo las aguas tratadas podrán reutilizarse por ejemplo para regadío, descarga de sanitarios, sistemas de extinción de incendios, procesos industriales o limpieza de calles y vehículos.

Los parámetros valorados para la clasificación serán los niveles de nematodos intestinales, escherichiacoli, sólidos en suspensión, turbidez, y otros contaminantes en función de la aplicación a la que se destinen (Real Decreto 1620/2007, 2007).

De entre los múltiples sistemas para el tratamiento de aguas grises existentes, se compararán los tratamientos mediante reactores biológicos de membrana (MBR), la fotocátalisis heterogénea, con energía proveniente de la red eléctrica y con energía fotovoltaica.

Los MBR, combinan los procesos biológicos tradicionales con un sistema de filtrado por membrana, y se caracterizan por producir un agua de gran calidad, obteniéndose un residuo tras el proceso (Luo et al, 2017).

Por otro lado la fotocátalisis heterogénea, como proceso de oxidación avanzada, eficaz en la eliminación de contaminantes (Tähkämö et al, 2012), y a diferencia de los MBR no genera residuos en el proceso. Como se ha comentado anteriormente la posibilidad de funcionar con luz solar (Muñoz et al, 2006).

Para poder realizar una comparación de estos procesos desde el punto de vista medioambiental se recurre a la metodología de Análisis del Ciclo de Vida (ACV). El



Ciclo de Vida es el recorrido de un proceso, producto o sistema desde la cuna a la tumba, en nuestro caso desde el origen de las materias primas hasta el tratamiento de los desechos.

Esta metodología presenta múltiples ventajas con respecto a otras técnicas de medida del impacto ambiental. Es muy flexible, pudiendo adaptarse a todo tipo de actividades y productos. Al tener en cuenta toda la cadena de suministro, y no solamente la operación o los desechos ofrece una perspectiva global del proceso y de sus entradas y salidas. Gracias a esto podremos llevar a cabo una comparación de los impactos ambientales de los diferentes sistemas más completa y más representativa.



## 2. OBJETIVO

---

El objetivo de este estudio es establecer una comparación del rendimiento medioambiental entre tres de los métodos utilizados para la regeneración de aguas grises, a fin de aportar una base para la toma de decisiones sobre su implementación. Para ello se analizarán los consumos de recursos naturales y cargas ambientales asociados a la conversión del agua contaminada en un recurso de calidad mediante la realización de un análisis del ciclo de vida (ACV).

### 3. ALCANCE

---

Siendo todos los procesos apropiados para el tratamiento de aguas grises se debe tener en cuenta los impactos que llevan asociados. Para realizar la comparación se valorarán dichos impactos ambientales asociados a la aplicación de sendos métodos (MBR, Fotocatálisis y Fotocatálisis mediante Fotovoltaica), teniendo en cuenta los consumos que estos requieran para ser llevados a cabo, y los efluentes generados durante la aplicación del proceso.

Mediante la realización de un ACV, se evaluarán dichos métodos a través de la amplia perspectiva de esta técnica, recogiendo las entradas y salidas desde el transporte de los elementos necesarios al tratamiento de los residuos.

Para llevar a cabo una comparación representativa se mide el impacto ambiental de cada sistema para un mismo grado de purificación del agua. Este se medirá con la concentración de dodecibencenosulfonato de sodio (SDBS), elemento utilizado habitualmente en detergentes y productos de higiene personal y por lo tanto muy presente en las aguas grises.

Los indicadores del impacto utilizados serán los consumos de recursos naturales, a saber energía, materiales y agua, y las emisiones al aire, agua y suelo.

## 4. ESTADO DEL ARTE

---

### 4.1 Reutilización de aguas grises

Ante la lucha contra el gradual descenso de la cantidad de aguas aptas para el uso humano mencionado al comienzo, el desarrollo de estos procesos de purificación ha permitido que la reutilización de aguas residuales se presente como una opción para sistemas a pequeña escala como hoteles o instalaciones deportivas.

Siguiendo las Guías sobre el Uso Seguro de Aguas Residuales en la Agricultura y Acuicultura publicadas por la OMS estas instalaciones ofrecen una disminución en el consumo del recurso sin riesgo para los seres vivos, hecho de vital importancia en zonas de acuciante escasez (OMS, 1996).

Las aguas que normalmente se reutilizan son las denominadas grises, estas provienen de lavabos, lavavajillas o lavadoras, y tras algunos tratamientos pueden volver a ser de utilidad. Algunos de los usos más extendidos como el regadío y las cisternas, permiten ahorros de en torno a un 30% (Rodríguez J. et al).

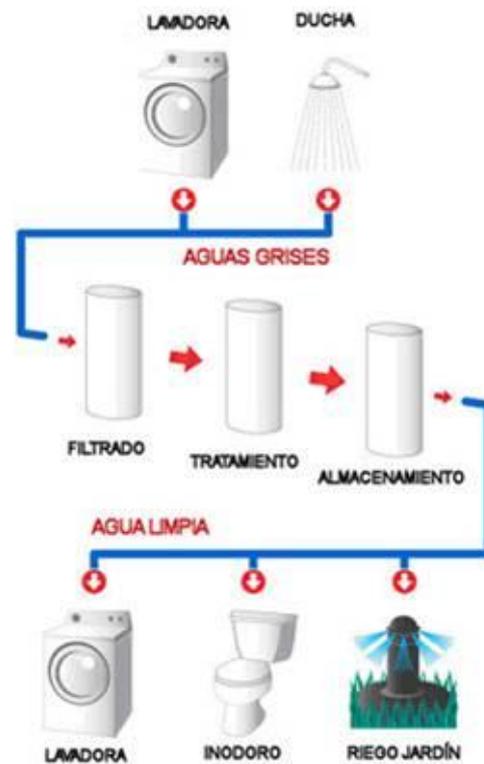
Sin embargo no pueden ser utilizadas para cualquier fin, estando regulados su explotación y uso por el Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Este texto recoge los detalles de la adjudicación de permisos y especificaciones de calidad requeridas además de definir para qué actividades resultan válidas y para cuáles no. En primer lugar, está prohibido destinarlas para consumo humano directo o a través de la industria alimentaria, su uso en hospitales o similares, en instalaciones ornamentales o recreativas con agua de baño o en torres de refrigeración evaporativas. Sin embargo sus usos dependerán de la calidad existiendo una clasificación detallada que relaciona los contaminantes y sus cantidades con los diferentes usos. Los más comunes el riego de zonas verdes, la descarga de inodoros o la limpieza de calles, que requerirán procesos más sencillos, aunque si se alcanzasen calidades mayores puede servir por ejemplo para

son el riego de cosechas destinadas a humanos y animales o la acuicultura (RD 1620/2007).

Con este marco legislativo comienza a expandirse la utilización de sistemas de regeneración de agua propios. Cada vez la concienciación de la industria hotelera sobre su importante impacto en el medio es mayor. Por ejemplo, los hoteles son uno de los mayores consumidores de agua y energía, pero con mayores posibilidades de disminución del sector terciario (Pino, 2014). Se ha probado que el 75% del impacto ambiental de éstos recae en dichas aéreas, por lo que debe contemplarse que el consumo por persona es significativamente mayor que el que correspondería al mismo individuo en su hogar (Khoury et al, 2014).

Inicialmente los planes para disminuir la cantidad de recursos utilizados se centraron en el asesoramiento a los clientes sobre un consumo responsable y la educación de los trabajadores, especialmente aquellos dedicados a limpieza y mantenimiento a fin de

controlar los gastos innecesarios asociados a averías o prácticas inadecuadas, lo que junto a una buena organización puede generar importantes ahorros (Pino, 2014). Otras de las prácticas más extendidas para el ahorro de agua en instalaciones de estas características han sido los perlizadores, reductores de caudal para duchas y cisternas de doble descarga.



*Figura 1 Reutilización de aguas grises*

Dependiendo de la clase de instalación que tratemos los consumos variarán, en función de su fin, los elementos que posea y la situación de esta, sin embargo en construcciones como hoteles la mayor parte del consumo recae en las habitaciones, entre un 70% y un 90% (Lozano et al, 2013). Esto ha llevado al desarrollo de diferentes tecnologías entre las que se escogerá según las dimensiones de las que se dispone y el fin que se dará al agua. Por lo tanto encontraremos diferentes sistemas desde pequeños circuitos cerrados a grandes depósitos para regadío de superficies extensas como campos de golf.

En la Figura 1 aparecen algunos de los destinos más habituales de las aguas grises regeneradas, lavado, sanitarios y riego.

Dado que son las duchas el gran consumidor de agua tanto en hoteles como en instalaciones deportivas la propuesta desarrollada por el sueco Mehrdad Mahdjoubi presenta una gran oportunidad para la disminución de los consumos de agua y energía.

Inspirado en la tecnología de tratamiento de aguas utilizada en las plataformas espaciales este producto denominado Orbital System consiste en una ducha con un ciclo semicerrado, es decir una vez comienza la ducha el agua tomada del suministro, unos cinco litros, son tratados y reutilizados a lo largo de toda esta, a excepción de que los índices de contaminantes sean demasiado altos en cuyo caso si podría introducirse agua nueva al circuito. Este método permite no solo un importante ahorro de agua, consumiéndose en torno a treinta veces menos, además es más eficiente energéticamente ya que apenas debe volver a calentar el agua.

El sistema consta de dos filtros, primero un pre-filtro que retiene los elementos de mayor tamaño, y posteriormente un nano-filtro, además de sistemas de comprobación de calidad, bombeo y calentamiento del agua que aseguran un estado óptimo de esta (Mehrdad Mahdjoubi, 2015).

## 4.2. Análisis del Ciclo de Vida (ACV)

A lo largo de la historia el medio siempre se ha visto afectado en mayor o menor medida por las actividades humanas. Pero el avance de la industrialización, y el incremento de los problemas que derivan de este avance, han apremiado la búsqueda de métodos para controlarlos.

Esta preocupación por el medioambiente se ha enfocado principalmente en consumos, emisiones y alteraciones locales y/o inmediatas del medio. Sin embargo la conciencia de la interrelación entre los elementos de la naturaleza ha alterado la forma de tratar estos problemas generando la necesidad de análisis más amplios, que den una visión lo más completa posible de los efectos de una actividad. Por ejemplo, la sustitución de un material por otro que genera menos desechos o de menor peligrosidad puede no ser beneficiosa si la producción de dicho material genera un problemática mayor (Ravelli et al, 2010).



*Figura 2 Esquema Ciclo de Vida*

Por lo tanto, las herramientas de gestión ambiental que habían sido principalmente utilizadas hasta el momento quedan en parte obsoletas ante el desarrollo del concepto de ciclo de vida. En este marco, prácticas como los estudios de impacto ambiental o los análisis de riesgos ambientales, más centradas en las posibles consecuencias de una planta de producción sobre el medio, se muestran inapropiadas para la comparación de productos. Debiendo valorar no solo las medidas que harán más idóneo el producto, sino la producción, que a veces resulta ser lo que genera un mayor impacto debido al consumo energético (Fullana et Puig, 1997).

Los análisis del ciclo de vida (ACV), surgidos en torno a los setenta, se han conformado como uno de los métodos más completos para evaluar el impacto ambiental de un producto o actividad, dado que contemplan la totalidad de la vida de dicho elemento. Como se observa en la Figura 2, al valorarse el ciclo de vida se va desde la obtención de materias primas, y la producción de energía, al tratamiento final de residuos y emisiones, pasando por todas las fases de producción y uso. (Kralisch et al., 2015);

Ésta es una herramienta sistemática y objetiva que permite analizar las cargas ambientales asociadas a cualquier actividad, cuantificando el uso de materia, energía y los vertidos. Teniendo en cuenta desde la obtención de la materia prima, la producción, el transporte, el uso y el tratamiento de los residuos. De forma que todos los posibles efectos dañinos de ese elemento se tengan presentes. (García et al., 2013; Suh and Rousseau, 2001; Hospido et al., 2005)

## 4.3. Fotocatálisis Heterogénea

### 4.3.1. Desarrollo de la purificación mediante fotocatálisis

En la actualidad la necesidad de eliminar contaminantes de las aguas, especialmente en regiones donde la mayoría de la población no tiene acceso a agua apropiada para consumo humano ha llevado al desarrollo del estudio de la fotocatálisis. Esto es debido

la posibilidad de operar con la radiación UV proveniente de la luz solar, un recurso disponible en mayor o menor medida en todo el mundo.

El estudio de la capacidad de eliminación de contaminantes presentes en fluidos de la fotocatalisis heterogénea ha presentado diferentes etapas desde su comienzo. Desde la primera publicación en los años setenta se considera que éste ha pasado por cuatro etapas. Durante su primera década apenas generó interés al desconocerse una aplicación concreta. Posteriormente, la creciente preocupación por la conservación del medio hace que comience a trabajarse sobre la utilización de esta técnica para el tratamiento del agua.

Sin embargo los estudios posteriores obtuvieron resultados variados, mientras que unos parecían dar datos positivos otros se mostraban más desalentadores, planteando multitud de inconvenientes, haciendo que dada la confusión en esta tercera etapa, las expectativas depositadas en el proceso decayeran (Blanco et al., 2014).

Entre los muchos artículos dedicados al tema es posible encontrar uno que compara diferentes AOP's de forma completa, midiendo el impacto de los trabajos de laboratorio desde un punto de vista medioambiental y económico. Se utiliza el ACV, para valorar los procesos de fotocatalisis heterogénea y homogénea, porque se ha demostrado que es eficiente en los procesos de oxidación avanzada. (Giménez et al, 2015).

Un estudio comparativo sobre el tratamiento de aguas residuales de un municipio mediante fotocatalisis heterogénea y homogénea, o foto fenton, realizado con luz solar en una planta industrial a escala mostró las ventajas del segundo dada su rapidez y menores requerimientos de superficie para colectores. Este resultado se obtuvo desarrollando nueve aspectos para la valoración del efecto en el medio: calentamiento global, agotamiento de la capa de ozono, toxicidad para las personas y para el agua, formación fotoquímica de ozono, acidificación, eutrofización, consumo de energía y cantidad de terreno utilizado (Muñoz et al, 2016).



Este sistema no solo ha sido aplicado para el tratamiento de aguas urbanas, otro de los experimentos con esta tecnología fue realizado a fin de encontrar el mejor modo de recuperar aguas residuales de la producción de aceite. Se utilizaron tres metodologías, los procesos de oxidación avanzada, oxidación con aire húmedo (WAO) y oxidación electroquímica (EO), siendo EO el más respetuoso con el medio ambiente (Chatzisyneon et al, 2013).

Los estudios más habituales son los que comparan diferentes clases de AOP's, y se puede ver que algunos resultarán más eficientes o respetuosos con el medio ambiente dependiendo de la escala y el elemento a tratar en el estudio. El ACV para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria farmacéutica tratadas mediante fotocátalisis heterogénea y homogénea muestra que la primera es menos dañina para el medio además de tener una huella hídrica un 77% menor (Rodríguez et al, 2016).

La fotocátalisis mediante energía solar también ha sido fuente de estudio (Spasiano, 2014; Malaton et al., 2015), por ejemplo Muñoz et al. (2006), compara dos procesos de fotocátalisis, heterogénea y homogénea, funcionando con radiación solar.

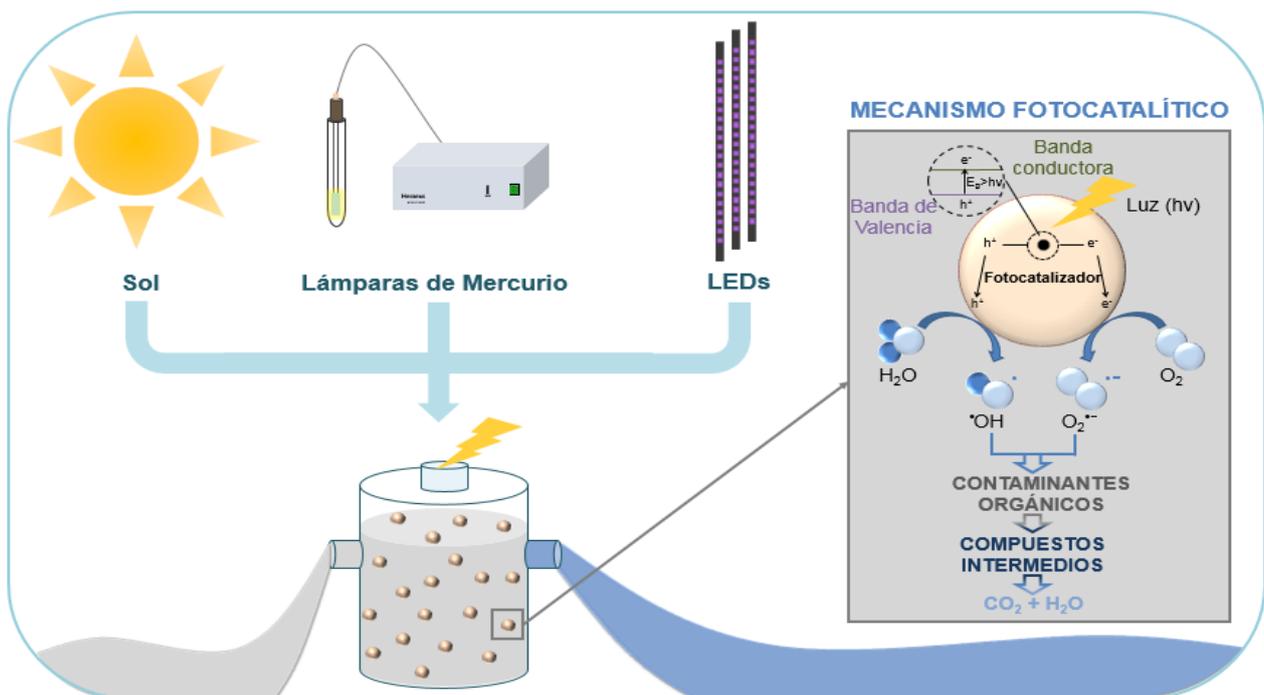
Actualmente podemos encontrar multitud de trabajos dedicados al desarrollo y comparación de diferentes opciones de fotocátalisis, en las que se estudian la búsqueda de menores efectos en el medio y mayores eficiencias. Ibhaddon y Fitzpatrick (2012) recogen las recientes aplicaciones de la fotocátalisis heterogénea, siendo su utilización para la regeneración de aguas desarrollada por Kumar y Bansa (2013), Likodimos et al. (2010), Atanasova et al. (2016), Chatzisyneon et al. (2013); Leblebici et al. (2015) entre otros.

### 4.3.2. Operación

La fotocatalisis heterogénea mineraliza de forma completa los contaminantes presentes en el agua en condiciones de presión y temperatura ambientales sin producción de otros elementos perjudiciales y con bajos precios de operación (Giménez et al., 2015).

Se denominan catalizadores homogéneos aquellos que se encuentran en la misma fase que los reactivos, y heterogéneos si sus fases son diferentes. La utilización de catalizadores sólidos en reactivos fluidos es la más extendida en la industria, ya que estos catalizadores sólidos heterogéneos presentan las ventajas de ser sencillos de recuperar y reciclar permitiendo su uso continuado (Wankhade Atul et al, 2013).

La oxidación fotocatalítica permite la transformación de contaminantes en estado gaseoso o líquido en sustancias benignas como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  e iones haluro. El interés en la fotocatalisis heterogénea se originó debido a que Fujishima y Honda descubrieron la posibilidad de separar agua de forma fotoquímica en hidrógeno y



*Figura 3 Producción de radicales OH*

oxígeno utilizando  $\text{TiO}_2$ . Este hecho permitió el estudio de diferentes técnicas para la obtención de hidrógeno a partir de agua mediante el uso de semiconductores.

La fotocatalisis heterogénea con catalizadores semiconductores ( $\text{TiO}_2$ ,  $\text{ZnO}$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{CdS}$ ,  $\text{GaP}$ ,  $\text{ZnS}$ ) ha demostrado su capacidad de degradar una amplia gama de elementos orgánicos en compuestos biodegradables y mineralizarlos en sustancias no dañinas como  $\text{CO}_2$  o agua (Blanco et al, 2014).

Este proceso consiste en la aceleración de la fotorreacción mediante la adición de un catalizador. Se requerirá un semiconductor cuyas bandas, cada una con su nivel de energía, están separadas por un espacio. Cuando el material semiconductor es iluminado con fotones de energía mayor o igual a la del espacio, éstos se absorben creando fotoelectrones libres en la banda de conducción y huecos en la de valencia. Al mismo tiempo en la fase fluida ocurrirá una adsorción espontánea y dependiendo del potencial redox de cada adsorbato, habrá una transferencia de electrones. (Byrne et al, 2015)

Del mismo modo que el  $\text{O}_2$ , el radical hidroperoxilo ( $\text{HO}_2^\bullet$ ) formado, prolonga el tiempo de duración del hueco, es decir, algunos electrones pueden absorber la energía necesaria para saltar a la banda de conducción dejando el correspondiente hueco en la banda de valencia, como observamos en el detalle del mecanismo fotocatalítico de la Figura 3. Tanto la oxidación como la reducción tienen lugar en la superficie del semiconductor fotocatalítico fotoexcitado. La recombinación del electrón tendrá lugar, excepto que el oxígeno lo atraiga formando superóxidos ( $\text{O}_2^{\bullet-}$ ), el radical hidroperoxilo ( $\text{HO}_2^\bullet$ ), el cual es su forma protonada, y consecuentemente  $\text{H}_2\text{O}_2$ , (Wankhade Atul et al, 2013).

Cada ion formado reacciona para formar los productos intermedios y finales. Como consecuencia de las reacciones la fotoexcitación del catalizador será el desencadenante de la activación de todo el sistema catalítico. (Byrne et al, 2015)

### 4.3.3. Catalizadores

El catalizador ideal debe ser fotoactivo, biológica y químicamente inerte, estable frente a la fotocorrosión, apto para la luz visible o la UV cercana, de bajo coste y no tóxico. Para conseguir estas aptitudes en un catalizador en suspensión suele buscarse una elevada área superficial, sin porosidad interna y que las partículas sean esféricas y sus tamaños estén distribuidos uniformemente (Blanco et al, 2014).

Adecuándose a dichas características el dióxido de titanio es el catalizador que más interés ha generado en sistemas de tecnología fotocatalítica. Con un salto entre bandas de en torno a 3,0-3,2 eV se presenta en diferentes formas, anatasa, rutilo, y la menos común, brookita (Wankhade Atul et al, 2013). La anatasa es más estable y mejor fotocatalizador que el rutilo por su gran capacidad de adsorción de oxígeno molecular y sus iones. Además tiene una relativa rapidez de recombinación hueco-electrón.

Las diferentes características y formas de los cristales que componen las partículas resultarán de gran influencia en la reactividad química del catalizador.

También se debe tener en cuenta la importancia de la concentración del fotocatalizador ya que si esta es demasiado baja o alta la eficiencia del proceso será menor, desaprovechando parte de la energía (Ravelli et al, 2010).

La capacidad del  $\text{TiO}_2$  para permanecer estable tras varios ciclos catalíticos, lo diferencia de otros catalizadores como el CdS (sulfuro de cadmio) o el GaP (fosfuro de galio) que se degradan produciendo sustancias tóxicas. Su alta estabilidad térmica y química lo hacen muy válido para el tratamiento fotocatalítico de aguas.

Asimismo se han estudiado las mezclas con otros catalizadores, consiguiendo considerables aumentos en la fotoactividad uniendo semiconductores. Sin embargo la química del sustrato y las reacciones intermedias también toman parte en la determinación de la fotoactividad del catalizador. Como en el caso del  $\text{TiO}_2$  que a pesar de actuar mejor que el ZnO en la degradación del nitrobenzeno es mucho menos eficiente que este en el tratamiento de ciertos tintes (Wankhade Atul et al, 2013).

#### 4.3.4. Reactor

El proceso tiene lugar en un fotorreactor, cuyo diseño se verá definido por tres características fundamentales (Leblebici, 2015):

- Debe superar las limitaciones de la transferencia de masa, fomentando una adsorción-desorción rápida, y ofreciendo una superficie de catalizador adecuada.
- Optimizar la transferencia de fotones, buscando la fuente de luz y geometría del reactor con la que se obtenga más radiación de utilidad.
- Adaptar su forma y dimensiones a la escala, al elemento a descontaminar y al ámbito de utilización de este.

Por lo tanto será habitual realizar distintos modelos para que mediante su comparación se asegure la mayor eficiencia posible.

Normalmente los reactores se clasificarán en dos tipos según el formato de catalizador utilizado. Aquellos que funcionan con láminas finas de fotocatalizador o los que presentan este en suspensión. Estos últimos suelen ser preferibles, teniendo ambos la posibilidad de tener un diseño de paredes planas o con forma de pozo de inmersión.

Los catalizadores en forma de lámina necesitarán un soporte químicamente inerte que no altere el proceso, que deberá permitir una iluminación adecuada del fotocatalizador además de no impedir el buen flujo del fluido.

Esta geometría de catalizador elimina la dificultad de su recuperación pero presenta una eficiencia menor, siendo difícil alcanzar los niveles de contaminantes desactivados, duración y coste de un sistema con catalizador suspendido.

Los reactores con catalizador en suspensión aseguran mayores eficiencias con menores pérdidas de carga y buenos valores de adsorción del fluido al catalizador, recuperándose este posteriormente tras sedimentarlo (Wankhade Atul et al, 2013).

Los reactores cuentan además con una serie de elementos fundamentales que variarán dependiendo de la clase de reactor, apareciendo siempre los siguientes: una fuente de luz; que puede ser única o múltiple y poseer reflectores para un mayor aprovechamiento de la energía. El tipo de fuente de luz, su intensidad y longitud de onda serán decisivos para la definición de las características del reactor y la eficiencia del proceso.

También contará con elementos que aseguren la cantidad de oxígeno necesaria y su buena mezcla, como un sistema de suministro de aire, o un elemento para producir agitación magnética. Por último el reactor requerirá mantener una temperatura adecuada, a pesar de que pequeñas variaciones de temperatura no afecten a la reacción, esto suele conseguirse con un sistema de refrigeración por agua, cuya forma dependerá de la clase de reactor utilizado. (Domínguez et al., 2015)

#### 4.3.5. Fuentes De Luz

Durante mucho tiempo las lámparas de mercurio se han considerado la principal fuente de luz artificial UV para la inactivación de contaminantes orgánicos, sin embargo lo dañino de la exposición a este metal ha llevado a la búsqueda de alternativas entre ellas los Light Emitting Diodes (LED). (Linlong et al., 2013)

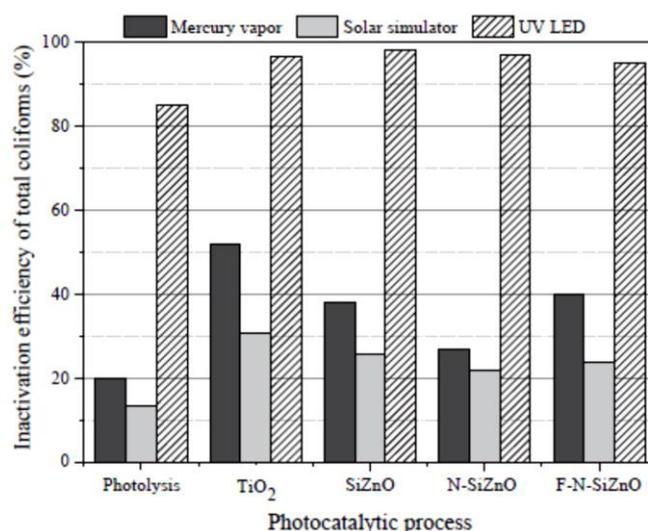


Figura 4 Eficacias según el catalizador y las fuentes de luz (Turini et al., 201)

Los LED, considerados como una fuente luminosa respetuosa con el medio ambiente, se caracterizan por su pequeño tamaño y gran eficiencia. Además, junto a su buen coste, larga vida y ausencia de mercurio, es una buena opción para los procesos de fotocátalisis heterogénea (Tähkämö et al., 2012).

Se han realizado varios estudios comparando lo eficiente de las diferentes fuentes luminosas para la eliminación de contaminantes en aguas y aire mediante fotocátalisis (ver figura 4). Los resultados muestran que los LED emiten elevadas cantidades de radiación UV y por lo tanto presentan un porcentaje de desactivación de microorganismos mayor que los métodos anteriores como la lámpara de mercurio, cuya ineficiencia se puede deber a la deposición y solarización del mercurio en las paredes de esta (Turini et al., 2016).

Sin embargo la mayoría de estos estudios solamente contemplan la efectividad del tratamiento o sus consumos energéticos, sin valorar los efectos a lo largo de todo el ciclo de vida de las diferentes opciones.

#### 4.3.6. Aplicaciones

La fotocátalisis permite la eliminación de residuos tanto orgánicos como inorgánicos. Existe una amplia variedad de elementos inorgánicos sensibles a transformaciones fotoquímicas en superficies semiconductoras, como el amoníaco, sustancias de cromo, cobre, cianuro, oro, nitratos y nitritos, plata, oxígeno, y compuestos de azufre.

Los componentes orgánicos deben ser eliminados ya que pueden ser carcinógenos, y tienen la capacidad de alterar los ciclos biológicos, como en el caso de los colorantes que absorbiendo la luz destinada a la fotosíntesis dificultan el proceso. Por lo tanto la oxidación fotocatalítica tiene un gran interés en lo relativo al control de residuos dañinos para el medio (WankhadeAtul et al, 2013).



Una de las principales ventajas de la fotocatalisis es su aparente carencia de selectividad, es decir, tiene la capacidad de eliminar gran variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos permitiendo tratar fluidos con mezclas muy complejas de contaminantes imposibles de retirar simultáneamente mediante otros procesos. Esto sitúa a la fotocatalisis heterogénea a la cabeza en este tipo de situaciones. Este proceso también resulta de gran utilidad en situaciones en las que los métodos más convencionales son de gran complejidad o requieren mayores costes, razón que ha impulsado la inversión privada para el desarrollo de estas tecnologías (Blanco et al).

Los productos fotocatalizadores de  $\text{TiO}_2$  comenzaron a mediados de los 90 en Japón, entre estos productos encontramos purificadores de aire y agua y elementos autolimpiadores y autoesterilizantes. A pesar de que los elementos de construcción exteriores autolimpiables eran los más populares, últimamente son los aparatos de purificación de aire y agua los que más han ganado importancia en el mercado. También han aparecido algunas funciones nuevas como los revestimientos de  $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$  para proteger el acero de la corrosión.

Entre estas múltiples aplicaciones, la eliminación de contaminantes del agua se presenta como el uso con más futuro para la fotocatalisis heterogénea, dada la gran cantidad de contaminantes orgánicos e inorgánicos que son totalmente mineralizados u oxidados a sustancias no dañinas (Castillo, et al., 2010). El problema de este método es su lentitud respecto a los más tradicionales. Sin embargo, presenta múltiples ventajas: no produce residuos tóxicos o lodos, el  $\text{TiO}_2$  es químicamente estable, se utilizan químicos baratos, el óxido de titanio tiene un bajo coste, no necesita aditivos, puede utilizarse para bajas concentraciones, tiene gran capacidad de deposición para la recuperación de los metales nobles, presenta una inhibición por iones muy baja o incluso nula, es muy eficiente ante compuestos halogenados, en ocasiones muy tóxico para las bacterias en tratamientos biológicos, y se puede combinar con otros métodos de descontaminación. (WankhadeAtul et al, 2013)

## 4.4. Biorreactor de Membrana (MBR)

### 4.4.1. Desarrollo del Sistema MBR

Otro sistema muy conocido para el tratamiento de aguas son los biorreactores de membrana (MBR). Estos presentan algunas ventajas frente a prácticas desarrolladas hasta el momento, ya que proporcionan agua de gran calidad con una producción de lodos menor que la de los sistemas convencionales (Luo et al., 2016).

Además, cumplen con los porcentajes de eliminación de contaminantes estipulados por la legislación española y están caracterizados por su mantenimiento y forma de uso sencillos y por la adaptabilidad de su tamaño (Sánchez et al., 2010).

Este proceso combina los tratamientos biológicos convencionales con fangos (CAS), con procesos de filtrado mediante membranas. Al final, resulta un sistema más robusto y eficaz, con mejores resultados en la purificación (Hai et al., 2014).

Mientras que los tratamientos biológicos de aguas residuales se han implementado desde hace más de un siglo, entre los cuales el uso de lodos activados es el más extendido, la aplicación de la tecnología de membranas ve sus orígenes hace casi 50 años (Stephenson et al., 2000).

En 1969 Smith et al., (1969), combinan las dos tecnologías sustituyendo el sedimentador secundario del CAS por un sistema de membranas de ultrafiltración.

Poco después (1970) Hardt et al., (1970), conseguía tratar agua residual sintética obteniendo reducciones de contaminantes de aproximadamente un 98% mediante la utilización de un biorreactor aerobio con membrana de ultrafiltración.

La tecnología de MBRs genera un gran interés, desarrollándose de forma activa en Europa, y Japón, implementándose y variando los procesos. Por ejemplo Dorr–Oliver crea un sistema con una unidad externa de ultrafiltración en 1982, mientras que en

Reino Unido se estudia la aplicación de microfiltración y ultrafiltración al MBR (Choate et al., 1983; Anderson et al., 1986).

En 1989 el Gobierno Japonés plantea el objetivo de obtener un sistema compacto con una purificación de tal calidad que permita la reutilización del agua. Ante lo cual la compañía Kubota desarrolla un MBR que cuenta con un sistema de membranas planas inmersas en el biorreactor (Churchouse & Wildgoose, 1999).

Así los MBR han llegado a ser uno de los métodos para el tratamiento de aguas más comunes.

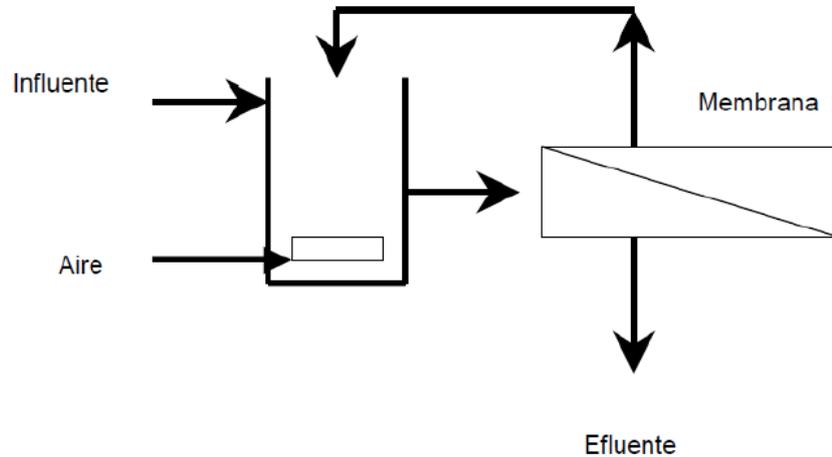
#### 4.4.2. Funcionamiento MBR

Este tratamiento combina los sistemas CAS con la filtración con membrana, considerándose por tanto que en él tienen lugar dos procesos principales, el tratamiento biológico, y el sistema de separación por membranas. Teniendo en cuenta que la filtración es parte intrínseca del proceso de depuración al colaborar la membrana en la retención de la biomasa activa dentro del biorreactor (Caro, 2011).

El tratamiento biológico consiste en la mezcla de fangos activados con el agua a tratar en un reactor o tanque de aireación, con el suministro de oxígeno suficiente para mantener la fauna aeróbica. El proceso de mezclado puede llevarse a cabo mediante agitación mecánica o por la corriente de aire de alimentación (Luo et al., 2016).

En el módulo de la membrana es donde tiene lugar la separación física del licor de mezcla. Bombeándose el agua filtrada fuera del sistema mientras que la biomasa permanece en el reactor. Posteriormente se bombea un espesante a los fangos tras lo cual se someten a un proceso de deshidratación (Ortiz et al., 2006).

Dado que no se requiere una decantación como en el sistema convencional el volumen del biorreactor de membrana puede ser considerablemente menor.

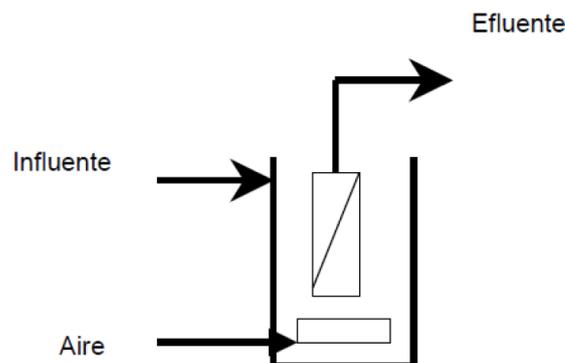


**Figura 6** Esquema de un biorreactor con membrana externa (Metcalf and Eddy)

#### 4.4.3. Clases de Reactores

Podemos encontrar dos tipos de configuraciones del reactor (Figuras 5 y 6) de membrana integrada o sumergida y de membrana externa o con recirculación.

En los primeros la membrana que lleva a cabo la separación física se encuentra inmersa en el tanque biológico. Para poder llevar el flujo a través de ella se presuriza el reactor o se disminuye la presión al otro lado de la membrana. Normalmente cuentan con un difusor de aire bajo el sistema de membranas, como se aprecia en la Figura 5, que sirve para la mezcla, suministro de oxígeno y la limpieza de la membrana (Cote et al. 1997; Rosenberger et al. 2002).



**Figura 5** Esquema de un biorreactor de membrana interna (Metcalf and Eddy)

En los biorreactores con membranas externas el licor se recircula desde el biorreactor hasta la unidad de membrana, que está fuera de la unidad biológica, como aparece representado en el esquema de la figura 6. En estos la fuerza impulsora es la presión creada por la alta velocidad del flujo a través de la superficie de la membrana (Cicek et al. 1998; Urbain et al. 1998).

Las principales diferencias entre las dos configuraciones se resumen en la siguiente tabla:

**Tabla 1 Comparación entre reactores de membrana sumergida y externa (Caro, 2011)**

MEMBRANA SUMERGIDA	MEMBRANA EXTERNA
Costes de aireación altos	Costes de aireación bajos
Costes de bombeo muy bajos	Costes de bombeo altos
Flujo bajo (compactación menor)	Flujo alto (mayor compactación)
Frecuencia de limpieza baja	Mayor frecuencia de limpieza
Costes de operación menores	Costes de operación elevados
Inversión inicial fuerte	Inversión inicial menor

#### 4.4.4. Proceso Biológico

Los tratamientos biológicos consisten en la utilización de microorganismos para transformar materia orgánica e inorgánica presente en el agua a tratar, en productos inocuos. Así se conforma una cadena alimenticia, donde los microorganismos de mayor tamaño protozoos y rotíferos tienen un papel crucial al en el consumo de materia orgánica en suspensión. Especies mayores, como las larvas de insectos también pueden tomar parte en el consumo de materia orgánica, se considera que la ocurrencia en MBR

es menor que en los sistemas convencionales (Witzig et al., 2002; Wei et al., 2003), sin embargo este presenta mayores concentraciones de protozoos (Ghyot and Verstraete, 2000).

El estado de los microorganismos en el MBR está definido por las condiciones del ambiente, como la temperatura, o la cantidad de alimento. Muchos solo pueden desarrollarse en ciertas temperaturas y soluciones, entre unos pHs determinados.

De este modo si la concentración de alimento no cubriese las necesidades de las bacterias, estas verían impedido su crecimiento. Sin embargo uno de los beneficios del MBR es que el flujo constante de residuos asegura una entrada constante de nuevas bacterias (Müller et al., 1995).

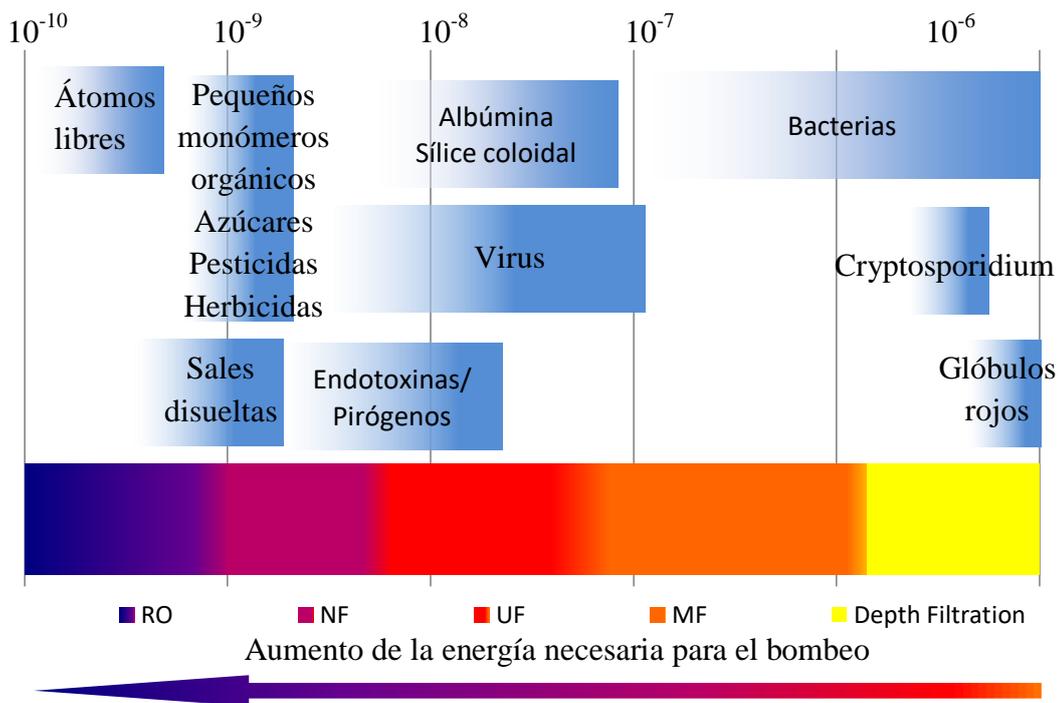
La comunidad de microorganismos estará formada por múltiples especies, los cuales pueden clasificarse de diferentes formas, según sus necesidades de energía, las condiciones de redox que pueden afrontar, y el tipo de proceso.

Según la temperatura en la que resultan más activos se les clasifica en psicrófilos, mesófilos y termófilos, para bajas, medias y altas temperaturas respectivamente. El incremento de temperatura en el MBR puede aumentar la eficacia del tratamiento, ya que a pesar de que la mayoría de los procesos aeróbicos tienen lugar a temperatura ambiente los microorganismos son mesófilos (Van Dijk, 1997).

#### 4.4.5. Membranas

El funcionamiento de una membrana se basa en la capacidad del material que la compone para permitir que ciertos componentes, químicos o físicos, puedan pasar a través de ella mientras que otros queda retenidos. Es decir resulta permeable para los primeros e impermeable para los segundos.

El tamaño de los poros de la membrana será lo que caracterice el grado de filtrado. Desde membranas de microfiltración, que retiran partículas, a las de osmosis inversa que puede retener iones de diámetros menores a 1 nm. Los cuatro procesos posibles son la microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF) y osmosis inversa (RO), de mayor a menor tamaño de los poros. (Judd, 2006). (Ver Figura 7)



**Figura 7 Elementos que puede filtrar cada membrana y relación con la energía de bombeo (Judd, 2003)**

Las membranas pueden estar compuestas de polímeros o cerámicas. Normalmente se componen de una primera capa, fina, cuyo diámetro de poros define la permeabilidad de esta, seguida de una capa más resistente y de poros más abiertos que aporta resistencia mecánica. Los materiales de las membranas tienen que ser resistentes no solamente a los esfuerzos mecánicos, también deben tener una buena respuesta a la temperatura, y los agentes químicos, incluyendo los utilizados para la limpieza. (Buer and Cumin, 2010)



Las membranas de UF y MF, utilizadas en los sistemas MBR, pueden realizarse en polisulfona, polietileno o fluoropolímeros, entre muchos otros, a los que se suelen añadir aditivos para adecuar sus características, con el objetivo de que estas no sean una carga económica para la instalación a gran escala. (Judd, 2003)

Cada material ofrece unas propiedades, de modo que a la hora de seleccionar el tipo de membrana a utilizar se valorarán su resistencia, flexibilidad, permeabilidad, tamaño y distribución de los poros, resistencia a los químicos, hidrofilia, seleccionándose la que más se adapte al marco de trabajo.

Otra importante característica a la hora de definir el conjunto es la configuración de las membranas, esta debe proporcionar una superficie de membrana abundante, un buen grado de turbulencia, permitir la modularización y una fácil.

Entre las configuraciones más habituales encontramos las de placa plana, fibra hueca, multitubulares, de tubo capilar, filtro de pliegues y en espiral, de las cuales las dos primeras son las de mayor importancia. (Metcalf and Eddy, 2003)

Al retenerse los contaminantes en la membrana estos se van acumulando sobre los canales, la superficie u obstruyendo los poros, lo cual causa una serie de fenómenos, como la reducción del flujo a través de la membrana, a consecuencia de lo cual se requerirá un aumento de la presión transmembrana para mantener el caudal (Judd, 2004).

Esto hace que la limpieza periódica del sistema de membranas sea un aspecto necesario para su buen funcionamiento, pudiendo realizarse mediante el lavado a contracorriente, químico o uniendo ambos. Los lavados químicos son esporádicos, sólo se aplican cuando la obstrucción de la membrana genera algún problema. (Caro, 2011) Por otro lado, la limpieza a contracorriente se realiza de forma habitual, mediante la inversión del sentido de flujo a la vez que se aumenta el caudal en torno a tres veces su valor habitual.



La limpieza química, que puede tener lugar dentro o fuera del reactor, utiliza ácidos minerales y orgánicos, sosa cáustica o hipoclorito de sodio, entre otros. Se considera que la limpieza física es más rápida y menos agresiva con las membranas además de no consumir químicos, sin embargo presenta peores resultados de limpieza. (Paul and Anderson, 2016)

#### 4.4.6. Aplicaciones de la Tecnología MBR

En la actualidad, dado el desarrollo alcanzado, es habitual encontrar tecnología MBR operando en el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales.

Por sus características de tamaño y calidad de aguas, respecto a otros sistemas se plantea como una gran opción para áreas de sensibilidad ambiental alta o con limitaciones espaciales, para efluentes industriales complejos, donde el CAS no obtenga la calidad adecuada, o para la ampliación de plantas existentes(Caro, 2011)..

Debido a las condiciones operacionales y su gran capacidad de descontaminación, puede aplicarse para la reutilización de efluentes y en aguas altamente contaminadas. También puede resultar adecuado para la utilización como agua de suministro para procesos de ósmosis inversa. (Atanasova, 2016)

Finalmente la aplicación de esta tecnología puede resultar interesante en aquellas industrias en las que se pueda reducir consumos de materias primas recuperando los elementos disueltos en el efluente. (Yoon, S.H et al., 2002)

## 5. METODOLOGÍA

### Análisis del Ciclo de Vida (ACV)

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV), es una metodología definida en la ISO 14044: 2006: Gestión Ambiental. Análisis de Ciclo de Vida: Requisitos y Directrices e ISO 14040: 2006 Gestión Ambiental. Análisis de Ciclo de Vida: Principios y marco de referencia.

Para realizar un ACV deben tenerse en cuenta unas pautas o fases de trabajo interrelacionadas. Tras exponer la información básica del informe, que suele denominarse aspectos generales, se llevará a cabo las cuatro fases representadas en la Figura 8, definición de los objetivos y el alcance, análisis del inventario, análisis del impacto e interpretación.



*Figura 8 Fases de un LCA*

**La definición de alcances y objetivos**, consiste en definir hasta que nivel, cómo y por qué, se desarrolla el estudio, es decir establecer unos límites (Ecodisseny, 2011), deberá por tanto definirse:

- El sistema de producto, que es la suma del producto y los elementos que se relacionan a lo largo de su ciclo de vida,
- La unidad funcional a la que referiremos todas las entradas y salidas del sistema.
- En cuanto a los límites del sistema, indicaremos que componentes se incluyen y cuáles no.
- Reglas de asignación de las cargas ambientales ,sistema que permite distribuir las cargas ambientales a través de todos sus procesos .
- Y cuales van a ser las categorías de impacto y metodología de evaluación, a lo largo del estudio. (Fullana et Puig, 1997)

**El análisis de inventario**, que constará fundamentalmente de un balance de materia y energía de los procesos relacionados con el objeto de estudio, junto con otros factores que pueden resultar relevantes, como la contaminación acústica o el efecto que tendrá la construcción. Este apartado contará con los cálculos necesarios para la correcta definición de las entradas (materias primas y energía) y salidas (emisiones). Considerándose cuando no provienen o desembocan directamente en la naturaleza, es decir han sido o serán alterados que vienen de la tecnosfera.

**La evaluación del impacto** tiene como objetivo la interpretación del inventario y consta de clasificación, caracterización y valoración de la importancia de los distintos componentes del impacto. Dado que el ACV es un proceso cíclico la evaluación del impacto debe tenerse en cuenta a lo largo de todo el estudio, optimizando recursos humanos y económicos. En este apartado se definirán los impactos ambientales, cada uno con características temporales y de localización propias, por lo que mientras ciertos factores se podrán estudiar como un agregado otros tendrán un carácter más ficticio impidiendo ser cuantificados en conjunto.

**Interpretación.** Durante la última etapa se analizarán e interpretarán los resultados obtenidos durante el inventario así como la evaluación de impactos y además se extraerán las recomendaciones dirigidas a la reducción de impactos medioambientales (ECOIL, 2013).



Esta técnica de evaluación de productos y procesos ha sido utilizada en diferentes artículos sobre el tratamiento de fluidos mediante oxidación avanzada. Esto ha permitido el avance y perfeccionamiento de las tecnologías de purificación mediante el desarrollo de comparativas entre diferentes métodos.

## 6. APLICACIÓN

---

### 6.1. Objetivo y alcance

#### **Definición de la unidad funcional**

Una buena definición del objetivo del estudio es fundamental para establecer la base de la toma de decisiones durante el desarrollo del ACV. De este modo el trabajo pretende evaluar la sostenibilidad ambiental de tres alternativas para el tratamiento de aguas grises, fotocátalisis, fotocátalisis mediante energía solar fotovoltaica y MBR.

Dado que el objetivo del sistema es tratar agua residual con un alto grado de eliminación de SDBS, la unidad funcional se define en base a la misma cantidad de agua con la misma concentración de contaminante (Muñoz et al., 2005).

Como unidad funcional (UF) se considera,  $1\text{m}^3$  de agua al que se le ha eliminado un 90% la concentración inicial de SDBS. Y todas las entradas y salidas del sistema se referirán a esta UF.

Este tipo de unidad funcional, volumen y porcentaje de reducción de contaminante fijos, ya ha sido utilizada anteriormente. Muñoz et al. (2005) estableció un 15% de retirada de un efluente de  $1\text{ m}^3$ , y en el trabajo de Serra et al. (2011) se definía la eliminación del 93% del carbono orgánico presente en 250 mL de agua contaminada.

El estudio se lleva a cabo considerando la producción y transporte de los materiales que se han requerido para su desarrollo y el tratamiento de los desechos derivados de este.

## Definición de los límites del sistema

### 1<sup>er</sup> Escenario (Fotocatálisis)

Se aplica un tratamiento de fotocátalisis heterogénea, a escala de laboratorio, escalándose posteriormente los resultados obtenidos.

El tratamiento comienza añadiendo 1g de óxido de titanio por litro de agua a tratar, que será mezclado durante 30 min hasta que el proceso de adsorción haya alcanzado el equilibrio, tras lo cual la mezcla se expone a la luz (Ver Figura 9).

Se utiliza  $TiO_2$  Aeroxide P25 (Evonik Industries) como catalizador y la carga se define en base a trabajos anteriores. El reactor utilizado (APRIA Systems S.L. PhotolabLED/160) consta de un tanque de mezclado de 5L, un reactor anular de 1L y 40 LEDs LZ1-00U600 (LED Engin).

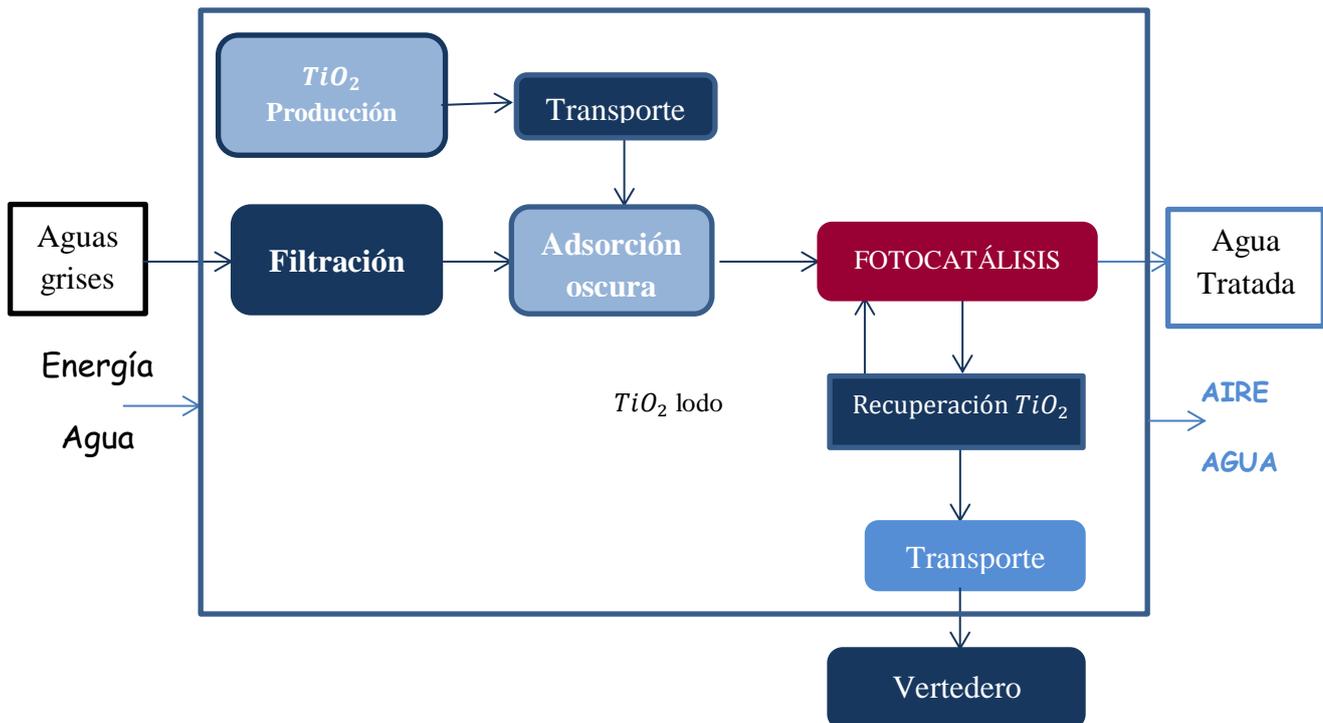


Figura 9 Diagrama de Flujos Fotocatálisis (Escenario 1 y 2)

Los LEDs emiten en una longitud de onda entre 365nm y 370nm, siendo el consumo eléctrico total entre 1W y 100W. Para mantenerlos a una temperatura de entre 20°C y 30°C, con el objetivo de que la radiación sea constante y no se reduzca su vida útil, se utiliza un Ventilador San Ace 80 (Sanyo Denki).

Finalmente la concentración de SDBS se mide con un espectrofotómetro UV-1800 (Shimadzu) a 223nm.

## 2º Escenario (Fotocatálisis Fotovoltaica)

Se parte de los mismos estudios que en el primer escenario y comparten el mismo esquema (Figura 9).

Dado que los paneles fotovoltaicos actuales se fabrican con materiales y métodos diferentes y por ende generan emisiones diferentes, se consideran unos valores medios para su composición. Estos son silicio monocristalino (47.7%), silicio policristalino (38.30%), telururo de cadmio (6.40%), silicio amorfo (5.10%), bandas de silicio (1.5%) y CIGS, Copper-indium-gallium-diselenide (1%).

## 3<sup>er</sup> Escenario (MBR)

El biorreactor utilizado, de modalidad sumergida, funciona hidráulicamente, lo cual supone una reducción de los problemas derivados de la limpieza de la membrana (Jefferson et al, 1999). Esta se trata de una membrana de ultrafiltración plana de polietersulfona (PES) de 50nm con un flujo de permeado de 19.20L/m<sup>2</sup>h (Santasmassas et al, 2013).

El tiempo de retención hidráulica se encuentra en torno a 25.28h (Santasmassas et al., 2013), mientras que como tiempo de retención de sólidos (SRT) se toman 35 días (Gori et al., 2010) dado que un SRT alto reduce la producción de lodos (Gander et al., 2000).

Se tomará como referencia una concentración media total de sólidos en el licor de mezcla de 8g/l (Gori et al., 2010).

Posteriormente el fango es deshidratado, incinerado y enviado a un vertedero municipal. Sin embargo se plantea otra alternativa (Escenario3b) en la que el fango se estabiliza mediante compost en lugar de incinerarse antes de mandarlo al vertedero (Figura 10).

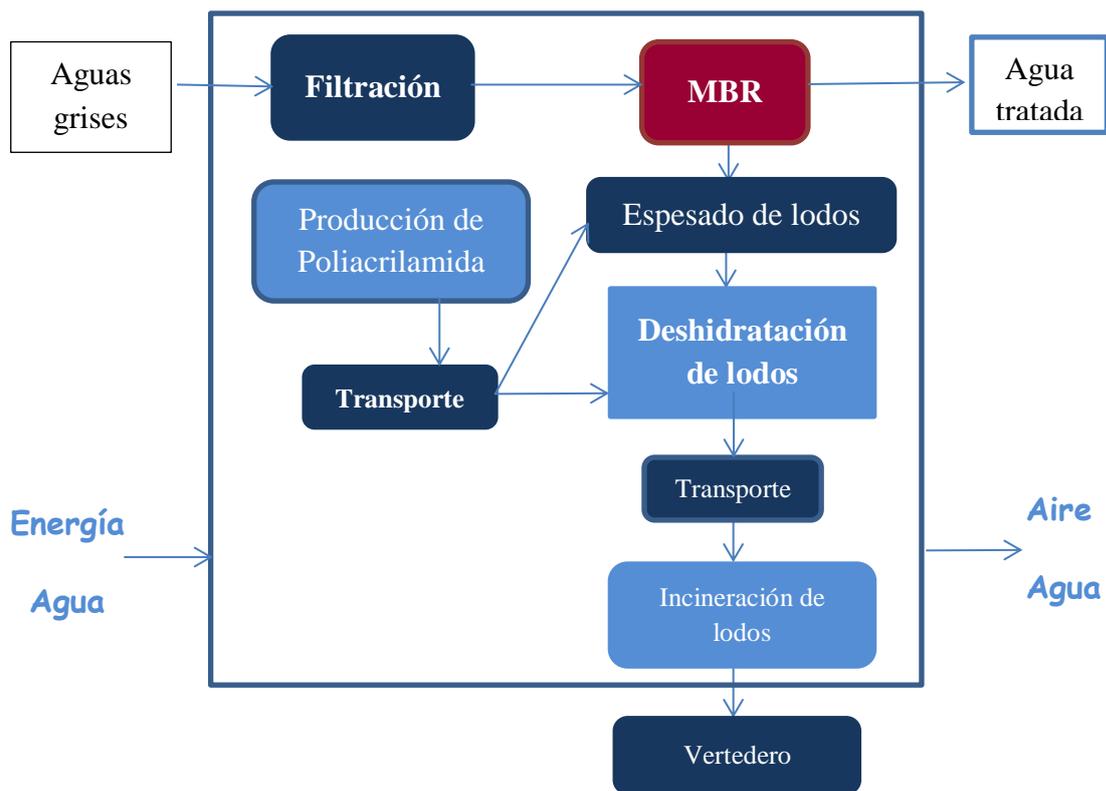
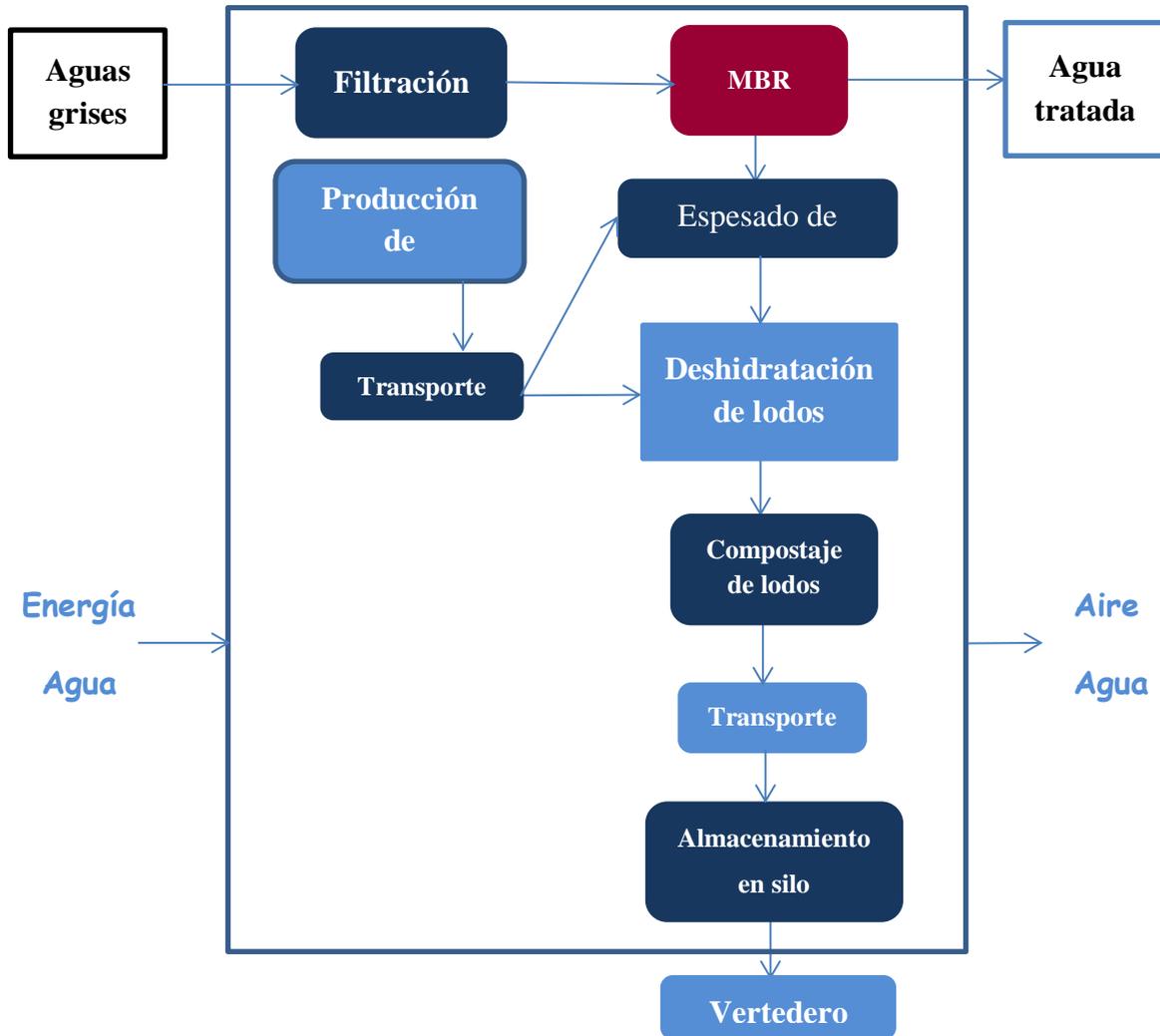


Figura 10 Diagrama de flujos MBR (Escenario 3)



*Figura 11 Diagrama de flujos MBR (Escenario 3b)*

En todos los escenarios se tomarán los flujos principales de abastecimiento de materiales, energía y agua y de residuos derivados del proceso.

En los dos primeros escenarios los límites de los sistemas son los mismos, ya que siguen el mismo tratamiento pero con diferentes fuentes de energía, la red española en el primero y energía renovable en el segundo.

Teniéndose en cuenta además, que a fin de simplificar la realización del análisis no se incluirán las infraestructuras (Giménez et al., 2015). La contribución de la

infraestructura a los impactos de estos procesos se considera insignificante dada a la larga vida útil de las instalaciones consideradas (García-Herrero et al., 2017).

Los tres escenarios se tratan de sistemas multifuncionales, en los cuales la regeneración de aguas es el cometido principal y la recuperación de energía en el vertedero y en la incineración son funciones secundarias. Además durante el análisis de sensibilidad se define una modificación del tercer escenario, (Es 3b), donde tras el compostaje se utiliza el lodo como fertilizante añadiendo una nueva función al sistema (Figura 11).

En estos sistemas, las cargas ambientales asociadas con un proceso particular deben ser repartidas a lo largo de los diversos flujos funcionales de ese proceso (Margallo et al., 2014b).

De acuerdo con la recomendación de la norma ISO, este trabajo resolvió la existencia de funciones adicionales ganando crédito por la reducción de las emisiones relacionadas con los coproductos. Es decir, que el impacto de la fabricación de coproductos (energía y fertilizante) se resta de los sistemas originales. Para la valorización de energía y material, se restan las emisiones "evitadas" de la producción convencional de electricidad y fertilizante de las producidas durante el tratamiento de residuos. Siendo el mix energético español el proceso sustituido en el escenario 3 y sulfato amónico el fertilizante retirado en el escenario 3b.

## 6.2. Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

Los datos sobre los escenarios a estudiar recogidos en este inventario provienen de la literatura o y del trabajo de campo de Domínguez et al. (2016). La Tabla 2 recoge las fuentes de los datos utilizados y la Tabla 3 el inventario del ciclo de vida para cada uno de los escenarios, referido a la unidad funcional anteriormente enunciada.

*Tabla 2 Fuentes de datos LCI*

TEMA	Área Geográfica	Periodo	Fuente de datos
<b>ENERGIA</b>			
<b>Electricidad Escenario 1</b>	España	2014	Base de datos PE adaptada a las características del mix energético español (PE Internacional, 2014) Consumo: Extrapolación a partir de datos experimentales
<b>Electricidad Escenario 2</b>	España	2016	Base de datos PE (PE Internacional, 2014) Consumo: Extrapolación a partir de datos experimentales
<b>Electricidad Escenario 3</b>	España	2013/2014	Base de datos PE adaptada a las características del mix energético español (PE Internacional, 2014) Consumo: Extrapolación a partir de literatura (Santasmassas et al., 2013)
<b>REACTIVOS</b>			
<b>Aire</b>	Global	2010-2015	Base de datos PE (PE Internacional, 2014)
<b>Poliacrilamida</b>	Global	2012-2014	Base de datos Ecoinvent (Frischknecht et al., 2007)

<b>TiO<sub>2</sub></b>			Literatura (Muñoz, 2003)
<b>Consumo de reactivos en Es. 1</b>	España	2016	Extrapolación a partir de datos experimentales
<b>Consumo de reactivos en Es. 2</b>	España	2016	Extrapolación a partir de datos experimentales
<b>Consumo de reactivos en Es. 3</b>	Francia, España	2002/ 2005	Literatura (Hospido et al., 2005; Suh and Rousseaux, 2002)
<b>TRANSPORTE</b>			
<b>Camión</b>	Europa	2005-2012	Base de datos PE (PE Internacional, 2014)
<b>Distancia de transporte</b>			Suposiciones
<b>FIN DE VIDA</b>			
<b>Incineración</b>	España	2015	Literatura (Margallo et al., 2014b; Margallo et al., 2015)
<b>Vertido</b>	Europa	2012-2015	Base de datos PE (PE Internacional, 2014)

Utilizando los valores de la Tabla 3 se puede estimar el consumo de recursos naturales y las cargas ambientales asociadas a los sistemas.

*Tabla 3. LCI para Es. 1, Es. 2 y Es. 3.*

Entradas / salidas de datos	Unidad	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3
<b>ENTRADAS</b>				
<b>Aguas Grises</b>	m <sup>3</sup>	1	1	1
<b>Reactivos</b>				
<b>Poliacrilamida</b>	Kg/FU	n.a.	n.a.	6.30·10 <sup>-4</sup>
<b>Aire</b>	m <sup>3</sup> /FU	n.a.	n.a.	2071.98
<b>Agua de limpieza</b>	m <sup>3</sup> /FU	0.2	0.2	n.a.
<b>TiO<sub>2</sub></b>	kg/FU	1.00/10*	1.00/10*	n.a.
<b>Energía de la Red española</b>				
<b>Aireación</b>	MJ/FU	26.27	26.27	41.44
<b>Fuente de luz</b>	MJ/FU	135.23	135.23	n.a.
<b>Bombeo</b>	MJ/FU	8.17	8.17	20.26
<b>Tratamiento de fangos</b>	MJ/FU	0.32	0.32	n.a.
<b>Mezclado</b>	MJ/FU	n.a.	n.a.	0.1
<b>SALIDAS</b>				
<b>TiO<sub>2</sub> Gastado</b>	kg/FU	1.00/10*	1.00/10*	n.a.

<b>Lodo</b>	kg/FU	n.a.	n.a.	0.07
<b>Agua Tratada (90% Eliminación SDBS )</b>	m <sup>3</sup> /FU	1	1	1

*n.a.: No aplicable \* Valor dividido por 10 porque el TiO<sub>2</sub> puede utilizarse 10 veces*

Para la realización del inventario se ha partido de las siguientes hipótesis:

- Ambos escenarios se escalarán a una misma situación, el tratamiento de aguas grises de la lavandería de un hotel con una concentración de 50mg/L de SDBS.
- Se supone que el proceso se lleva a cabo en Santander, Cantabria, España.
- Se considera que el tratamiento fotocatalítico funciona de forma discontinua, 20.64 h/día, durante todo el año (Domínguez et al., 2016).
- El MBR opera en modo continuo, con un tiempo de retención hidráulico (HRT) de 25,58h. Este valor se ha estimado teniendo a partir de datos de la literatura (Santasmás et al., 2013).
- La energía utilizada en los escenarios 1 y 3 se considera tomada de la red española.
- La energía en el escenario 2 proviene de paneles solares fotovoltaicos.
- Los valores de consumo eléctrico se han estimado a partir del tiempo requerido por cada tratamiento para eliminar el 90% de la concentración inicial de SDBS, 25.58h para el MBR y 19.50h para la fotocatalisis. Valorándose además que en el 1<sup>er</sup> escenario se necesita un tiempo extra de 0,50h para la adsorción oscura del fotocatalizador, 0.14h para el bombeo de las aguas grises al sistema y 1.00h para el bombeo del agua tratada durante la etapa de separación de TiO<sub>2</sub>.



-En el caso del tratamiento fotocatalítico se ha tenido en cuenta una etapa de recuperación del fotocatalizador mediante una membrana de microfiltración (Rivero et al., 2006). Suponiéndose por lo tanto que el  $\text{TiO}_2$  se recupera en su totalidad, pudiendo ser reutilizado 10 veces en un ciclo cerrado (Muñoz et al., 2006). Tras lo cual se deposita en vertedero, siendo transportado 32,80 km por un camión Euro 4 de 28 toneladas.

- El  $\text{TiO}_2$  se obtiene de la planta de producción de Evonik Industries en Frankfurt, Alemania y una vez producido se transporta 1596 km hasta el consumidor mediante un camión Euro 4 con una capacidad total máxima de 28 toneladas (Evonik Industries, 2017, Muñoz et al., 2005).

- En el biorreactor, para la limpieza de la membrana se prescindirá de ciclos de lavado a contracorriente o el uso de productos químicos, optándose por la limpieza con aire para evitar la acumulación de suciedad (Lieberman et al., 2016).

- Los datos sobre el tratamiento de los lodos se han tomado de la literatura (Hospido et al., 2005, Suh y Rousseaux, 2002). Los lodos son espesados y deshidratados in situ, siendo la adición de poliacrilamida requerida en ambas etapas. Posteriormente se transportan por un camión Euro 4 de 28 toneladas a 32,80 km hasta una planta de incineración ubicada en un vertedero en Meruelo, Cantabria, España, donde es tratada y eliminada (Suh y Rousseaux, 2002).

- Se supone que la poliacrilamida es transportada por un camión Euro 4 de 28 toneladas 722 km después de su fabricación en una planta de Derypol, S.A. en Les Franqueses del Vallés, España (Derypol, 2017).

### 6.3. Análisis del Impacto

El Análisis del Impacto del Ciclo de Vida (AICV) obtiene los marcadores ambientales a partir de los datos del ICV. Esto implica una clasificación y caracterización de esos indicadores además de su normalización y ponderación (García-Herrero et al., 2017b).

Para este trabajo, se utiliza el software GaBi 6.0 y la base de datos de PE International (PE International, 2014) para el modelado de los sistemas.

Para realizar el AICVI se aplica el método definido por Irabien et al. (2009) denominado “Environmental Sustainability Assessment” (ESA). Este método comienza con una etapa de clasificación, en donde los datos del inventario se subdividen en categorías según el impacto que conlleven. Una vez divididos se lleva a cabo la estimación de los posibles impactos de las emisiones y consumos utilizando un factor de caracterización (FC) (García-Herrero et al., 2017b). Los dos parámetros a evaluar son el consumo de recursos naturales (NRs), compuesto por energía ( $X_{1,1}$ ), materiales ( $X_{1,2}$ ) y agua ( $X_{1,3}$ ), y las cargas ambientales (EBs), compuesto por impactos al aire ( $X_{2,1}$ ), al agua ( $X_{2,2}$ ) y al suelo ( $X_{2,3}$ ). Todos ellos basados en lo establecido por la Institution of Chemical Engineers (IChemE, 2002).

Entre las categorías de impactos al aire se consideran el calentamiento global (GW), los efectos sobre la salud humana (HHE), la formación fotoquímica de ozono (POF), la acidificación de la atmósfera (AA), y la reducción del ozono estratosférico (SOD).

Respecto a las categorías de impacto al agua se consideran la acidificación (AqA), la demanda de oxígeno acuático (AOD), la eutrofización (EU) y la ecotoxicidad para la vida acuática de metales (MEco) y otras sustancias (NMEco). (García et al., 2013)

Para el suelo las categorías se establecen según la cantidad de residuos peligrosos y no peligrosos producidos y su tratamiento (Margallo et al., 2014a).

Debido a que se trabaja con diferentes indicadores y unidades, para poder realizar la comparación se requieren indicadores de impacto adimensional (García-Herrero et al., 2016).

Para normalizar los NRs se lleva a cabo una normalización interna respecto al recurso natural de mayor impacto y para normalizar los EBs se utilizan los valores umbral especificados en el Registro Europeo de Emisiones y Transferencias de Contaminantes (E-PRTR, 2006) siguiendo las ecuaciones 1 y 2.

$$X_{1,i}^* = \frac{X_{1,i}}{X_{1,i}^{ref}} \quad (1)$$

$$X_{2,j,k}^* = \frac{X_{2,j,k}}{X_{2,j,k}^{ref}} \quad (2)$$

Siendo  $X_{1,i}^*$  el consumo normalizado, indicando  $i$  cada uno de los tipos de recursos consumidos (Energía, agua o materiales),  $X_{2,j,k}^*$  la carga ambiental normalizada, representando  $j$  cada elemento del medio afectado (Aire, agua o terreno) y  $k$  el impacto asociado a dichas cargas.

Tras normalizar los indicadores ambientales se ponderan los impactos según su importancia relativa (EC JCR, 2010).

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

$$X_{2,j} = \sum_{k=1}^{k=m} \beta_{2,j,k} \cdot X_{2,j,k}^* \quad m \in [1, 5] \text{ if } 1 \leq j \leq 2 \wedge m \in [1, 2] \text{ if } j = 3 \quad (4)$$

Donde  $\alpha_{1,i}$  es el factor de peso para los NRs y  $\beta_{2,j,k}$  para los EBs.

A fin de obtener un índice común para comparar los dos sistemas se considera que los consumos de los tres recursos naturales tienen el mismo peso (Margallo et al., 2014).

## 7. RESULTADOS

### 7.1. Consumo de Recursos Naturales

Se valoran los consumos de agua, materiales y energía. Los resultados están normalizados respecto al recurso con mayor impacto, que como se observa en la Tabla 4 se trata del agua en los tres escenarios.

*Tabla 4 NRs en valores relativos o normalizados (adimensionales) de los tres escenarios en estudio.*

	SC.1	SC.2	SC.3
Energía ( $X_{1,1}$ )	0.04	0.16	0.04
Materiales ( $X_{1,2}$ )	0.01	0.003	0.68
Agua ( $X_{1,3}$ )	1.00	1.00	1.00
Total (media)	0.35	0.39	0.57

- Energía: En esta variable se incluyen los consumos de electricidad, gasoil y gas natural. Es el escenario 2 el que requiere más energía, siendo la demanda global de aproximadamente 1304 MJ, mientras que el escenario 1 consume 450MJ, mientras y el 3 solamente 162MJ.

Como se puede apreciar en la Tabla 5 casi el total de la energía consumida en el escenario 1 (99,53%) y en el escenario 2 (99,84%), se debe a la fotocatalisis propiamente dicha. El principal origen de esto es el alto consumo de energía necesario para la generación de luz, un 79,23% de la demanda energética de cada escenario. Además, la influencia de los consumos asociados al agua de limpieza,

transporte, producción y retirada del  $\text{TiO}_2$  suma menos de un 0.50% y por lo tanto puede ser despreciable.

En el escenario 3,  $X_{1,1}$  alcanza valores negativos al contar con un aporte de energía al proceso proveniente de la incineración de lodos.

*Tabla 5 Contribución de las etapas principales en el escenario 1, 2 y 3 a sus NRs.*

	Es. 1 (%)			Es. 2 (%)			Es. 3 (%)		
	Energía	Materiales	Agua	Energía	Materiales	Agua	Energía	Materiales	Agua
<b>Agua de limpieza</b>	0.28	6.66	2.52	0.10	19.45	3.13	-	-	-
<b>Tratamiento MBR</b>	-	-	-	-	-	-	100.06	99.99	100.02
<b>Producción Poliacrilamida</b>	-	-	-	-	-	-	0.02	0.00	0.07
<b>Tratamiento Fotocatalítico</b>	99.53	92.44	97.43	99.84	69.24	96.81	-	-	-
<b>Tratamiento de lodos</b>	-	-	-	-	-	-	-0.09	0.01	-0.09
<b>Producción de <math>\text{TiO}_2</math></b>	0.14	0.79	0.02	0.05	11.02	0.03	-	-	-
<b>Vertido de <math>\text{TiO}_2</math></b>	0.01	0.10	0.02	0.00	0.29	0.03	-	-	-
<b>Transporte</b>	0.03	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00

- **Materiales:** En la fotocatalisis, escenario 1 y 2, se tiene en cuenta la producción y consumo de  $\text{TiO}_2$ , mientras que en el escenario 3 se utiliza Poliacrilamida y aire. Se tiene en cuenta que no solo se valora la masa de materiales sino también la toxicidad y el impacto ambiental de su producción y consumo, lo cual se analiza en el siguiente apartado, Cargas ambientales.

Los resultados muestran que la mayor contribución a este indicador viene de la transformación de energía primaria. El escenario 3 presenta consumo de material (2481.35 kg) bastante mayor que los escenarios 1 (1.77 kg) y 2 (24.10 kg). Esta sustancial diferencia se debe principalmente al elevado consumo de aire en el escenario 3.

En escenario 1, el consumo de materiales en la fotocatalisis representa 92,44% del indicador, el agua de limpieza y la producción de  $\text{TiO}_2$  tienen aportes de 6,66% y 0,79%, respectivamente. En el caso del escenario 2, cae el consumo de materiales al 69,24%, mientras que la producción de  $\text{TiO}_2$  aumenta hasta el 11,02% y el agua de limpieza al 19,45%. En el escenario 3 la producción de poliacrilamida, el tratamiento de lodos y el transporte tienen una contribución por debajo del 0,01% al gasto de materiales, siendo el aire requerido por el MBR el principal contribuyente a este indicador con una contribución del 99,99%.

- **Agua:** Como se observa en la Tabla 5, el consumo destinado a agua de limpieza y producción de reactivos es mínimo, será en la transformación de energía primaria donde se produce el gasto principal (97,43 % para el escenario 1, el 96,81% para escenario 2 y el 100 % para el escenario 3).

El conjunto de los resultados acerca de los recursos naturales nos aporta que el mayor consumo del escenario 3 ( $X_1=0.57$ ) es mucho mayor que los de los escenarios 1 ( $X_1=0.35$ ) y 2 ( $X_1=0.39$ ), debido principalmente al consumo de aire (2071,98  $\text{m}^3/\text{m}^3$  de agua gris).

## 7.2. Cargas ambientales (EBs)

Antes de la normalización el calentamiento global constituye el principal impacto en todos los escenarios, debido a las altas emisiones de gases en la producción de energía (CO<sub>2</sub>, CO, etc.), el consumo de coque y energías en la fabricación de reactivos (CH<sub>4</sub>, CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O), el transporte de reactivos y desechos (NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O), y la fabricación y consumo de diésel (NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O) que suponen un conjunto de gases nocivos que incrementan el efecto invernadero.

Hay que tener en cuenta que el consumo de electricidad se traduce en emisiones de gases de efecto invernadero, considerando el mix energético español para los escenarios 1 y 3, es el escenario 1 con 12,69 kg de CO<sub>2</sub> el que está por encima, siendo sólo de 4,42 kilogramos de CO<sub>2</sub> en el escenario 3, el menor valor para esta carga ambiental se obtiene en el escenario 2 (2,14 kg CO<sub>2</sub> eq.). En cuanto a los indicadores acuáticos, antes de la normalización es la eutrofización la que tiene mayor impacto en los tres escenarios, debido a las emisiones de nitrógeno, amoníaco, fosfato y la demanda química de oxígeno de la producción de energía.

En la Tabla 6, aparecen los valores normalizados junto con los valores umbrales europeos (E-PRTR, 2006) de las cargas ambientales sobre el agua y el aire, en ellos se aprecia que a pesar de que en resultados absolutos el GW tenía el mayor impacto no ocurre lo mismo una vez normalizado. Pasando a ser la producción de ozono y los efectos sobre la salud humana los mayores impactos sobre la atmósfera. Esto ocurre porque el valor umbral para el calentamiento global es mucho mayor, 100000000 kg CO<sub>2</sub> eq. (1000 kg de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> para la HHE y de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> para la POF).

Observando de nuevo la Tabla 6, se aprecia que el escenario 1, con su alta demanda energética, presenta valores de cargas ambientales superiores en indicadores atmosféricos como el AA y el GW ( $X_{2,1,1}^* = 2,94 \cdot 10^{-7}$  en el escenario 1, frente a  $X_{2,1,1}^* = 1,06 \cdot 10^{-7}$  en el escenario 3). Siendo la variación más significativa en el GW, con una cantidad 30 veces superior en el escenario 1 que en el escenario 3, con valores de normalizados de emisiones de CO<sub>2</sub> eq. de  $1,27 \cdot 10^{-7}$ , y  $4,42 \cdot 10^{-8}$ , respectivamente.

La carga de CO<sub>2</sub> (GW) debida a la incineración en el escenario 3 se puede minorar con una variación en el tratamiento de la MBR, que denotaremos como escenario 3.b en el que eliminaremos la incineración.

Las cargas aéreas en el escenario 2 son menores que en los otros dos escenarios para todos los indicadores con la excepción de la HHE. Esta alta contribución en el escenario 2 se debe principalmente a la extracción de materias primas y a la fabricación de componentes para los paneles solares fotovoltaicos. Por ejemplo, en los cables, componentes eléctricos y dispositivos electrónicos, la toxicidad se relaciona con la extracción y procesamiento del metal, especialmente con la eliminación de estériles de azufre (Corona et al., 2017). Así a pesar de que el escenario 2 presenta valores inferiores a los otros escenarios en las demás emisiones a la atmosfera tiene la mayor  $X_{2,1}$ . Sin embargo, hay que señalar que se está estudiando el desarrollo de paneles fotovoltaicos que no requieren elementos tóxicos como el cadmio o elementos raros como el telurio, lo que en el futuro disminuirá la influencia de la HHE en la fotocatalisis mediante energía solar fotovoltaica.

El principal impacto al agua antes de la normalización es la eutrofización en todos los casos. Una vez normalizados la EU sigue siendo el principal impacto sobre el agua en el escenario 1 mientras que en escenario 3 es la NMEco. El escenario 2 presenta valores ligeramente inferiores a los otros dos.

El hecho de que el consumo energético de la fotocatalisis sea muy alto hace sus cargas ambientales sean ligeramente mayores a los otros escenarios. Si bien hay un indicador en el escenario 3, que supera con creces al del escenario 1, la ecotoxicidad de sustancias no metálicas, con valores normalizados de  $X_{2,2,3,2}^* = 1.52 \cdot 10^{-7}$  y  $X_{2,2,3,2}^* = 1.39 \cdot 10^{-9}$  respectivamente, fruto de los vertidos de lodo después de la incineración (Pretel et al., 2016).

Se debe tener en cuenta que los altos valores de las cargas del escenario 1 ven su origen en la demanda energética de la fuente luminosa. Sin embargo debido a la rápida evolución de los LEDs en los últimos años (Song et al., 2016) el desarrollo de fuentes

de luz con la misma intensidad y menores consumos resulta factible. Lo que plantea como posible una gran mejora ambiental del tratamiento por fotocatalisis en los próximos años.

**Tabla 6 Cargas ambientales o EBs variables para Es. 1, Es. 2 y Es.3**

CARGA AMBIENTAL	Unidad	Valor Umbral (kg·año <sup>-1</sup> ) (E-PRTR, 2006)	Es. 1	Es.2	Es. 3
AIRE: X <sup>*</sup> <sub>2,1</sub>			6.50·10 <sup>-6</sup>	1.89·10 <sup>-5</sup>	4.70·10 <sup>-6</sup>
AA: X <sup>*</sup> <sub>2,1,1</sub>	kg SO <sub>2</sub> eq.	150000	2.94·10 <sup>-7</sup>	3.01·10 <sup>-8</sup>	1.06·10 <sup>-7</sup>
GW: X <sup>*</sup> <sub>2,1,2</sub>	kg CO <sub>2</sub> eq.	100000000	1.27·10 <sup>-7</sup>	2.14·10 <sup>-8</sup>	4.42·10 <sup>-8</sup>
HHE: X <sup>*</sup> <sub>2,1,3</sub>	kg benceno eq.	1000	1.52·10 <sup>-6</sup>	1.81·10 <sup>-5</sup>	2.34·10 <sup>-6</sup>
POF: X <sup>*</sup> <sub>2,1,4</sub>	kg etileno eq.	1000	4.55·10 <sup>-6</sup>	6.79·10 <sup>-7</sup>	1.59·10 <sup>-6</sup>
SOD: X <sup>*</sup> <sub>2,1,5</sub>	kg CFC-11eq.	1	7.64·10 <sup>-9</sup>	5.36·10 <sup>-10</sup>	6.23·10 <sup>-7</sup>
AGUA: X <sup>*</sup> <sub>2,2</sub>			8.74·10 <sup>-8</sup>	1.46·10 <sup>-8</sup>	1.81·10 <sup>-7</sup>
AOD: X <sup>*</sup> <sub>2,2,1</sub>	kg O <sub>2</sub> eq.	50000	1.92·10 <sup>-10</sup>	1.24·10 <sup>-10</sup>	6.73·10 <sup>-11</sup>
AqA: X <sup>*</sup> <sub>2,2,2</sub>	kg H <sup>+</sup> eq.	100	7.92·10 <sup>-11</sup>	1.10·10 <sup>-9</sup>	2.84·10 <sup>-11</sup>
MEco: X <sup>*</sup> <sub>2,2,3,1</sub>	kg Cu eq.	50	4.45·10 <sup>-9</sup>	3.19·10 <sup>-9</sup>	1.41·10 <sup>-9</sup>
NMEco: X <sup>*</sup> <sub>2,2,3,2</sub>	kg formal. eq.	50	1.39·10 <sup>-9</sup>	1.04·10 <sup>-9</sup>	1.52·10 <sup>-7</sup>
EU: X <sup>*</sup> <sub>2,2,4</sub>	kg fosfato eq.	5000	8.12·10 <sup>-8</sup>	9.15·10 <sup>-9</sup>	2.80·10 <sup>-8</sup>

Total (X <sub>2</sub> )			$6.58 \cdot 10^{-6}$	$1.89 \cdot 10^{-6}$	$4.89 \cdot 10^{-6}$
-------------------------	--	--	----------------------	----------------------	----------------------

### 7.3. Análisis de sensibilidad

Se observa en la Tabla 6 que el escenario 3 tiene una carga ambiental ligeramente superior a la fotocatalisis, escenario 1 y escenario 2, debido al vertido de lodos, por lo que se valora un sub apartado en el escenario 3 (Figura 11). Este nuevo escenario (3b) consta de un primer proceso de espesado, seguido de la deshidratación del lodo in situ, como en el escenario original, acompañado de un segundo proceso en el que se estabiliza mediante compostaje, posteriormente se almacena hasta que puede trasladarse ya estabilizado y finalmente verterse al terreno.

Tomando los datos de la literatura se define el siguiente gráfico (Hospido et al., 2005; Suh and Rousseaux, 2002) (Ver Figura 15), donde se aprecia que ambos escenarios presentan resultados similares.

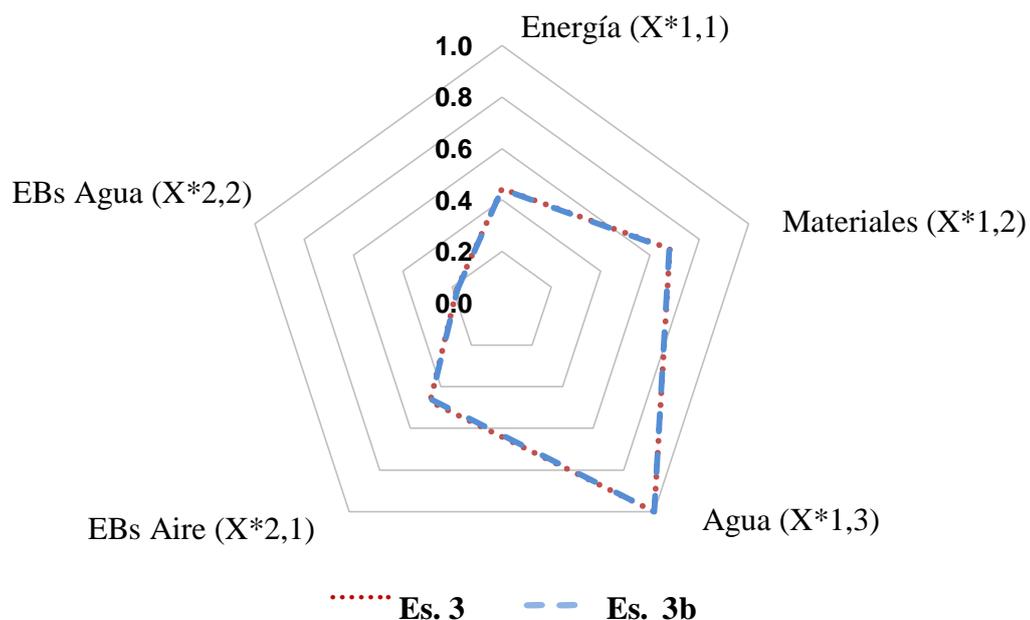


Figura 12 NRs y EBs relativos para los escenarios 3 y 3b



Todos los indicadores del escenario 3.b presentan valores menores que los del 3, a excepción de la MEco, provocada por los metales pesados presentes en los lodos. Si bien esto no afecta tan directamente a los seres humanos como las emisiones aéreas de metales pesados que se producen en la incineración de lodos.

En cuanto a las emisiones a la atmósfera, el nuevo tratamiento de lodos, escenario 3b, al eliminar la incineración reduce los valores de GW, SOD y MEco. Remarcándose que la toxicidad es el indicador con mayor contribución en el escenario 3, debido a los metales pesados presentes en los humos generados en la incineración del fango (Suh and Rousseaux, 2002). En consecuencia, se puede considerar el escenario 3b como la mejor opción de MBR en el tratamiento de aguas grises.

## 8. CONCLUSIONES

---

A través del análisis del ciclo de vida de estas 3 alternativas para el tratamiento de aguas grises, este trabajo proporciona criterios de decisión tecnológicos y ambientales para utilizar energía solar, limpia, segura, y renovable, para el tratamiento de aguas grises bajo una economía circular de agua. La metodología ACV se aplica para evaluar los impactos ambientales de tres alternativas de tratamiento de aguas grises, fotocátalisis, fotocátalisis fotovoltaica solar y MBR.

El análisis muestra que la fotocátalisis fotovoltaica es el escenario más sostenible desde el punto de vista ambiental. La variable que más contribuye al uso de los recursos naturales y la generación de cargas ambientales es el consumo de energía. Esto se debe a la gran demanda energética de la fuente luminosa, siendo el principal cuello de botella de la fotocátalisis. El análisis y los resultados permiten promover la aplicación de esta tecnología combinada con solar fotovoltaica. Pudiendo considerarse el primer paso hacia la definición de la mejor técnica para la regeneración de aguas grises.

A pesar de los altos consumos asociados al sistema MBR sus cargas ambientales son menores que las del escenario 1. Sin embargo la eliminación de los fangos hace que el impacto sobre el agua sea mayor

Teniendo en cuenta la evaluación ambiental del proceso de reutilización de aguas grises a través de los escenarios considerados, los futuros retos tecnológicos se deben abordar en un marco respetuoso con el medio ambiente. El consumo de energía podría ser optimizado en gran medida por un efluente de características fijas para evitar el exceso de energía aplicado y, por lo tanto, permitir al proceso operar de una manera sostenible y con costes de inversión adecuados y perfil ambiental amigable.

En este contexto, a pesar del potencial de la fotocátalisis para el tratamiento de las aguas grises, todavía quedan algunas cuestiones tecnológicas clave que aún deben resolverse,



siendo la principal demanda energética. Así, se está estudiando el desarrollo de fuentes de luz más eficientes desde el punto de vista energético. Con el fin de reducir sus cargas ambientales, el escenario más deseable sería el uso de la luz solar.

Sin embargo, se necesitan más investigaciones para aclarar algunas cuestiones importantes relacionadas con la fotocatálisis solar, como la mala interacción del fotocatalizador solar, la fiabilidad a largo plazo de la operación solar y la necesidad de grandes áreas de operación. Se debe prestar especial atención al desarrollo de fotocatalizadores activos bajo luz visible, lo que podría mejorar el rendimiento del proceso de la fotocatálisis por energía solar. La aplicación de fotocatalizadores solares en el tratamiento de aguas grises podría incrementar considerablemente si estas cuestiones se resolviesen en un futuro.

## 9. BIBLIOGRAFÍA

---

1. Anderson, G.K., Saw, C.B. and Fernandes, Application of porous membranes for biomass retention in biological wastewater treatment processes. *Process Biochem. M.I.A.P.* , 1986
2. Almudena Hospido, M<sup>a</sup> Teresa Moreira, María Martín, Miquel Rigola and Gumersindo Feijoo. *Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes*, 2005
3. Buer T. and Cumin J. (2010). MBR module design and operation. *Desalination* 250, 1073–1077.
4. C. Köhler, S. Venditti, E. Igos, K. Klepiszewski, E. Benetto, A. Cornelissen. Elimination of pharmaceutical residues in biologically pre-treated hospital wastewater using advanced UV irradiation technology: A comparative assessment, *Journal of Hazardous Materials*, 2012
5. Castillo, Desarrollo de un método de eliminación de Escherichiacoli en agua usando un proceso avanzado de oxidación. Junta de Castilla y León, 2010
6. Choate, E. T., Houldsworth, D. and Butler, G.A. Membrane enhanced anaerobic digestors. *Proc. 37th Industrial Waste Conf.*, Purdue University, Ann Arbor Science, Ann Arbor, USA, 1983
7. Churchouse S, Wildgoose D. Membrane bioreactors progress from the laboratory to fullscale use. *Membr Tech*, 1999
8. Coralía Pino Lopez, *Decálogo del Hotel Eficiente*, 2014
9. Cote, P., H. Buisson, C. Pound and G. Arakaki. (1997) Immersed membrane activated sludge for the reuse of municipal wastewater.

10. Cicek, N., J.P. Franco, M.T. Suidan and V. Urbain. (1998a) Using a membrane bioreactor to reclaim wastewater. Journal American Water Works Association
11. Dana Kralisch, Denise Ott and Doerthe Gericke. Rules and benefits of Life Cycle Assessment in green chemical process and synthesis design: a tutorial review, 2015
12. Danilo Spasiano. Solar photocatalysis: Materials, reactors, some commercial, and pre-industrialized applications. A comprehensive approach, 2014
13. Davide Ravelli, Daniele Dondib, Maurizio Fagnonia, AngeloAlbinia, Titanium dioxide photocatalysis: An assessment of the environmental compatibility for the case of the functionalization of heterocyclics, Applied Catalysis B: Environmental, 2010
14. Derypol. <http://www.derypol.com/> (accessed 03.02.2017).
15. EC JCR, 2010. ILCD Handbook: general guide for life cycle assessment - provisions and action steps. Publications office of the European Union, Luxembourg.
16. Efthalia Chatzisyneon, Spyros Foteinis, DionissiosMantzavinos, TheocharisTsoutsos, Life cycle assessment of advanced oxidation processes for olive mil wastewater treatment, Journal of Cleaner Production, 2013
17. Elis Marina Turini Claro, Ederio Dino Bidoia, Peterson Bueno de Moraes, A high-performance doped photocatalysts for inactivation of total coliforms in superficial waters using different sources of radiation, Journal of Environmental Management, 2016
18. E-PRTR, Regulation (EC) No 166/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 January 2006 concerning the establishment of a European

pollutant release and transfer register and amending council directives  
91/689/EEC and 96/61/EC., 2016

19. Evonik Industries. <http://corporate.evonik.com> (accessed 03.02.2017)
20. Fullana P. y Puig R. Analisis del ciclo de vida. ED. Rubens . Barcelona, 1997
21. Gander, M., Jefferson, B., Judd, S. Aerobic MBRs for domestic wastewater treatment: a review with cost considerations. *Sep. Purif. Technol.* 18, 119–130. 2000
22. García, V., Margallo, M., Aldaco, R., Urriaga, A., Irabien, A. Environmental sustainability assessment of an innovative Cr (III) passivation process. *ACS Sustainable Chem. Eng.* 1, 481–487. 2013
23. Garcia-Herrero, I., Margallo, M., Onandía, R., Aldaco, R., Irabien, A. Environmental challenges of the chlor-alkali production: seeking answers from a life cycle approach. *Sci. Total Environ.* article in press. 2016
24. Ghyoot W .y W . Verstrate, Reduced sludge production in a two –stage membrane-assistad biorreactor. 2000
25. Hospido, A., Moreira, M.T., Martín, M., Rigola, M., Feijoo, G. Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: anaerobic digestion versus thermal processes. *Int. J. LCA* 10, 336–345. 2005
26. Ibhaddon and Fitzpatrick. *Heterogeneous Photocatalysis: Recent Advances and Applications*, 2012
27. Ivan Muñoz, Joan Rieradevall, FrancecescTorrades, José Peral, Xavier Domènech, Environmental assesment of different advanced oxidation processes applied to a bleaching Kraft mil effluent, *CHEMOSFERE*, 2006

28. J. Rodríguez, Reutilizar el agua Julio Rodríguez Vivanco, Centro Nacional de Educación Ambiental (CENEAM)
29. Jaime Giménez, Bernardí Bayarri, Óscar González, Sixto Malato, José Peral, and Santiago Esplugas, Advanced Oxidation Processes at Laboratory Scale: Environmental and Economic Impacts, Sustainable Chemistry and Engineering, 2015
30. Jefferson, B., Laine, A., Parsons, S., Stephenson, T., Judd, S. Technologies for domestic wastewater recycling. Urban Water 1, 285–292. 1999
31. John Anthony Byrne, Patrick Stuart Morris Dunlop, Jeremy William John Hamilton, Pilar Fernández-Ibáñez, Inmaculada Polo-López, Preetam Kumar Sharma, and Ashlene Sarah Margaret Vennard, A Review of Heterogeneous Photocatalysis for Water and Surface Disinfection, Molecules, 2015
32. John Barton, Institution of Chemical Engineers (Great Britain). 2002
33. José Lozano, Ahorro y Gestión de Aguas en los Hoteles, Tecnohotel, 2013
34. José Peral, Ivan Muñoz, José Antonio Ayllón, Sixto Malato, Paula Passarinhoc, Xavier Domènecha, Life cycle assessment of a coupled solar photocatalytic–biological process for wastewater treatment, Science Direct, 2006
35. Julián Blanco Gálvez, Sixto Malato Rodríguez, Claudio A. Estrada Gasca, Erick R. Bandala, Silvia Gelover y Teresa Leal, Purificación De Aguas Por Fotocatálisis Heterogénea: Estado Del Arte, 2014
36. Leena TÄHKÄMÖ, Marjukka PUOLAKKA, Liisa HALONEN and Georges ZISSIS, Comparison of Life Cycle Assessments of LED Light Sources, J. Light & Vis. 2012

37. Linlong Yu, GopalAchari, and Cooper H. Langford, LED-Based Photocatalytic Treatment of Pesticides and Chlorophenols, *Journal of Environmental Engineering*, 2013
38. Liberman, N., Shandalov, S., Forgacs, C., Oron, G., Brenner, A., Use of MBR to sustain active biomass for treatment of low organic load grey water. *Clean Techn. Environ. Policy* 18, 1219–1224. 2016
39. M. EnisLeblebici, Georgios D. Stefanidis, Tom Van Gerven, Comparison of photocatalytic space-time yields of 12 reactor designs for wastewater treatment, *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 2015
40. M. Ortiz, R. G. Raluy, L. Serra\*, J. Uche. SCIENCE DIRECT Life cycle assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town. 2006
41. M. Sanchez, M.J. Rivero, I. Ortiz, Photocatalytic oxidation of grey water over titanium dioxide suspensions, *Desalination*, 2010
42. Mehrdad Mahdjoubi . Shower of the future. 2015
43. Metcalf and Eddy, *Wastewater engineering treatment and reuse*, McGraw-Hill. 2003
44. Muller E.B. *Water . Res* 33:847. 1995
45. Muñoz, J. Rieradevall, F. Torrades, J. Peral, X. Domènech, Environmental assessment of different solar driven advanced oxidation processes. *Sol. Energy* 79, 369–375. 2005
46. OMS, *Análisis de las aguas residuales para su uso en la agricultura*, 1996

47. Ortiz, R. G. Raluy, L. Serra\*, J. Uche, Advanced Wastewater Treatment Engineering—Investigating Membrane Fouling in both Rotational and Static Membrane Bioreactor, 2006
48. Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, BOE no. 294, 2007
49. Real Decreto 1620/2007, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, BOE, 7 de diciembre de 2007
50. Ree Ho Kim et al, A Smart System Combining Rainwater and Treated Sewage for Use in Sports Complexes in Korea, 2014
51. Rivero, M.J., Parsons, S.A., Jeffrey, P., Pidou, M., Jefferson, B., Membrane chemical reactor (MCR) combining photocatalysis and microfiltration for grey water treatment. *Water Sci. Technol.* 53, 173–180. 2006
52. R. Rodriguez et al, Comparative life cycle assessment (LCA) study of heterogeneous and homogenous Fenton processes for the treatment of pharmaceutical wastewater, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2016
53. Rosemberger S. *Water. Res* 36:413. 2002
54. Santasmasas, C., Rovira, M., Clarens, F., Valderrama, C., Grey water reclamation by decentralized MBR prototype. *Resour. Conserv. Recy.* 72, 102–107. 2013
55. Sara Domínguez, Análisis de las aguas residuales para su uso en la agricultura, 2012

56. Sara Domínguez, María J. Rivero, Pedro Gómez, Raquel Ibáñez, Inmaculada Ortiz, Kinetic modeling and energy evaluation of sodium dodecylbenzenesulfonate photocatalytic degradation in a new LED reactor, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2016
57. Seong-Rin Lim, Daniel Kang, Oladele A. Ogunseitan, and Julie M. Schoenung, Potential Environmental Impacts from the Metals in Incandescent, Compact Fluorescent Lamp (CFL), and Light-Emitting Diode (LED) Bulbs, *Environmental Science and Technology*, 2013
58. Sixto Malaton et al. Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: The pilot plants of the Plataforma Solar de Almería, 2015
59. Suh, Y.-J. and Rousseaux, P., An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resour. Conserv. Recy.* 35, 191–200. 2002
60. STEPHENSON et al. *Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*. IWA Publishing. 2000.
61. Systems Using Empirical Modelling Parneet Paul 1,\* and Franck Anderson Jones *International journal of environmental research and public health*, 2016
62. *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and wastewater treatment*. ELSEVIER Judd, 2006
63. Urbain, V., B. Mobarry, V. De Silva, D.A. Stahl, B.E. Rittmann and J. Manem. Integration of performance, molecular biology and modeling to describe the activated sludge process. 1998
64. Van Dijk, L., Roncken, G. C. G. *Membrane bioreactors for wastewater treatment*, *Water Science and Technology*, 35, pp.35-41. 1997

65. Verónica García, María Margallo, Rubén Aldaco, Ane Urriaga, and Angel Irabien Environmental Sustainability Assessment of an Innovative Cr (III) Passivation Process, 2013
66. W. Khoury et al, Hotel Renovation: From Grey to Green, REDEC, 2014
67. WankhadeAtul V., Gaikwad G. S., Dhonde M. G., Khaty N. T. Removal of Organic Pollutant from Water by Heterogeneous Photocatalysis: A Review, Research Journal of Chemistry and Environment, 2013
68. WenhaiLuo, Hop V. Phan, Ming Xie, Faisal I. Hai, William E. Price, MenachemElimelech, Long D. Nghiem, Osmotic versus conventional membrane bioreactors integrated with reverse osmosis for water reuse: Biological stability, membrane fouling, and contaminant removal, 2017
69. Wissam Khoury, Taline Zgheib, Talal Salem. Hotel Renovation: from Grey to Green A Case Study Validating a Proposed Guide for Sustainable Hotel Renovation, REDEC, 2014
70. Witzig, Z., Manz, W., Rosenberg, S., Kruger, U., Krame, M., Szewzyk, U. Microbial Aspect of a Bioreactor with Submerged Membranes for Aerobic Treatment of Municipal Wastewater, 2002.
71. Yoo SH, Kim HS , Chung YC. Water. Res 36:2695. 2002
72. Young-Jin Suh, Patrick Rousseaux An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios, 2001