

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA



Tesis presentada como parte de los requisitos de la Universidad Nacional del Litoral para la obtención del Grado Académico de **Doctor en Tecnología Química**

**Evaluación de tratamientos para aguas
residuales contaminadas con fármacos y
productos de higiene personal**



I N T E C
Instituto de Desarrollo Tecnológico para la Industria Química

Autor:

Ing. Ontiveros Guillermo Alejandro

Director:

Dr. Enrique A. Campanella

Jurados:

Dr. Miguel Isla

Dr. Miguel Mussati

Dr. Nicolás Scenna

Santa Fe, Argentina

2015

Dedicatoria

Al finalizar un trabajo laborioso y lleno de dificultades como lo es la elaboración de una tesis, es inevitable no sentirse orgulloso de este importante suceso y es imposible no recordar aquellos sacrificios por los que se tiene que atravesar para llevar a cabo un trabajo de investigación. Pero también en ese momento recuerdo que esto no lo hubiera podido lograr solo, pues muchas veces, me desanimé, perdí el entusiasmo y atravesé por dificultades, o simplemente las cosas no se dieron como uno quería, y es cuando entra toda esa gente que de una manera u otra siempre está aconsejando y ayudando cada vez que uno se rinde, dándonos ánimo y apoyo para seguir en busca de nuestros objetivos.

No encuentro mejor manera de agradecer a esas personas importantes en mi vida que siempre estuvieron listas para brindarme toda su ayuda que regresarles con unas cuantas palabras un poquito de todo lo que me han brindado.

Con todo mi cariño esta tesis se las dedico a

Mis padres y hermanos

Con todo mi cariño y mi amor para las personas que hicieron todo en la vida para que yo pudiera lograr mis sueños, por motivarme y darme la mano cuando sentía que el camino se terminaba, a ustedes por siempre mi corazón y mi agradecimiento.

Silvina

Por tu paciencia y comprensión. Por tu bondad y sacrificio me inspiraste a ser mejor para vos, ahora puedo decir que esta tesis lleva mucho de tu parte, gracias por estar siempre a mi lado.

Mis abuelas Andrea e Inés

Por su apoyo y ejemplo continuo, por darme fuerza cada vez que la necesitaba y confiar en mí. A pesar de que en el camino una de ellas no está presente físicamente perdura de forma espiritual en todos los momentos de mi vida.

Mi director Quique

Un agradecimiento particular le debo al Dr. Enrique Campanella que, como director de esta tesis, me ha orientado, corregido y apoyado en mi labor científica con un interés y entrega que ha sobrepasado, por lejos, todas las expectativas que como becario y aprendiz deposité en su persona.

Mis compañeros de oficina y amigos

Para aquellas personas que hacen del día a día una rutina apacible, no quiero olvidarme de aquellos que con su amistad incondicional me ayudan a disfrutar con alegría de los momentos buenos y afrontar con serenidad los malos.

Resumen

Una de las mayores preocupaciones en el ámbito ambiental es el riesgo de la contaminación de los cuerpos de agua asociados a las actividades realizadas por las poblaciones. Luego, la pronta identificación e investigación de los compuestos vertidos en los efluentes resulta fundamental. Un grupo de productos químicos, que recibe menos atención como potencial contaminante del medio ambiente, es el que incluye a los productos farmacéuticos y los componentes activos de los productos de cuidado personal (PPCPs, Pharmaceutical and Personal Care Products). Estos productos se utilizan en grandes cantidades en todo el mundo, y buena parte de los mismos son vertidos continuamente a través de los sistemas de aguas residuales domésticas.

Por otro lado, la escasa preocupación por diseñar procesos que, en su concepción, contemplen algún tipo de métrica que evalúe su rendimiento ambiental, permite abrir un tópico hacia la búsqueda de procesos que sean amigables con el medio ambiente, buscando impactar lo menos posible en el ambiente. Si a esta búsqueda de mejores procesos, se le agrega la evaluación de contaminantes raramente estudiados, la combinación resulta en un proceso de investigación complejo pero que, al mismo tiempo, reviste una gran importancia para la protección de la salud y el medio ambiente.

A través de los diferentes capítulos del presente trabajo se desarrollaron las diferentes temáticas relacionadas con el objetivo central de investigación, evaluar el comportamiento de un tipo especial de contaminantes emergentes, los PPCPs. Dicha evaluación, no fue efectuada de una manera genérica y en cada uno de los compartimentos ambientales existentes, sino que se apuntó al comportamiento de estos compuestos en los sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales. Para llevar a cabo esta compleja tarea fue necesario recurrir a dos herramientas fundamentales que permiten facilitar la tarea de análisis en cada uno de los posibles escenarios, estas herramientas son la simulación computacional de procesos y la utilización de métricas ambientales.

En el marco de la presente Tesis fueron realizadas diversas actividades académicas que contribuyeron y complementaron mi formación como becario doctoral:

- Publicaciones en Revistas Nacionales e Internacionales

“Evaluación del comportamiento de PPCP’S en dos procesos: Ludzack-Ettinger y Ludzack-Ettinger modificado”

Ontiveros G., Alberto L. y Campanella E. Revista Ingeniería Sanitaria y Ambiental N° 107, 32-35. AIDIS. Enero-Febrero, 2010.

“Estado de conocimiento sobre los procesos de sorción de PPCPs en barro activados”

Ontiveros G. y Campanella E. AUGM Domus Revista digital del Comité de Medio Ambiente. AUGM. Marzo, 2013.

“Environmental performance of biological nutrient removal processes from a life cycle perspective”

Ontiveros G. y Campanella E. ELSEVIER. Bioresource Technology.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.059>. Agosto, 2013.

- Presentaciones en Congresos y Conferencias

“Evaluación del comportamiento de fármacos y productos de higiene personal en plantas de tratamiento de líquidos cloacales”

Ontiveros G., Alberto L.R. y Campanella E., VI Congreso de Meio Ambiente de la AUGM. Universidad Federal de Sao Carlos. Sao Carlos - Brasil. Octubre de 2009.

“Evaluación del comportamiento de PPCPs en dos procesos: Ludzack-Ettinger y Ludzack-Ettinger modificado”

Ontiveros G., Alberto L. y Campanella E., 1er Congreso de la Región Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). Córdoba - Argentina. Septiembre de 2009.

“Simulación de PPCPs en dos procesos convencionales de remoción de nutrientes”

Ontiveros G. y Campanella E., VI Congreso Argentino de Ingeniería Química. Mar del Plata - Argentina. Septiembre de 2010.

“Discusión de modelos de barros activados ASM para la degradación de fármacos y fragancias en plantas de tratamiento”

Ontiveros G., XIV Encuentro de Jóvenes Investigadores de la Universidad Nacional del Litoral y el V Encuentro de Jóvenes Investigadores de Universidades de Santa Fe. Santa Fe - Argentina. Octubre de 2010.

“Incorporación de la Remoción Biológica de Nitrógeno a una planta de tratamiento convencional”

Ontiveros G., Congreso de Ciencias Ambientales COPIME 2011. Buenos Aires - Argentina. Octubre de 2011.

“Incorporación de la Remoción Biológica de Nitrógeno a una planta de tratamiento convencional”

Ontiveros G. y Campanella E., XVIII Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente de AIDIS Argentina. Buenos Aires - Argentina. Abril de 2012.

“Estado de conocimiento sobre los procesos de sorción de PPCPs en barros activados (Revisión)”

Ontiveros G. y Campanella E., VII Congreso de Medio Ambiente de la AUGM. La Plata - Argentina. Mayo de 2012.

“Análisis de ciclo de vida para procesos de remoción de nutrientes”

Ontiveros G. y Campanella E., VIII Congreso Regional del Ambiente. Rosario - Argentina. Octubre de 2012.

“Análisis de Ciclo de Vida para procesos de remoción de nutrientes”

Ontiveros G. y Campanella E., IV Congreso Intenacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua. Córdoba - Argentina. Noviembre de 2012.

“Life Cycle Analysis for nutrient removal processes”

Ontiveros G. y Campanella E., 13th International Conference on Properties and Phase Equilibria for Products and Process Design. Iguazu Falls, Argentina and Brazil. Mayo 2013.

Síntesis de los Capítulos

En el Capítulo 1 se realiza una breve introducción acerca de la problemática del recurso hídrico y la necesidad de gestionar este elemento vital. Se describe posteriormente los tipos de contaminantes responsables de degradar el recurso, para dar luego lugar a la definición de las aguas residuales municipales y su clasificación de acuerdo a las características de cada una. De forma posterior, se presenta la definición y clasificación de los contaminantes emergentes y describiendo especialmente al grupo de Fármacos y Productos de Cuidado Personal (PPCPs), objeto de estudio en el presente trabajo de investigación. Finalmente, se exponen los objetivos concretos de la investigación, la metodología de trabajo empleada y, como en cada capítulo posterior, la bibliografía consultada.

El desarrollo de los conceptos del tratamiento de las aguas residuales es abordado en el Capítulo 2, definiendo la unidad principal del tratamiento: la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR), su composición interna, los procesos físicoquímicos y biológicos involucrados, exponiendo las principales alternativas de diseño y funcionamiento de la misma. Posteriormente, se definen y resumen aquellas unidades básicas que son componentes necesarios de los sistemas de tratamiento a estudiar. Componentes que serán utilizados en las simulaciones, de las cuales es necesario conocer cada una de sus características y especificaciones técnicas, así como también las ventajas y desventajas de su incorporación dentro de un esquema.

En el Capítulo 3, se presenta la herramienta computacional utilizada con mayor frecuencia en este trabajo de investigación, la simulación computacional. Dicha herramienta ha introducido en los últimos años cambios importantes en las teorías y prácticas del diseño de los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales. Además, se describen aquellos modelos más utilizados para representar el comportamiento biológico dentro de una planta de tratamiento, el grado de complejidad que presenta cada uno y las ventajas y desventajas que conllevan su aplicación en determinados casos. Al final del capítulo se describen

las alternativas iniciales de tratamiento de aguas residuales evaluadas, también se presenta las primeras simulaciones llevadas a cabo utilizando un software específico (GPS-X 6.0, Hydromantis).

A través del Capítulo 4 se introduce a la temática de las métricas ambientales, recorriendo tres diferentes metodologías: el algoritmo de reducción de residuos (WAR), el análisis de ecoeficiencia de la BASF y el Análisis de Ciclo de Vida (ACV). Se trata con mayor profundidad la metodología de ACV, con una descripción de los distintos niveles de sofisticación existentes y finalmente el desarrollo del marco metodológico de trabajo para llevar adelante un ACV. Otros conceptos básicos como el Inventario del Ciclo de Vida, Análisis de Impactos del Ciclo de Vida y metodologías de cuantificación de impactos, también fueron desarrollados dentro del capítulo. Al final del Capítulo 4 se evaluaron cada una de las alternativas utilizando los datos generados en las simulaciones efectuadas en el Capítulo 3 y el software aplicado a la metodología de cuantificación de impactos elegida (OpenLCA, GreenDelta).

El Capítulo 5 se encuentra destinado a definir el estado del arte en el estudio del comportamiento de los Farmacéuticos y Productos de Cuidado Personal dentro de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales. Los principales procesos analizados dentro de este tópico son, la degradación aeróbica de este tipo de compuestos por los microorganismos presentes en el tratamiento y la sorción de los PPCPs sobre la biomasa presente en el sistema de depuración. Por último se describe una herramienta utilizada para predecir el comportamiento de sustancias orgánicas denominada Relaciones Lineales de Energías Libres, las ventajas de su aplicación y su actual utilidad para el caso de este tipo de compuestos.

Las simulaciones de las alternativas efectuadas anteriormente fueron retomadas en el Capítulo 6, incorporando los PPCPs dentro de cada uno de los sistemas, siendo necesario un cambio de escala del proceso que recree el ámbito donde fueron medidos dichos contaminantes. De esta manera, se intentó conocer el comportamiento de cada uno de estos compuestos dentro de una estación depuradora de aguas residuales, con el principal objetivo de determinar su posible destino dentro del tratamiento. Información que resultó fundamental para evaluar la performance ambiental, buscando que el vertido del efluente tratado y la gestión de los barros generados reduzcan el impacto ambiental global generado.

En el capítulo 7 se exponen las conclusiones más relevantes obtenidas a través de la realización del presente trabajo de investigación. Es principal objetivo de este capítulo recopilar aquella información más importante, en pos de determinar el estado actual de la temática abordada y las necesidades futuras para continuar ayudando con las problemáticas expuestas en cada uno de los capítulos desarrollados anteriormente.

Índice general

| | |
|---|-----------|
| Resumen | 5 |
| 1. Introducción | 3 |
| 1.1. Problemática del agua | 5 |
| 1.1.1. Situación actual | 5 |
| 1.2. La contaminación del agua | 7 |
| 1.2.1. Contaminantes del agua | 7 |
| 1.2.2. Recuperación y reúso del agua | 10 |
| 1.3. Aguas residuales municipales | 11 |
| 1.3.1. Origen y composición de las aguas residuales municipales | 11 |
| 1.3.2. Nitrógeno en aguas residuales | 14 |
| 1.3.3. Fósforo en aguas residuales | 16 |
| 1.3.4. Clasificación de las aguas residuales domésticas | 16 |
| 1.4. Contaminantes emergentes | 17 |
| 1.4.1. Sustancias emergentes de preocupación | 17 |
| 1.4.2. Farmacéuticos y Productos de Cuidado Personalg/L | 19 |
| 1.4.3. PPCPs en el ambiente | 25 |
| 1.5. Objetivos | 31 |
| 1.5.1. Objetivo de la tesis | 31 |
| 1.5.2. Metodología de trabajo empleada | 31 |
| 1.6. Bibliografía del Capítulo | 33 |
| 2. Tratamiento de Aguas Residuales | 37 |
| 2.1. Estación Depuradora de Aguas Residuales | 39 |
| 2.2. Esquema de una EDAR - Línea de Agua | 39 |
| 2.2.1. Pretratamiento | 39 |
| 2.2.2. Tratamiento Primario | 42 |
| 2.2.3. Tratamiento Físicoquímico | 44 |
| 2.2.4. Tratamiento Secundario | 45 |
| 2.2.5. Tratamiento Terciario | 52 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 2.3. | Esquema de una EDAR - Línea de Fangos | 54 |
| 2.3.1. | Espesador | 55 |
| 2.3.2. | Digestión Aeróbica | 56 |
| 2.3.3. | Digestión Anaerobia | 61 |
| 2.3.4. | Manejo de barros | 64 |
| 2.4. | Procesos Biológicos de Remoción de Nutrientes | 76 |
| 2.4.1. | Remoción Biológica de Nitrógeno | 76 |
| 2.4.2. | Procesos Biológicos de remoción de Nitrógeno y Fósforo | 78 |
| 2.5. | Bibliografía del Capítulo | 82 |
| 3. | Simulación de EDARs | 85 |
| 3.1. | Simuladores de EDARs | 87 |
| 3.2. | Modelo de barros activados | 88 |
| 3.2.1. | Modelos dinámicos y estructurados | 89 |
| 3.3. | Modelo de barros activados ASM | 92 |
| 3.3.1. | Modelo ASM1 | 93 |
| 3.3.2. | Modelo ASM2 | 97 |
| 3.3.3. | Modelo ASM3 | 98 |
| 3.4. | Otros modelos disponibles | 99 |
| 3.4.1. | Modelo MANTIS | 100 |
| 3.4.2. | Modelo MANTIS2 | 100 |
| 3.5. | Comentarios finales | 101 |
| 3.6. | Simulaciones en GPS-X | 102 |
| 3.6.1. | Simulaciones de plantas de tratamiento para remoción de nitrógeno | 102 |
| 3.6.2. | Simulaciones de plantas de tratamiento para remoción de nutrientes | 107 |
| 3.7. | Discusión de los resultados obtenidos | 112 |
| 3.8. | Bibliografía del Capítulo | 114 |
| 4. | Métricas Ambientales | 117 |
| 4.1. | Algoritmo de reducción de residuos | 119 |
| 4.1.1. | Descripción General | 120 |
| 4.1.2. | Categorías de impacto ambiental | 121 |
| 4.2. | Análisis de Ecoeficiencia de la BASF | 123 |
| 4.2.1. | Objetivo | 123 |
| 4.2.2. | Cálculo de la Ecoeficiencia | 125 |
| 4.2.3. | Normalización y Ponderación | 128 |

| | |
|---|------------|
| 4.2.4. Representaciones Gráficas | 128 |
| 4.3. Análisis del Ciclo de Vida | 130 |
| 4.3.1. Introducción | 130 |
| 4.3.2. Aplicación | 131 |
| 4.3.3. Niveles de sofisticación según la aplicación | 132 |
| 4.4. Comentarios sobre las metodologías | 143 |
| 4.5. Aplicación del ACV | 145 |
| 4.5.1. Resultados del ACV | 145 |
| 4.6. Comentarios finales | 153 |
| 4.7. Bibliografía del Capítulo | 155 |
| 5. Evaluación del comportamiento de los PPCP en EDARs | 159 |
| 5.1. Introducción | 161 |
| 5.2. Eliminación durante el tratamiento primario | 162 |
| 5.3. Degradación de PPCPs en EDARs | 163 |
| 5.3.1. Cinética de degradación | 166 |
| 5.3.2. Consideraciones Finales | 169 |
| 5.4. Sorción de PPCPs | 173 |
| 5.4.1. Sorción de PPCPs en lodos secundarios | 173 |
| 5.4.2. Sorción de PPCPs en lodos digeridos | 183 |
| 5.4.3. Consideraciones Finales | 185 |
| 5.5. Bibliografía del Capítulo | 186 |
| 6. Simulaciones de PPCPs en EDARs | 191 |
| 6.1. Simulaciones incluyendo los PPCPs | 193 |
| 6.1.1. Tratamiento Convencional | 194 |
| 6.1.2. Proceso UCTM | 194 |
| 6.1.3. Proceso Bardenpho de 5 Etapas | 195 |
| 6.1.4. Resultados obtenidos | 196 |
| 6.1.5. Discusión de los resultados obtenidos | 203 |
| 6.2. Métricas ambientales incluyendo los PPCPs | 204 |
| 6.2.1. Resultados obtenidos | 205 |
| 6.2.2. Discusión de los resultados obtenidos | 208 |
| 6.3. Bibliografía del Capítulo | 211 |
| 7. Conclusiones | 215 |
| 7.1. Conclusiones generales | 215 |
| 7.2. Conclusiones específicas | 217 |

| | |
|--|------------|
| Índice de Figuras | 224 |
| Índice de Tablas | 228 |
| Nomenclatura | 229 |
| Agradecimientos | 231 |
| A. Apéndices | 233 |
| A.1. Introducción | 233 |
| A.1.1. Características de las aguas residuales | 233 |
| A.1.2. Contaminantes Emergentes | 237 |
| A.1.3. Farmacéuticos y Productos de Cuidado Personal (PPCPs) | 239 |
| A.1.4. Bibliografía | 249 |
| A.2. Tratamiento de Aguas Residuales | 251 |
| A.2.1. Línea de Aguas | 251 |
| A.2.2. Líneas de Fangos | 252 |
| A.2.3. Manejo de Biosólidos | 253 |
| A.2.4. Bibliografía | 258 |
| A.3. Modelos de barros activados | 260 |
| A.3.1. Matriz de Petersen | 260 |
| A.3.2. Modelos ASM | 260 |
| A.3.3. Diferencias entre los Modelos de Barros Activados | 265 |
| A.3.4. Modelo MANTIS2 | 267 |
| A.3.5. Bibliografía | 269 |
| A.4. Métricas Ambientales | 270 |
| A.4.1. Análisis de Ciclo de Vida | 270 |
| A.4.2. OpenLCA | 275 |
| A.4.3. Resultados ACV | 276 |
| A.4.4. Bibliografía | 276 |
| A.5. Información adicional de los PPCPs | 278 |
| A.5.1. Eliminación de PPCPs durante el tratamiento convencional de aguas residuales | 278 |
| A.5.2. Bibliografía | 283 |
| A.6. Resultados de simulaciones | 284 |
| A.6.1. Simulaciones en GPS-X | 284 |

1. Introducción

El agua es un recurso natural de vital importancia para todas las formas de vida, incluyendo la humana. La intervención del hombre en el ciclo hidrológico y la modificación de su régimen natural producen impactos de diversos tipos, afectando tanto a la calidad propia del recurso como la del entorno ambiental donde se encuentra inmerso. El buen manejo del agua se encuentra principalmente limitado por dos elementos: el primero, deriva de la falta de concientización del uso racional del recurso por parte de la población y el segundo, del inadecuado saneamiento de los efluentes generados por las diversas actividades desarrolladas por el hombre. Mientras que el primero está relacionado con los hábitos culturales, muchas veces por cierta facilidad al acceso del recurso; el segundo está netamente ligado al grado de desarrollo socioeconómico y a los avances científico-tecnológicos destinados a devolverle al agua utilizada su composición natural o una muy similar a ésta.

La industria química ha generado en los últimos años miles de nuevos compuestos, que diariamente se convierten en residuos o contaminantes de las aguas del planeta, y que hace tan solo unos años no existían o no eran de preocupación. Muchos son descargados a través de las aguas residuales hacia el medio ambiente. Dentro de estos miles de contaminantes se encuentran las sustancias o compuestos de preocupación (ESOCs, del inglés Emerging Substances of Concerns), término que hace referencia a aquellos contaminantes previamente desconocidos o no reconocidos como tales, cuya presencia en el planeta no

es necesariamente nueva pero sí lo es la preocupación por sus posibles efectos sobre la salud humana o el ambiente. Dentro de este grupo se encuentran los Farmacéuticos y Productos de Cuidado Personal (PPCPs, en inglés, Pharmaceuticals and Personal Care Products), un conjunto de sustancias presentes en productos empleados para el cuidado de la salud humana, estética corporal y cosmetología, y además, en aquéllos utilizados por la agroindustria para mejorar la salud y el crecimiento del ganado.

Constituido por muchas sustancias de origen orgánico, el grupo de PPCPs incluye a compuestos hallados en medicamentos terapéuticos, veterinarios, fragancias y cosméticos. El mayor problema que representan estas sustancias, en la actualidad, es el parcial desconocimiento sobre sus efectos, la ausencia de reglamentación que determinen sus concentraciones máximas admisibles en los vertidos, la carencia de medición de sus concentraciones en los diversos compartimentos ambientales, su comportamiento en los procesos de depuración y la eficiencia de los posibles tratamientos aplicables para su eliminación. Además, si a todo esto se le agrega el uso masivo que experimentan día a día, incrementando en número y cantidad en los diferentes compartimentos ambientales, surge la imperiosa necesidad de analizarlos y determinar su comportamiento.

1.1. Problemática del agua

1.1.1. Situación actual

La tierra contiene un estimado de 1400 millones de km^3 . Sólo un 0,003 % de esta gran cantidad, alrededor de 45 000 km^3 reúnen las propiedades necesarias para considerarlos recursos de agua dulce, utilizados para bebida, higiene, agricultura e industria. Sin embargo, esta cantidad total no se encuentra del todo accesible. De hecho, solo una cantidad entre 9000 y 14 000 km^3 están económicamente disponibles para su aprovechamiento, que sería una mínima cantidad si se compara con el total de agua en la Tierra.

Por otro lado, los porcentajes de consumo de agua por sector de actividad son muy variables, dependiendo del lugar donde se efectúe el análisis. En Sudamérica, el desglose efectuado por la FAO (2011), indica que un 70 % del consumo de agua es destinado a la agricultura, un 10 % es empleado dentro de las actividades industriales y, finalmente, un valor cercano al 20 % es utilizado en actividades domésticas.

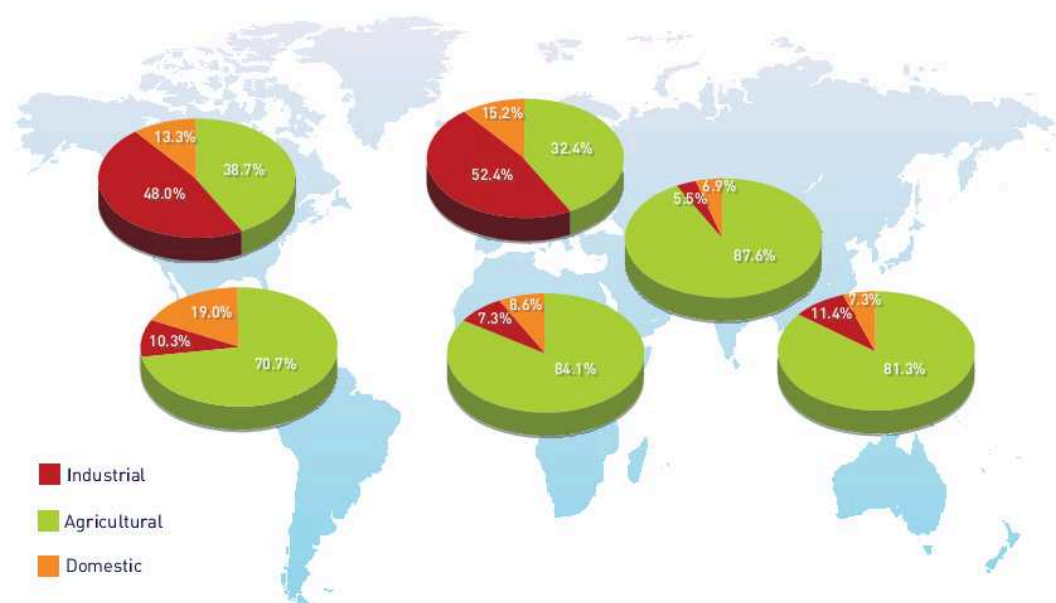


Figura 1.1.: Desglose del uso de agua dulce en países desarrollado y en vías de desarrollo. FAO (2011)

Se entiende por consumo doméstico de agua por habitante, a la cantidad de agua que dispone una persona para sus necesidades diarias de consumo, aseo, limpieza, riego, etc. La misma se mide en litros por habitante por día, $L/hab \cdot d.$,

por lo que éste se convierte en un valor representativo de las necesidades y/o consumo real de agua dentro de una comunidad o población y, por consiguiente, refleja también de manera indirecta su nivel de desarrollo económico y social. Este indicador social se obtiene a partir del suministro medido por medidores o contadores, estudios locales, encuestas o estimada a partir de la cantidad total suministrada a una comunidad dividida por el número de habitantes (Barut, 2004).

En Argentina, más precisamente en Santa Fe, el consumo diario de agua se estima en $400 \text{ L}/\text{hab} \cdot \text{d}$, por año se traduce en $1460 \text{ m}^3/\text{hab} \cdot \text{año}$, valor que se encuentra cercano al máximo de consumo que se estima en nuestro país.

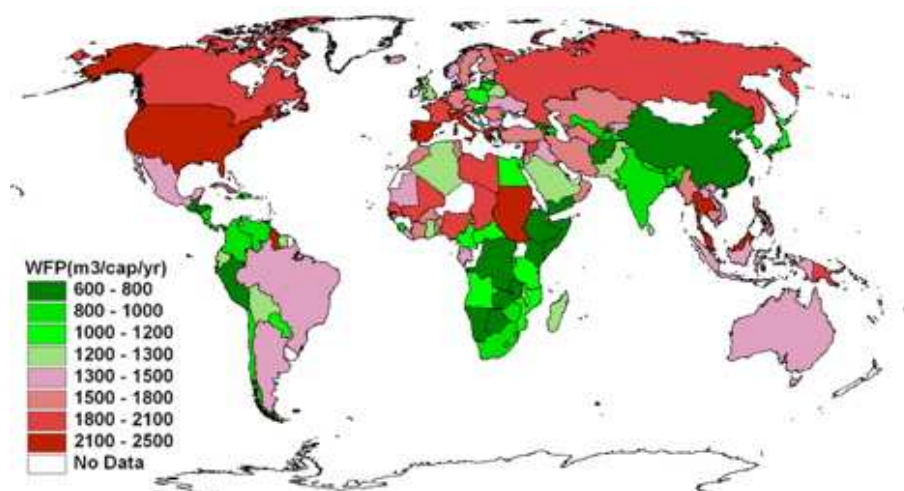


Figura 1.2.: Consumo de agua per cápita en los diferentes países del mundo. ONU (2012)

Al menos 15% de la población perteneciente a los países en desarrollo, 2.5 billones de personas, carecen de condiciones sanitarias favorables, y al menos 884 millones de personas permanecen sin acceso a agua potable segura. Ante la dificultad de disponer de agua potable para consumo humano en muchos lugares del planeta, se ha consolidado un concepto intermedio, el agua segura como el agua que no contiene bacterias peligrosas, metales tóxicos disueltos, o productos químicos dañinos a la salud, y es por lo tanto considerada segura para beber, se emplea cuando el suministro de agua potable está comprometido. Es un agua que no resulta perjudicial para el ser humano, aunque no reúna las condiciones ideales para su consumo.

La mala calidad del agua y el saneamiento irregular afectan gravemente el estado sanitario de la población: sólo el consumo de agua contaminada causa 5,000,000

de muertes al año, según informes de las Naciones Unidas, que declararon del 2005 al 2015 la "Década de la acción". El último informe provisto por la ONU (2012), "la gestión del agua en un contexto de incertidumbre y riesgo", revela que el cambio climático y el crecimiento demográfico amenazan directamente los recursos hídricos del planeta.

1.2. La contaminación del agua

La contaminación del agua es uno de los mayores problemas globales, la cual se produce cuando el vertido o depósito de algún material o sustancia tóxica afecta al comportamiento habitual y característico del agua. La contaminación de los recursos hídricos puede provenir tanto de fuentes naturales como los procesos de erosión del suelo, erupción de volcanes, incendios forestales. O también pueden ser resultado de la actividad humana a través de descargas de efluentes industriales y domésticos, por el empleo de agroquímicos y su posterior lixiviado o escorrentía desde el lugar de aplicación (Echarri, 2008). Como los ejemplos citados anteriormente lo demuestran, las fuentes de contaminación pueden ser puntuales (se concentra en un espacio determinado) o difusas (se extienden a lo largo de una zona).

Las actividades humanas que utilizan agua generan siempre un rechazo de la misma, la cual posee características diferentes de aquellas propiedades físicas y/o químicas iniciales. Como resultado de las descargas en los distintos cuerpos de agua de este rechazo, a veces sin el adecuado tratamiento, las propiedades intrínsecas de los cursos naturales son alteradas, directa o indirectamente, y de una forma que puede ser leve, grave o moderada. Por lo tanto, la depuración del agua resulta necesaria para remover aquellos componentes dañinos o reducirlos a una adecuada concentración, tal que puedan ser absorbidos naturalmente en el balance natural del ambiente. Estas cantidades se encuentran habitualmente reguladas en cada lugar donde se efectúa el vertido (USEPA, 2004).

1.2.1. Contaminantes del agua

Los contaminantes específicos del agua, aquéllos que llevan a cabo una degradación de la calidad de la misma, incluyen a un amplio rango de compuestos químicos, patógenos y también a los cambios físicos producidos en la temperatura, coloración y/o radiactividad de la misma. Mientras que muchas de las sustancias

químicas pueden presentarse en el agua de manera natural, la concentración es la clave para determinar si se está en presencia de un elemento proveniente de un proceso natural o como consecuencia de una actividad humana contaminante.

1.2.1.1. Contaminantes biológicos

Son los diferentes tipos de bacterias, virus, protozoos y otros organismos que transmiten enfermedades como el cólera, tífus, gastroenteritis, hepatitis, etc. En los países en vías de desarrollo las enfermedades producidas por estos patógenos son uno de los motivos más importantes de muerte prematura, sobre todo de niños. Normalmente estos microbios llegan al agua en las heces y otros restos orgánicos que producen las personas infectadas. Por esto, un buen índice para medir la salubridad de las aguas, en lo que se refiere a estos microorganismos, es el número de bacterias coliformes presentes en el agua.

1.2.1.2. Contaminantes químicos

Representan el grupo de contaminantes más importante debido a su gran número y diseminación. Como contaminante químico se entiende toda sustancia orgánica o inorgánica, natural o sintética, que tiene probabilidades de perjudicar la salud de las personas en alguna forma o causar un efecto negativo en el medio ambiente. El grado de peligrosidad de los contaminantes químicos se puede evaluar según los siguientes parámetros: explosividad, inflamabilidad, toxicidad, reactividad y poder corrosivo.

Desechos orgánicos Los residuos orgánicos producidos por los seres humanos y ganado (p. ej. heces y otros materiales que pueden ser descompuestos por bacterias aeróbicas) son sustancias que contribuyen al consumo de oxígeno disuelto presente en el agua. Cuando este tipo de desechos se encuentran en exceso, la proliferación de bacterias agota el oxígeno, y como consecuencia, muchos peces y otros seres vivos que necesitan oxígeno ya no pueden vivir en estas aguas. Unos buenos indicadores que miden el grado de la contaminación por los desechos orgánicos son la cantidad de oxígeno disuelto (OD), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) o la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO).

Compuestos orgánicos Muchas moléculas orgánicas como las presentes en el petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, disolventes, detergentes, etc. acaban en el agua y pueden permanecer, en algunos casos, largos períodos de tiempo, ya que algunos son productos fabricados por el hombre y tienen estructuras moleculares complejas difíciles de degradar por los microorganismos. Su presencia en el agua es un factor de riesgo importante para los seres vivos, algunos pueden presentar toxicidad aguda y otros no ser tan tóxicos, pero aún así son peligrosos al ser utilizados extensivamente.

Sustancias químicas inorgánicas Se denomina sustancia inorgánica a toda sustancia que carece de enlaces entre átomos de carbono e hidrógeno. En este grupo están incluidos ácidos, sales y metales tóxicos como el mercurio y el plomo. Si estos compuestos presentan alta toxicidad o se encuentran en altas concentraciones también pueden causar los mismos daños que los contaminantes orgánicos.

Nutrientes inorgánicos Los nitratos y fosfatos son sustancias solubles en agua que necesitan las plantas para su desarrollo, si se encuentran en cantidad excesiva inducen un crecimiento desmesurado de algas y otros organismos que luego provocan la eutrofización de las aguas. Cuando estas algas y otros organismos mueren son descompuestos por otros microorganismos que agotan el oxígeno e imposibilitan la vida de otros seres vivos. El resultado es un cuerpo de agua inutilizable para el soporte de las diferentes formas de vida que en él habitaban.

1.2.1.3. Contaminantes físicos

Este grupo de contaminantes se caracteriza por estar relacionados con distintas formas de energía que originan cambios en el agua. Los cambios que se perciben con mayor frecuencia por este tipo de contaminación son alteraciones en la temperatura, coloración, sólidos suspendidos, radiactividad y espuma. El agua caliente liberada por centrales de energía o procesos industriales eleva la temperatura de ríos o embalses con lo que disminuye su capacidad de contener oxígeno y afecta a la vida de los organismos. Este proceso se conoce como contaminación térmica.

Sedimentos y materiales suspendidos Muchas partículas son removidas del suelo y arrastradas hacia las aguas. Junto con otros materiales presentes en

suspensión en las aguas son la mayor fuente de contaminación del agua en términos de masa total. La turbidez que provocan en el agua dificulta la vida de algunos organismos, y los sedimentos que se van acumulando destruyen sitios de extracción, rellenan los lagos o pantanos y obstruyen canales, ríos y puertos.

Sustancias radiactivas Isótopos radiactivos solubles pueden estar presentes en el agua y, a veces, se pueden ir acumulando a lo largo de las cadenas tróficas, alcanzando concentraciones considerablemente más altas en algunos tejidos vivos que las que tenían en el agua.

1.2.2. Recuperación y reúso del agua

La recuperación del agua se obtiene a través del tratamiento o procesamiento de las aguas residuales para hacerla reutilizable, la cual reúne una determinada fiabilidad dada por el tratamiento y, además, alcanza determinados criterios estándar en el valor de ciertos parámetros del agua. La reutilización del agua, es el uso de las aguas residuales tratadas en otras actividades beneficiosas, tales como la irrigación de zonas especiales o, a nivel industrial, como corrientes de enfriamiento o calentamiento. Las aguas residuales municipales tratadas pueden presentarse como una fuente fiable y significativa de agua entrante, si se la compara con las aguas residuales procedentes de retornos agrícolas, escorrentías de aguas pluviales y vertidos industriales.

En muchas comunidades donde se aproximan al límite de sus reservas de agua disponibles, la recuperación y reutilización del agua se ha convertido en una opción atractiva para conservar y ampliar el suministro de agua disponible mediante la posibilidad de: (1) la sustitución por agua tratada en aplicaciones que no requieren de un suministro de agua de alta calidad, (2) el aumento de las fuentes de agua, proporcionando una alternativa al suministro que ayude a satisfacer las necesidades de agua presentes y futuras, (3) la protección de los ecosistemas acuáticos, disminuyendo la desviación de agua dulce, reduciendo la cantidad de nutrientes y otros contaminantes tóxicos emitidos en el medio acuático, (4) la reducción de la necesidad de estructuras para el control del agua, y (5) el cumplimiento de las regulaciones ambientales mediante una mejor gestión del consumo de agua y descarga de aguas residuales.

Debido al incremento del consumo de agua y su respectiva proporción de aguas residuales vertidas en los cauces naturales, tratadas o no, las fuentes posibles de agua potable ahora contienen muchos de los mismos componentes que se

encuentran en el agua regenerada. Gran parte de la investigación se ocupa de la reutilización del agua potable, directa e indirecta, también se ha convertido relevante la reutilización indirecta no planificada, que se produce cuando se utilizan fuentes que contienen descargas de aguas residuales como suministro del proceso de potabilización del agua de consumo.

En relación al estudio de la calidad de estas posibles fuentes de agua, generado por el interés de los investigadores y la preocupación de la población, se han llevado a cabo muchos estudios de los distintos compuestos hallados en aguas tratadas. Recientemente, el seguimiento e información de aquellas sustancias inorgánicas emergentes (que se encuentran en trazas), como los subproductos de la desinfección, compuestos farmacológicamente activos, y productos de cuidado personal, han tomado una mayor relevancia. Sin embargo, las consecuencias sobre la salud humana a largo plazo, de la mayor parte de estos contaminantes traza aún no han sido entendidas completamente y requieren de un mayor estudio.

1.3. Aguas residuales municipales

1.3.1. Origen y composición de las aguas residuales municipales

Este tipo de aguas residuales son inicialmente generadas por residencias, instituciones, locales comerciales y pequeñas industrias, posteriormente son recolectadas a través del sistema de aguas cloacales. El agua residual doméstica es aquella que ha sido utilizada por una comunidad y la cual contiene inmensidad de materiales agregados durante su utilización. Ésta se compone de los residuos del cuerpo humano (aguas negras) y de aquellas aguas grises resultantes del aseo personal, lavado de ropa, preparación de comida y limpieza de utensilios de cocina.

Generalmente se encuentran constituidas por elevado porcentaje de agua, cerca de 99.9% y apenas 0.1% de sólidos suspendidos, coloidales y disueltos cuya naturaleza puede ser física, química y biológica. Otra clasificación importante de los materiales suspendidos o disueltos en el agua es su composición orgánica o inorgánica. La mayor parte de la materia orgánica está compuesta por residuos alimenticios, heces, material vegetal y material residual diverso como el de jabones y detergentes sintéticos. La materia inorgánica presente en las aguas

residuales está formada principalmente por arena y sustancias minerales disueltas.

El agua residual también contiene pequeñas concentraciones de gases disueltos. Entre ellos, el más importante es el oxígeno, que proviene del aire que eventualmente entra en contacto con la superficie del agua residual en movimiento. Además, el agua residual puede contener otros gases, como el dióxido de carbono, resultante de la descomposición de la materia orgánica, nitrógeno disuelto de la atmósfera, sulfuro de hidrógeno formado por la descomposición de compuestos orgánicos, gas amoníaco y ciertas formas inorgánicas de azufre. Mayor información acerca de la composición del agua residual puede ser encontrada en la página 232 del Apéndice.

1.3.1.1. Demanda de Oxígeno y Materia Orgánica

Cerca del 75% de los sólidos en suspensión y del 40% de los sólidos filtrables de un agua residual de concentración media son de naturaleza orgánica. Son sólidos que provienen de los reinos animal y vegetal, así como de las actividades humanas relacionadas con la síntesis de compuestos orgánicos. Los compuestos orgánicos están formados normalmente por combinaciones de carbono, hidrógeno y oxígeno, con la presencia en determinados casos de nitrógeno. También pueden estar presentes otros elementos como azufre, fósforo o hierro. Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en el agua residual son las proteínas (40-60%), hidratos de carbono (25-50%) y grasas y aceites (10%).

Para poder evaluar el daño que pueden llegar a producir las aguas residuales se emplean diversas técnicas destinadas a cuantificar determinados parámetros, luego éstos también son utilizados para caracterizarla. Para aquellas aguas residuales que tienen una composición más o menos constante, un parámetro que se emplea habitualmente es la cantidad de carbono presente en las mismas, ya sea midiendo directamente el contenido de Carbono Orgánico Total (*COT*), en inglés conocido como TOC, o indirectamente, midiendo la capacidad reductora del carbono existente en dichas aguas. Estos últimos parámetros son más frecuentemente utilizados y se conocen como Demanda Química de Oxígeno (*DQO*) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (*DBO*). Así, con estas técnicas se puede determinar la cantidad de materia orgánica factible de descomposición que se encuentra presente en el agua contaminada.

Carbono Orgánico Total (COT) Es un indicador de los compuestos orgánicos, fijos o volátiles, naturales o sintéticos, presentes en el agua residual. Su medida facilita la estimación de la demanda de oxígeno ligada a los vertidos y establece una correlación con la *DBO* y la *DQO*. Las pruebas para la determinación del carbono orgánico total (*COT*) se basan en la oxidación del carbono existente en la materia orgánica, la cual libera como resultado de la reacción CO_2 . La determinación del CO_2 se obtiene por medio de la absorción en hidróxido de potasio (*KOH*) o mediante la utilización del analizador infrarrojo.

Demanda Teórica de Oxígeno (DteO) La demanda teórica de oxígeno, *DTeO*, representa la cantidad estequiométrica de oxígeno requerida para oxidar completamente un compuesto. Normalmente se expresa en mgO_2/L , es un valor calculado analíticamente y solo puede ser evaluado correctamente si se conoce la composición analítica del agua residual, lo cual la hace una práctica habitual muy poco utilizada y además limitada.

Demanda Química de Oxígeno (DQO) La *DQO* es la cantidad de oxígeno, en mgO_2/L , consumido en el proceso de oxidación de las sustancias reductoras presentes en el agua residual. Para el ensayo se emplean oxidantes químicos, como el permanganato o el dicromato de potasio. Su amplia versatilidad permite que el ensayo de la *DQO* se emplee para medir el contenido de materia orgánica tanto de las aguas naturales como de aquellas residuales. En el ensayo, se emplea una solución ácida de permanganato o dicromato de potasio. Este proceso oxida casi todos los compuestos orgánicos en dióxido de carbono y agua, la reacción se completa llegando en la mayoría de los casos a oxidar más de un 95 % de la cantidad presente en una muestra.

La ventaja de las mediciones de *DQO* es que los resultados se obtienen rápidamente (3 horas), pero tienen la desventaja de que no ofrecen ninguna información de la proporción y tipo de compuestos presentes en el agua residual, tampoco puede establecer si éstos son factibles de ser oxidados por bacterias (biodegradabilidad) y menos aún a qué velocidad el proceso de degradación biológica puede ser llevado a cabo.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) La *DBO* es la cantidad de oxígeno, en mgO_2/L , consumido en la oxidación bioquímica de la materia orgánica, bajo condiciones determinadas de tiempo y temperatura. Normalmente se emplea la

DBO_5 donde se mide el oxígeno consumido por las bacterias durante la oxidación de la materia orgánica presente en el agua residual, durante 5 días a 20 °C. Resulta el parámetro de contaminación orgánica más ampliamente empleado, más aún que la propia DBO_u , la cantidad de oxígeno requerida para una completa biodegradación. La determinación del mismo está relacionada con la medición del oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica.

La demanda de Oxígeno Disuelto de las aguas residuales se debe a tres clases de materiales:

- Materia orgánica carbonosa usada como fuente de alimentación por los organismos aerobios.
- Nitrógeno oxidable derivado de nitritos, amoníaco y compuestos de nitrógeno orgánico, que sirven de sustrato para bacterias específicas del género Nitrosomas y Nitrobacter.
- Compuestos reductores químicos, como sulfitos (SO_3^{-2}), sulfuros (S^{-2}) y el ión ferroso (Fe^{+2}) que son oxidados por oxígeno disuelto.

Finalmente, es aparente que:

$$DTeO > DQO > DBO_u > DBO_5$$

Si bien no hay relación general entre las diferentes medidas de demandas de oxígeno, para aguas domésticas no tratadas, una gran cantidad de mediciones han dado lugar a las siguientes relaciones aproximadas:

$$DBO_5/DQO \leq 0.5$$

$$DBO_5/DBO_u \leq 1.5$$

La presencia de aguas residuales industriales y agrícolas en la red cloacal estudiada puede alterar las relaciones mencionadas.

1.3.2. Nitrógeno en aguas residuales

En las aguas residuales el nitrógeno se encuentra en 4 formas básicas: nitrógeno orgánico, amonio, nitrito y nitrato. El nitrógeno orgánico presente en el agua se encuentra formando parte de compuestos tales como proteínas, polipéptidos y aminoácidos. Si las aguas residuales son frescas, el nitrógeno se encuentra en

forma de úrea y compuestos proteínicos, pasando posteriormente a forma amoniacal (NH_3, NH_4^+) por descomposición bacteriana. A medida que el agua se estabiliza, por oxidación bacteriana en medio aerobio, se generan nitritos (NO^{-2}) y posteriormente nitratos (NO^{-3}). El predominio de la forma de nitrato en un agua residual es un fiel indicador de que el residuo se ha estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno.

Nitrógeno Kjeldahl El método Kjeldahl mide la cantidad de nitrógeno, transformando en amoníaco los compuestos de origen biológico citados anteriormente, pero no contabiliza los compuestos nitrogenados de origen industrial (oximas, hidracina y derivados, etc.) ni el nitrógeno procedente de iones como los nitritos y nitratos. Es decir, refleja la cantidad total de nitrógeno oxidable en el agua analizada, sumando el nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas y ácidos nucleicos en diversos estados de degradación, úrea, aminas, etc.) y el ion amonio (NH_4^+). El nitrógeno Kjeldahl también es un indicador muy utilizado en ingeniería sanitaria y un parámetro importante en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (*EDARs*) ya que permite conocer la cantidad de nitrógeno capaz de ser nitrificado a nitritos, luego a nitratos y, posteriormente, la factibilidad de ser desnitrificado a nitrógeno gaseoso (N_2). En aguas residuales domésticas se presentan en el rango de 25 a 50 mg/L.

Nitrógeno Amoniacal El nitrógeno amoniacal se encuentra en forma natural en las aguas superficiales y residuales. Se produce en gran parte por la desaminación de los compuestos orgánicos nitrogenados y por hidrólisis de la úrea. Se han desarrollado diversos métodos analíticos para determinar la concentración de iones de amonio en aguas residuales se encuentran habitualmente en el rango de 15 a 35 mg/L.

Nitritos y nitratos Los iones nitrato (NO_3^-) y nitrito (NO_2^-) son aniones inorgánicos de origen natural que forman parte del ciclo del nitrógeno y representan el total de nitrógeno oxidado. El nitrato se encuentra sólo en pequeñas cantidades en las aguas residuales domésticas, pero dentro de las plantas de tratamiento puede encontrarse en grandes concentraciones dado que es un nutriente esencial para muchos autótrofos fotosintéticos y puede ser determinante para su crecimiento. Por otro lado, el nitrito es un estado intermedio de la oxidación del nitrógeno, tanto en la oxidación del amoníaco a nitrato como en la reducción del

nitrate. Esa oxidación y reducción pueden ocurrir en plantas de tratamiento de aguas residuales.

Nitrógeno Total Es la suma de los tres parámetros anteriores, como su nombre lo indica, representa la cantidad total de nitrógeno presente en agua residual. Es poco utilizada en el ámbito del tratamiento de aguas residuales debido a su dificultad de medir pero, esencialmente, porque no brinda la información necesaria requerida en el proceso (representa la suma de los compuestos nitrogenados orgánicos e inorgánicos).

1.3.3. Fósforo en aguas residuales

Otro componente del agua residual importante para los microorganismos es el fósforo. El fósforo, como el nitrógeno, es un elemento esencial para el crecimiento biológico. En el agua residual el fósforo se encuentra en 3 formas: ortofosfatos solubles, polifosfatos inorgánicos y fosfatos orgánicos. El ortofosfato es la forma más fácilmente asimilable por los microorganismos y se utiliza como un parámetro de control en los procesos biológicos de eliminación de fósforo.

Fósforo Total En las plantas de tratamiento se miden, muy a menudo, el fósforo total del influente y efluente de la planta. El fósforo total es la suma de los compuestos de las tres formas de fósforo. Las aguas residuales domésticas tienen una concentración de fósforo total de aproximadamente 5 a 15 mg/L. Es importante recalcar que la descarga tanto de fósforo como de nitrógeno debe ser controlada porque puede provocar un crecimiento excesivo de algas en las aguas receptoras.

1.3.4. Clasificación de las aguas residuales domésticas

Una forma muy simple de clasificar las aguas residuales domésticas es a través de su contenido de materia orgánica. A mayor cantidad de materia orgánica presente en el agua residual mayor graduación tendrá la misma. Esta graduación es juzgada por la cantidad de DBO_5 o DQO presente y es gobernada por dos parámetros, el consumo de agua potable y la cantidad media de materia orgánica generada por la población. A una misma cantidad generada de materia orgánica, aquellos lugares donde el consumo de agua es alto ($350-400 L/hab \cdot d$) el agua

1.4 Contaminantes emergentes

residual tenderá a ser de composición débil, $DBO_5 = 200-250 \text{ mg/L}$. Mientras que la graduación tenderá a ser fuerte, $DBO_5 > 500 \text{ mg/L}$, cuando el consumo de agua es menor entre $40-100 \text{ L/hab} \cdot \text{d}$. Sin embargo, existen diversas características que pueden influir sobre estos parámetros tales como la región (temperatura), cultura (alimentación), nivel de desarrollo (cobertura de saneamiento), etc.

Una clasificación del agua residual domiciliaria, en términos de la concentración de DBO_5 y DQO , es presentada a continuación en la Tab. 1.1.

Tabla 1.1.: Graduación del agua residual en términos de DBO_5 y DQO

| Graduación | DBO_5 (mg/L) | DQO (mg/L) |
|------------|----------------|--------------|
| Débil | <200 | <400 |
| Media | 350 | 700 |
| Fuerte | 500 | 1000 |
| Muy fuerte | >750 | >1500 |

En Argentina el primer factor, el consumo promedio de agua, se encuentra alrededor de los $350 \text{ L/hab} \cdot \text{d}$. El otro factor determinante de la graduación del agua residual doméstica, la cantidad de residuo orgánico producido por habitante, también denominada carga orgánica diaria por cápita, puede variar dependiendo de la región y las diferencias pueden ser grandes a nivel cualitativo y cuantitativo dada la particularidad de los desechos del cuerpo y las dietas adoptadas. Un valor promedio en países en vías de desarrollo es de $40 \text{ g}DBO_5/\text{hab} \cdot \text{d}$, en Argentina el aporte medio es de aproximadamente $60 \text{ g}DBO_5/\text{hab} \cdot \text{d}$.

1.4. Contaminantes emergentes

1.4.1. Sustancias emergentes de preocupación

Recientemente la comunidad científica ha modificado el término contaminantes emergentes para reflejar la realidad de que no todas las sustancias pertenecientes a este grupo son contaminantes. Si bien este término es usado frecuentemente, el término sustancias emergentes de preocupación (ESOCs en su denominación en inglés) ha tomado mayor relevancia reconociendo que algunas sustancias de origen natural no son consideradas contaminantes (EARD, 2008). La inclusión de los términos “emergentes” y “preocupación” son importantes porque reflejan el estado actual de la ciencia y la legislación hacia este grupo. Otros

términos como “microconstituyentes” también suelen ser utilizados para describir estas sustancias, pero tratan de evitarse dado que no puede diferenciar por ejemplo un elemento traza esencial que es una característica positiva, de una negativa como un contaminante o patógeno.

El número de ESOCs no es estático, dado que las sustancias consideradas como tales cambian según la ciencia evoluciona. Nuevas sustancias pueden ser consideradas debido a una inadecuada caracterización de sus efectos nocivos antes de ser introducidos al ambiente, o viceversa, es decir que pueden salir de la lista debido a que no hay efectos adversos asociados con su aparición en el ambiente. Otra razón por la cual pueden ser desafectados de este grupo es porque se han creado métodos para detectar su presencia, destino y efectos, siendo posible la creación de estándares y regulaciones al igual que otros contaminantes comunes. Se proporciona mayor información y una categorización de los compuestos emergentes de preocupación en la página 235 del Apéndice.

Contaminantes orgánicos globales Abarca a los polibromodifenil éteres (su sigla en inglés PBDEs) y Hexabromociclododecanos (su denominación en inglés HBCDs), compuestos bromados de extenso uso como retardadores de llama en plásticos y espumas. Son sustancias químicas persistentes en el medio ambiente. Los ácido perfluorooctanosulfónico y perfluorooctánico usados industrialmente como surfactantes también integran este grupo. Por último se encuentran los siloxanos, compuestos considerados híbridos que contienen cadenas de silicio y oxígeno dentro de su estructura que son muy utilizados en la industria cosmética.

Farmacéuticos y productos de cuidado personal (PPCPs) Incluye a compuestos encontrados en drogas prescritas y de venta libre, agentes de diagnóstico, suplementos dietarios, fragancias, jabones, acondicionadores, bloqueadores solares, cosméticos, incluso la cafeína y nicotina. Los PPCPs también incluyen antibióticos y suplementos usados en las operaciones de feedlots. Muchos de estos compuestos son solubles en agua, por lo que el mecanismo de entrada más común es a través de las descargas de aguas residuales, aplicación en el suelo de agua o barros contaminados. Las aguas que reciben PPCPs contienen rangos de concentraciones que van desde microgramos por litro ($\mu g/L$) a más bajas como nanogramos por litro (ng/L), pero compuestos como la cafeína o los analgésicos, como el ibuprofeno, pueden encontrarse en mayores concentraciones (mg/L).

Compuestos endocrino disruptores y moduladores (EDCsy EMCs) Un disruptor endocrino es una sustancia química que interfiere en la producción, distribución o función de las hormonas funcionales, o tiene algún efecto adverso contra estas operaciones (SETAC, 2000). Claramente, la interferencia o el daño de las hormonas tienen grandes impactos en la salud y reproducción de los humanos y animales. En algunas ocasiones estos químicos son llamados endocrino moduladores (EMCs) para diferenciar los cambios más sutiles que provocan, comparado con aquéllas que interrumpen el sistema endocrino y causan problemas más dramáticos. En esta lista se incluyen hormonas naturales y sintéticas, surfactantes, pesticidas, bifenilos policlorados (PCBs), dioxinas y furanos. Los EMCs industriales incluyen compuestos como ftalatos, nonilfenol y alquifenoles etoxilatos, bisfenol A, PBDEs y parabenos. Estudio sobre la exposición a los EMCs has resultado en la feminización de peces, aves y reptiles (Chapman, 2006).

Nanomateriales Los nanomateriales son estructuras naturales o artificiales, cuyo tamaño oscila entre 1 y 100 nm, son ampliamente usados en fármacos nanoterapéuticos, para administración de fármacos, cosméticos, productos de cuidado personal, productos de almacenamiento de energía, telas, lubricantes, etc. Su utilización es tan frecuente que cada uno no podría evitar la exposición a alguno de estos nanomateriales. Debido a su pequeño tamaño, éstos pueden pasar a través de las membranas biológicas y la barrera hematoencefálica. Adicionalmente, algunos nanomateriales pueden mostrar diferentes propiedades físicas y químicas relacionadas a su compuesto original.

Esta clasificación no es exclusiva para cada compuesto, puesto que puede haber excepciones como algunos fármacos que pertenecerían a los PPCPs pero que a su vez puede ser un disruptor endocrino o presentar propiedades de nanomaterial.

1.4.2. Farmacéuticos y Productos de Cuidado Personalg/L

Los hábitos de consumo actuales en nuestra sociedad están generando una serie de residuos que hace unas décadas no existían, no solo como residuos, sino también como productos de consumo. Estas sustancias emergentes aparecen principalmente añadidas a cosméticos, como cremas, perfumes, colonias, maquillajes, productos domésticos de limpieza y en productos farmacéuticos de muy diversa índole (USEPA, 2012). A todo este problema se le suma el constante

reformulado de sus ingredientes, con el objeto de ampliar sus rendimientos, mejorar sus propiedades y adaptarse a las nuevas necesidades, lo cual continúa agregando nuevas sustancias.

Una vez que estos productos acaban vertidos en los desagües, por uso o negligencia de los consumidores, se genera una serie de residuos caracterizados principalmente por dos aspectos: su baja concentración en el caudal total de aguas residuales y por el desconocimiento del impacto sobre los procesos utilizados para la depuración de aguas, o sobre los cuerpos de agua receptores, e inclusive sobre el medio ambiente y la salud humana. Algunos residuos no son degradados en las plantas de tratamiento y llegan a las aguas superficiales con los vertidos de los efluentes depurados (Cortacans Torre et al., 2005).

1.4.2.1. Farmacéuticos

Son químicos formulados en drogas utilizadas para el tratamiento de las enfermedades (cura y/o mitigación), quimiopreventivos (químicos que reducen la posibilidad de contraer una enfermedad) o aquéllos que mejoran la salud o el funcionamiento estructural del cuerpo (hormonas y esteroides). También se incluyen aquellos utilizados como agentes de contraste (rayos X), drogas ilícitas y veterinarias (Kümmerer, 2004). Dentro de las sustancias farmacológicamente activas, pueden considerarse como más representativos a los siguientes grupos terapéuticos (Daughton y Ternes, 1999):

Antinflamatorios y analgésicos Se emplean fundamentalmente para combatir el dolor. La mayor parte de estos fármacos tienen también propiedades analgésicas y antipiréticas. Su forma de acción es inhibiendo la síntesis de compuestos involucrados en la respuesta inflamatoria. Dentro de este grupo los compuestos más empleados son el Paracetamol, Ácido Acetilsalicílico, Ibuprofeno y Diclofenac.

Antidepresivos Los más frecuentes son las benzodiazepinas que son fármacos que aumentan la actividad de ciertos neurotransmisores inhibidores, reduciendo así el funcionamiento de ciertas áreas del cerebro. Producen somnolencia, descenso en la ansiedad y relajación de los músculos.

Antiepilépticos El más común es la Carbamacepina. El cerebro y los nervios están formados por una gran cantidad de células nerviosas, que se comunican

entre sí a través de impulsos eléctricos. La Carbamacepina evita el cúmulo excesivo, rápido y repetitivo de impulsos eléctricos, manteniendo normal la actividad cerebral.

Antineoplásicos Son fármacos empleados para el tratamiento del cáncer, entre los que se encuentran el Bisulfan, las ciclofosfamidias, etc.

Antilipemiantes Se aplican fundamentalmente para bajar los niveles de colesterol en sangre en personas con arterioesclerosis. Los fármacos más frecuentes son fibratos (derivados del Ácido Fóbrico) y estatinas. Los fibratos reducen los niveles de triglicéridos y aumentan los niveles de HDL, mientras que las estatinas son más efectivas sobre el LDL.

Betabloqueantes Bloquean los receptores beta que existen en el corazón, consiguiendo disminuir la necesidad de oxígeno del corazón, reducir el ritmo cardíaco, disminuir la fuerza de contracción del corazón, y reducir la contracción de los vasos sanguíneos. Están indicados para combatir la hipertensión arterial, angina de pecho, arritmias cardíacas, etc. Los más utilizados son el Atenolol, Propanolol, Metoprolol, etc.

Antiulcerosos y antihistamínicos Se emplean contra la acidez de estómago, úlceras y otras alteraciones estomacales. Son bloqueadores de receptores H1 y H2 de la Histamina. Estos receptores se encuentran en unas células que recubren el estómago, cuando la histamina se une a ellos las células producen ácido. Estos fármacos reducen la unión de la Histamina a estos receptores, por lo que la producción de ácido disminuye (Ranitidina, Famotidina).

Antibióticos Entre los antibióticos más importantes se encuentran las sulfonamidas, fluoroquinolonas, Cloranfenicol, Tilosina y Trimetopina.

Otras sustancias Se pueden incluir aquí sustancias que alteran la mente sin una necesidad médica y que con frecuencia son objeto de abuso como por ejemplo el alcohol, marihuana, cocaína, barbitúricos, metadona, heroína y otros narcóticos, anfetaminas, LSD (dietilamina del ácido lisérgico) y la PCP (fenilciclidina).

Tabla 1.2.: Farmaceúticos encontrados en plantas de tratamientos de aguas residuales municipales

| Clase terapéutica | Nombre Genérico |
|------------------------------|---|
| Analgésicos/antinflamatorios | Acetaminofeno Diclofenac Ibuprofeno Ketoprofeno Naproxeno |
| Antimicrobianos | Sulfonamidas Fluoroquinolonas |
| Antiepilépticos | Carbamezepina |
| Betabloqueantes | Metaprolol Metaprolol |
| Antineoplásticos | Ciclofosfamida Iofosfamida |
| Antisépticos | Triclosan |
| Antilipemiantes | Clorofibrato Gemfibrosil |
| Antidepresivos | Diazepam |
| Hormonas Estrogénicas | β -estradiol 17 α -etinilestradiol |

1.4.2.2. Productos de Cuidado Personal

Los productos para el cuidado personal (PCPs) se definen como aquellos productos químicos comercializados para un uso directo del consumidor (exceptuando a aquellos medicamentos de venta libre), y que tienen un uso final previsto sobre el cuerpo humano. En general, estos productos químicos están dirigidos a alterar el olor, apariencia, tacto o gusto y no muestran inicialmente una importante actividad bioquímica. La mayoría de estos productos químicos se utilizan como ingredientes activos o conservantes en cosméticos, artículos de tocador, o perfumes. No se utilizan para el tratamiento de enfermedades, pero en algunos casos pueden ser destinados a prevenirlas (p. ej., protector solar).

A diferencia de las drogas, no se ha prestado atención a su destino en el medio ambiente y a sus posibles efectos sobre la salud humana. Como son productos de uso externo y no están sujetos a alteraciones metabólicas los PCPs se incorporan directamente al medio ambiente dado a que se utilizan en grandes cantidades y con una frecuencia mayor a la recomendada (Daughton y Ternes, 1999). Muchos de estos compuestos se usan en grandes cantidades y estudios recientes indican que muchos son ambientalmente persistentes, bioactivos y tienen un alto potencial de bioacumulación (Brausch y Rand, 2001).

Desinfectantes El Triclosan (TCS) y Triclorocarbono (TCC) son éteres bifenilos usados como antimicrobianos en jabones, desodorantes, cremas, pastas dentales y plásticos. Estos dos compuestos se encuentran entre los 10 compuestos orgánicos más detectados en aguas residuales, siendo el TCS aquél más frecuente y con una concentración tan alta como $2.3 \mu\text{g}/\text{L}$ (Kolpin et al., 2002). Su derivado metilado el Metil Triclosan (M-TCS) es un compuesto comúnmente encontrado en plantas de tratamiento, numerosos estudios han determinado que este último es más bioacumulable. Sin embargo, el TCS ha sido hallado en mayores concentraciones en algas y una posible explicación de esto puede ser el potencial de ionización, dado que las formas ionizadas están vinculadas con el pH y son las que causan diferencias en los valores de D_{ow} . Por otro lado, el TCC ha sido detectado con mayor frecuencia y concentración en los últimos 5 años. Adicionalmente, este compuesto ha mostrado bioacumularse más que el TCS y el M-TCS en organismos acuáticos. Otros desinfectantes comúnmente utilizados en productos de limpieza del hogar son el Fenol, 4-Metil Fenol y el Bifenolol; por lo que tienen un potencial alto de ser encontrados en ambientes acuáticos. Estudios efectuados han determinado que los impactos ambientales de la resistencia antimicrobiana son bajos, pero podría haber mayores implicancias en la salud humana y otros organismos acuáticos (Brausch y Rand, 2011).

Almizcles Sintéticos El almizcle es una de las fragancias más importante y ampliamente usadas en perfumería. Dado al alto costo y dificultosa obtención del almizcle natural original, se ha reemplazado hace décadas por almizcles sintéticos de similares características. Es probablemente la clase de PCPs más ampliamente estudiada, compuestos obicuos en el ambiente, persistentes y bioacumulables; algunos pueden adquirir alta toxicidad por la transformación del grupo amino. Dentro de las sustancias más comunes usadas en fragancias se encuentran los nitroalmizcles y los almizcles policíclicos.

Los nitroalmizcles son el Almizcle Xileno (MX) y Almizcle Quetona (MK), debido a su persistencia ambiental fueron lentamente reemplazados por los almizcles policíclicos (Daughton y Ternes, 1999). Entre estos últimos, aquéllos más utilizados son la Celestolida (ABDI), Galaloxida (HHCB) y Tonalida (AHTN). La producción de HHCB y AHTN ha sido colocada en la lista de altos volúmenes de manufacturación por la USEPA (Peck, 2006). Después de su aplicación en los domicilios particulares son arrojados al ambiente acuático con o sin previo tratamiento. Concentraciones de HHCB y AHTN fueron analizadas en aguas y barros provenientes de plantas de tratamiento ubicadas en Europa (Rimkus, 1999), los

resultados indicaron que estos nitroalmizcles son contaminantes orgánicos muy importantes; tal es así, que hasta pueden ser propuestos como bioindicadores de la presencia de agua residual. En todas las muestras sus concentraciones exceden aquéllas indicadas para MX y MK, indicando el reemplazo de los nitroalmizcles por los almizcles policíclicos en la producción de fragancias.

Conservantes Un conservante es una sustancia natural o sintéticamente producida que es agregada a productos como comidas, farmacéuticos, pinturas, muestras biológicas, madera, etc. Para prevenir la descomposición por crecimiento microbiano o cambios químicos indeseables. Los parabenos son el grupo más amplio y largamente usado para la preservación antimicrobiana de cosméticos, artículos de tocador, farmacéuticos y productos alimenticios. Su eficacia como preservantes en combinación con su bajo costo y larga historia de uso, probablemente sea la explicación de su constante uso. A pesar que la toxicidad aguda de estos compuestos es muy baja, algunos ensayos han demostrado que poseen una débil actividad estrogénica y actual controversia reside al ser encontrados en tumores mamarios cancerígenos (Dabre et al., 2004).

Nutracéuticos Durante los últimos años, la popularidad de los suplementos nutricionales fue sistemáticamente modificada por la creación de un nuevo término para la subclase de suplementos alimentarios altamente bioactivos llamados nutraceuticos. Los nutraceuticos y algunos remedios herbales pueden tener efectos fisiológicos potenciales, ya que son usados en terapias pertenecientes a la medicina alternativa. Con el incremento de la recurrencia a esta terapia, la presencia en el medio ambiente de sustancias relacionadas también se ha acrecentado. Además, si se considera que el consumo de estos productos no es controlado, resulta indispensable considerar a esta categoría como una potencial generadora de problemas.

A pesar del argumento de que compuestos naturales no supondrían un riesgo ecológico, no se debe pasar por alto que a) las concentraciones de estos compuestos en los efluentes pueden ser más altas de lo que son en el entorno en el que se producen naturalmente, y b) muchas de estas sustancias/mezclas sólo provienen de las zonas más aisladas del mundo (p. ej., Kava, Huperzina), y su uso y dispersión en otras partes del mundo es fundamentalmente debido a las actividades humanas. El uso de estos compuestos sirve para redistribuir su ocurrencia habitual en el medio ambiente y, a pesar de que podrían producirse en forma natural, se promueve la exposición con organismos que normalmente no

lo hacen.

1.4.3. PPCPs en el ambiente

En las últimas décadas, el impacto de la polución química se ha focalizado casi exclusivamente en los contaminantes prioritarios, especialmente en aquellos pesticidas altamente tóxicos y/o carcinogénicos y en productos industriales o intermediarios que son persistentes en el ambiente. Un grupo muy amplio de productos químicos, que comparativamente recibe menos atención como potenciales contaminantes del medio ambiente, es el que incluye a los productos farmacéuticos y los componentes activos de los productos de cuidado personal (Daughton y Ternes, 1999). Estos productos se utilizan en grandes cantidades en todo el mundo.

La mayoría de los PPCPs se descargan al medio de forma continua a través de los sistemas de aguas residuales domésticas. Los medicamentos suministrados están sujetos al metabolismo del paciente y se pueden excretar bajo forma inalterada o bajo la forma de metabolitos, que posteriormente, pueden sufrir otras transformaciones. No obstante, muchos de estos compuestos sobreviven a la biodegradación y se descargan en las aguas receptoras. Además, si se contemplan aquellos que mayor persistencia en el agua presentan, la problemática es muy similar a la de algunos compuestos orgánicos relevantes. Por otro lado, aquellos de baja persistencia pueden tener una continua inclusión en el medio acuático y de esta manera tener el mismo potencial de exposición que los verdaderamente persistentes, ya que su velocidad de transformación/eliminación puede ser compensada por la velocidad de reposición.

La incorporación de fármacos en el medio ambiente es función de la cantidad producida, la frecuencia y la cantidad de su dosificación, el tipo de patrón de excreción del compuesto original y de la naturaleza y peligrosidad de sus metabolitos, la afinidad del fármaco a ser absorbido por los sólidos y la capacidad de transformación metabólica de aquellos microorganismos presentes en el medio, o bien la de aquellos utilizados en el tratamiento de las aguas residuales.

Las estaciones depuradoras reciben influentes municipales e industriales (incluso efluentes de industrias farmacéuticas). Los farmacéuticos son excretados dentro de las heces y orina, de esta manera entran dentro del agua residual municipal. Por otro lado, los productos de cuidado personal ingresan, por lo general sin modificaciones, a través del agua residual utilizada en el aseo personal. Si los PPCPs y sus metabolitos no son completamente removidos durante el tratamien-

to de aguas residuales, o lo que es peor, no ingresan a un sistema de tratamiento, pueden entrar al ambiente acuático. Otras fuentes posibles de PPCPs incluyen: la aplicación directa en acuicultura, lavado de barros residuales aplicados como fertilizantes (Halling-Sørensen et al., 1998), descargas de hospitales, lixiviado de vertederos (Richardson y Bowron, 1995).

La mayoría de las investigaciones relacionadas con PPCPs se centran en la determinación de los niveles de concentración de compuestos específicos en distintos medios acuáticos, e inclusive en plantas de tratamiento de aguas residuales. Uno de los primeros trabajos dedicado a esta temática estudió el ácido Clorífbrico, un metabolito activo procedente de los reguladores de lípidos Clofibrato, Etofibrato y Teofibrato; encontrando concentraciones de 0.8 a 2 $\mu\text{g/L}$ en aguas y lodos residuales (Garrison et al., 1976). Otro estudio importante evaluó la eliminación de 14 fármacos pertenecientes a 5 categorías farmacológicas en plantas de tratamiento de aguas residuales alemanas (Ternes, 1998).

En condiciones de recarga se encontraron varios fármacos en concentraciones mayores al $\mu\text{g/L}$ en muestras procedentes de acuíferos situados cerca de cursos de agua contaminados en Berlín (Heberer, 2002). El número de fármacos detectados en aguas de Berlín ascendió a más de 35 compuestos en el año 2000. Pueden alcanzar los acuíferos desde las aguas superficiales contaminadas, existiendo un riesgo potencial de contaminación del agua potable cuando se utiliza este tipo de fuente para la producción de la misma. De esta forma, estos compuestos conforman un ciclo constituido por: administración, excreción, plantas municipales depuradoras, aguas superficiales, recarga en aguas subterráneas y de vuelta a los humanos a través del agua potable.

La mayor parte de estas sustancias no son totalmente degradadas en las depuradoras de aguas residuales, por lo que son vertidas con los efluentes y acaban en las aguas superficiales y subterráneas (Halling-Sorensen, 1998). En Alemania se han detectado valores de carbamacepina de hasta más de 1075 ng/L en aguas superficiales (Heberer, 1998). En análisis en el río Ebro (Petrovic et al., 2006) los fármacos que se han detectado en mayor cantidad han sido los siguientes con los valores medios indicados: Ibuprofeno (60 ng/L), Acetaminofén (42 ng/L), Gemfibrozil (46 ng/L), Carbamacepina (30 ng/L) y Atenolol (72 ng/L). En el apéndice (??tab:Confarmacos en la página 240) se resumen las concentraciones de fármacos detectadas en aguas superficiales (Heberer, 2002).

Es importante tener presente que la diferencia entre contenidos de influente y efluente no tienen por qué corresponderse necesariamente con una eliminación. Es decir, la tasa de degradación del fármaco en el agua puede hallarse virtual-

mente aumentada por un mecanismo de adsorción física en el biosólido y/o compuestos conjugados que pueden ser hidrolizados a posteriori.

Se han realizado estudios similares en Brasil, Canadá, Alemania, Inglaterra e Italia. Estos estudios revelaron que los tratamientos utilizados actualmente en las estaciones depuradoras de aguas residuales no son capaces de eliminar completamente estos residuos.

En Argentina las publicaciones referidas al tema son realmente escasas, en bibliografía relevante sólo se encontró un muestreo de cinco descargas de efluentes cloacales (crudos o con tratamiento primario) efectuado en zonas representativas ubicadas sobre la margen sur del Estuario del Río de la Plata y de lagunas de la Región Pampeana (Elorriaga et al., 2012). En todas las descargas cloacales estudiadas se detectó la presencia de productos farmacéuticos. Los compuestos más prevalentes fueron: Cafeína ($10.5 \mu\text{g/L}$), Ibuprofeno ($7.2 \mu\text{g/L}$), Carbamazepina ($1 \mu\text{g/L}$), Atenolol ($0.8 \mu\text{g/L}$) y Diclofenac ($0.6 \mu\text{g/L}$).

1.4.3.1. PPCPs estudiados

Continuando con lo propuesto por el proyecto Poseidon (EU, 2006) se eligieron los compuestos representativos a estudiar de diferentes clases medicinales (fármacos) y productos de cuidado personal. Éstos han sido específicamente seleccionados como objeto de estudio basado en hechos como la elevada prescripción anual (Ibuprofeno), el específico grado de acción como indicador de riesgo para la salud (estrógenos y antibióticos), las diferentes propiedades fisicoquímicas como la sorción (fragancias y almizcles policíclicos) y las características bioquímicas de transformación (Carbamecepina) dada su elevada resistencia, o estrógenos naturales por su elevada biodegradabilidad. Otra característica que no puede ser descartada, en el criterio de selección de este tipo de sustancias, es la disponibilidad de un método analítico para la determinación de los compuestos. Los siguientes PPCPs han sido seleccionados como compuestos objetivos, a los efectos de limitar el análisis a un grupo específico y representativos, componiendo un grupo básico que pueda ser utilizado posteriormente para generar índices que sirvan de comparación con nuevos PPCPs. Información adicional puede ser encontrada en la página 237 del Apéndice.

Diclofenac (DIC) El Diclofenac es un medicamento inhibidor relativamente no selectivo de la ciclooxigenasa y miembro de la familia de los antiinflamatorios no esteroideos (AINEs) indicado para reducir inflamaciones y como analgésico,

pues reduce dolores causados por heridas menores y dolores tan intensos como los de la artritis. El Diclofenac se encuentra disponible como un medicamento genérico en un número de formulaciones y en la actualidad es uno de los antiinflamatorios más utilizados, suministrado como su sal de potasio o sodio. En la Tab.A.5 se encuentran resumidas su propiedades, así como también su estructura química. Se sabe que algunos compuestos fenólicos son producidos a través de su metabolismo. Estos compuestos, algunos conjugados y otros no, son excretados conjuntamente con la droga en una relación de 1/3 a 2/3. Sólo un 1 % del diclofenac es excretado sin modificaciones por vía urinaria (Fig. A.1).

Ibuprofeno (IBU) El ibuprofeno es la tercer droga más consumida en el mundo, tiene propiedades analgésicas, antipiréticas y antiinflamatorias en el cuerpo (Murdoch y Hays, 2005). Kolpin et al. (2002) encontraron ibuprofeno en al menos un 10% de las corrientes estudiadas. Este fármaco pertenece a los AINEs (antiinflamatorios no esteroideos) que actúa inhibiendo las isoformas de las ciclooxigenasa 1 y 2, siendo utilizado frecuentemente para el alivio sintomático de la cefalea, dolor dental, dolor muscular o mialgia, dismenorrea, dolor neurológico de carácter leve, síndrome febril y dolores postquirúrgicos. Sus principales propiedades y estructura química se resumen en la Tab.A.6. Es principalmente metabolizado en el hígado donde se producen dos metabolitos, los metabolitos principales resultantes son un compuesto hidroxilado y uno carboxilado (Fig. A.2). El organismo es capaz de metabolizar hasta un 90 % del ibuprofeno ingerido, pero el restante 10 % se excretará junto con los otros metabolitos resultantes de la digestión del fármaco.

Naproxeno (NPX) El Naproxeno es un miembro de la familia de los AINEs, derivado del ácido propiónico. Actúa como inhibidor de la síntesis de prostaglandinas, empleado en el tratamiento del dolor leve a moderado, la fiebre, la inflamación y la rigidez provocados por afecciones como la osteoartritis, la artritis reumatoide, la artritis psoriásica, la espondilosis anquilosante, diversas lesiones, la tendinitis y la bursitis, y en el tratamiento de la dismenorrea primaria (Tab. A.7). Es liposoluble, prácticamente insoluble en agua a pH bajo y muy soluble en agua a pH alto. El coeficiente K_{OW} del Naproxeno a pH 7.4 es de 1.6 a 1.8. Se elimina en 95% vía urinaria como Naproxeno o su principal metabolito el 6-O-desmetil Naproxeno.

Carbamecepina (CBZ) La Carbamecepina es un fármaco antiepiléptico psicótropo en cuya estructura se aprecia una subunidad de urea o carbamida, de ahí

su nombre; estabilizador del ánimo, usado principalmente para el tratamiento de la epilepsia y del trastorno bipolar (Tab. A.8). En estudios recientes, la formación de productos por la reacción con ozono o radicales OH fue investigada. Se identificaron tres productos nuevos: 1-(2-benzaldeído)-4-hidro-(1H,3H)-quinazolina-2-ona (BQM), 1-(2-benzaldeído)-(1H,3H)-quinazolina-2,4-diona (BQD), y 1-(2-ácido benzoico)-(1H,3H)-quinazolina-2,4-diona (BaQD). Estudios adicionales mostraron que el factor más importante son los radicales OH para lograr la posterior oxidación de la Carbamezepina, característica que debe ser considerada para futuros tratamientos dada la baja biodegradabilidad de este compuesto (Fig. A.3).

Tonalida (AHTN) y Galaxolida (HHCB) Son almizcles policíclicos utilizados como fragancias sintéticas para la producción de productos de limpieza, jabones, geles de ducha, champúes, perfumes y otros productos cosméticos, ambientadores y otros productos como papel y textil. Por su uso masivo y sus propiedades volátiles son considerados también como contaminantes orgánicos de ambientes interiores. Estos compuestos también son solubles en agua y tienen la propiedad de sorberse en la materia orgánica dado sus valores de K_{OW} . Los análisis demuestran que son los dos principales almizcles policíclicos que se encuentran en mayores concentraciones en los lodos: la Tonalida (Tab. A.9) y la Galaxolida (Tab. A.10). La mayor concentración se encuentran en los lodos de plantas de cosméticos. Los resultados indican que hay dos fuentes de almizcles policíclicos: las aguas residuales domésticas y aguas residuales industriales.

Sulfametoxazol (SMX) Es una sulfonamida con características antibióticas y bacteriostáticas que se encuentran frecuentemente en aguas residuales municipales (Tab. A.11). Este antibiótico se aplica muy a menudo como parte de una combinación sinérgica con Trimetropina en una proporción 5:1 denominado Cotrimoxazol. Se utilizan comúnmente para tratar infecciones del tracto urinario, o para reemplazar a otro antibiótico ampliamente usado como la amoxicilina. Una vez descargado en el ambiente acuático este agente antibacterial puede reaccionar con cloro, clorinación del anillo o ruptura del grupo sulfonamida, para formar productos como 3-amino-5 metilsoxazol, sulfato y N-cloro-p-benzoquinonemina.

Roxitromicina (ROX) Roxitromicina es un semisintético macrólido antibiótico (Tab. A.12). Se utiliza para tratar infecciones del tracto respiratorio, urinario e infecciones de tejidos blandos. La Roxitromicina deriva de la eritromicina, que contiene los eslabones del anillo lactona 14 pero una N-oxima de cadena lateral se

une al anillo de la lactona. Como consecuencia de su baja degradabilidad este es un compuesto persistente, los efluentes que contengan este compuesto son las principales fuentes de contaminación de suelos y aguas subterráneas.

17-etinilestradiol (EE2) Es un derivado del estradiol, activo por vía oral es utilizado en todas las modernas formulaciones de píldoras anticonceptivas orales combinadas. Con el mismo fin también es utilizado en formulaciones veterinarias (Tab.A.13). Es relativamente poco soluble ($4.8 - 11.3 \text{ mg/L}$ a 27 °C) pero tiene un alto coeficiente de partición Octanol-Agua ($K_{OW} = 3.67 - 4.2$) lo que causa su relativa persistencia y preferencia a absorberse en la materia orgánica dentro de los ambientes acuáticos.

Estrona (E1) La Estrona es una hormona sexual femenina natural secretada por el ovario y por el tejido adiposo (Tab.A.14). Es uno de los tres estrógenos, junto con el Estradiol y el Estriol. A pesar de ser una hormona natural se ha detectado en los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales y estudios han sugerido que es uno de los compuestos principales responsables de las alteraciones endocrinas.

Iopromida (IOP) La Iopromida es un contraste yodado no iónico usado frecuentemente en estudios radiológicos tales como angiografías, urografías intravenosas y tomografías computarizadas (Tab.A.15). Su compleja estructura y composición resultan en una molécula que presenta alta resistencia a la biodegradación, sumado a su uso masivo en prácticas medicinales este compuesto es habitualmente encontrado en aguas residuales municipales.

1.5. Objetivos

1.5.1. Objetivo de la tesis

El objetivo básico de la investigación fue analizar y generar modelos para los equilibrios de fases y químico de interés en el diseño de procesos químicos. Los modelos surgen de un análisis de la información experimental, de un reconocimiento de las fuerzas intermoleculares más importantes, y deben ser adecuados para el diseño conceptual de procesos benignos al medio ambiente. Un objetivo general más restringido de esta investigación fue generar conocimiento en el tratamiento de aguas residuales contaminadas con fármacos y/o productos de higiene personal (PPCPs).

En el desarrollo de la Tesis se estudiaron los equilibrios de fase y químico de los fármacos y/o productos de higiene personal (contaminantes emergentes) presentes en el efluente sometido a tratamiento, en particular se examinó la partición de varios contaminantes entre la fases biosólida y el agua. Para el estudio de dicho comportamiento se empleó como principal herramienta la simulación de procesos, intentando describir con profundidad los fenómenos que intervienen en el comportamiento de dichos contaminantes emergentes dentro de una planta de tratamiento.

Se estudiaron, además, distintas alternativas convencionales para el tratamiento de las aguas residuales municipales y su interacción con los fármacos y/o productos de higiene personal (PPCPs). Este objetivo específico tuvo una doble misión: por un lado examinar la factibilidad técnica del tratamiento, y por otro lado el de incorporar una métrica que permita cuantificar adecuadamente la variable ambiental en el diseño, la simulación y la evaluación de los tratamientos propuestos; esto permitirá discernir entre las alternativas a aquél más ambientalmente amigable, ya que si bien un proceso de depuración es positivo bajo estas consideraciones, uno puede dar mejores resultados que otro desde el punto de vista ambiental, así como técnico o económico.

1.5.2. Metodología de trabajo empleada

El trabajo se realizó en diferentes etapas. Primero se seleccionó un grupo de contaminantes a evaluar de acuerdo con las propiedades que presenten y se estudió el equilibrio entre líquido y sólido, las distintas funciones de partición y las cinéticas necesarias. Se continuó con el análisis de una configuración base para el

tratamiento del agua residual y se realizaron las modificaciones necesarias a esa configuración base para incorporar o quitar las operaciones que interesen. Cada etapa involucró el estudio y análisis de cada uno de los tratamientos propuestos. Las simulaciones para estudiar y analizar cada tratamiento se realizaron con el software GPS-X (Hydromantis, 2011) que consideran las particulares características del modelado de tratamiento de aguas residuales: incluyendo matrices complejas con cada uno de los componentes, consorcios de bacterias, compuestos inorgánicos u orgánicos solubles y suspendidos que integran el sistema y las respectivas ecuaciones estequiométricas y cinéticas que los vinculan. Estas matrices permiten resumir las propiedades metabólicas que son difíciles de predecir de cada uno de los compuestos a evaluar, ayudando a un adecuado modelado de los tratamientos aeróbicos y anaeróbicos, la simulación de compuestos volátiles, con balances de materia precisos a los efectos predecir la presencia de contaminantes en muy baja concentración y su posible eliminación durante el proceso.

Paralelamente a las simulaciones se trabajará en la elaboración de índices que se utilizarán para la evaluación ambiental entre las distintas alternativas. Para esto se hará uso de una herramienta denominada Análisis de Ciclo de Vida, capaz de cuantificar los impactos ambientales de cada una de las etapas vinculadas a un proceso de producción, en este caso las etapas del tratamiento de aguas residuales domésticas que contienen fármacos y productos de cuidado personal. Haciendo uso de técnicas existentes para relacionar propiedades fisicoquímicas con determinados descriptores de cada molécula analizada (Relaciones Lineales de Energía Libre - LFERs) y datos experimentales previamente revisados, se verificará la posibilidad de describir el comportamiento sorptivo de los fármacos y productos de cuidado personal elegidos a través de ecuaciones multiparamétricas. La ventaja adicional de establecer este tipo relaciones es que permitirá predecir con practicidad el grado de tendencia que determinados compuestos tendrán a sorberse en la biomasa y/o permanecer en la fase acuosa.

1.6. Bibliografía del Capítulo

- [Baruth-2004] BARUTH, E.E. *Water Treatment Plant Design*. McGraw-Hill, 2004.
- [BecerrilBravo-2012] BECERRIL BRAVO, J.E. *Optimización de Metodologías Analíticas para la Determinación de Contaminantes Emergentes en Aguas de Abastecimiento y Residuales*. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, 2012.
- [Boxall-2004] BOXALL, A.B. «The environmental side effects of medication.» *EMBO Reports*, 5, (2004), 1110 – 1116.
- [Brausch-2011] BRAUSCH, J.M., y G.M. RAND. «A review of personal care products in the aquatic environment: Environmental concentrations and toxicity.» *Chemosphere*, 82(11), (2011), 1518–1532.
- [Chapman-2006] CHAPMAN, P. «Emerging substances - emerging problems.» *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(6), (2006), 1445–1447.
- [CortacansTorre-2005] CORTACANS TORRE, J.A., A. HERNÁNDEZ LEHMANN, I. CASTILLO GONZÁLEZ, E. MONTES CARMONA, y A. HERNÁNDEZ MUÑOZ. «Presencia de fármacos en aguas residuales y eficacia de los procesos convencionales en su eliminación.» 2005. Cátedra de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad Politécnica de Madrid.
- [Darbre-2004] DARBRE, P.D., A. ALJARRAH, W.R. MILLER, N.G. GOLDHAM, M.J. SAUER, y G.S. POPE. «Concentrations of parabens in human breast tumours.» *Journal of Applied Toxicology*, 24(1), (2004), 5–13.
- [Daughton-1999] DAUGHTON, C.G., y T.A. TERNES. «Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: Agents of Subtle Change?» *Environmental Health Perspectives*, 107(6), (1999), 907–938.
- [EARD-2008] EARD. «Emerging Substances of Concern.» *Inf. téc.*, Florida Department of Environmental Protection

- Environmental Assessment and Restoration Division, 2008.
- [Echarri-2008] ECHARRI, L. «Contaminación del Agua.», 2008. Cátedra de Población, Ecología y Medio Ambiente. Universidad de Navarra.
- [Elorriaga-2012] ELORRIAGA, Y, DJ MARINO, P CARRIQUIRIBORDE, y AE RONCO. «Contaminantes Emergentes: Productos Farmacéuticos en el medio ambiente.» VII Congreso de Medio Ambiente /AUGM, Mayo 2012.
- [EU-2006] EU. «EU-Project Poseidon.», 2006. URL <http://poseidon.bafg.de/servlet/is/2884/>.
- [FAO-2011] FAO. «Water at a Glance: The relationship between water, agriculture, food security and poverty.» *Inf. téc.*, Food and Agriculture Organization, 2011.
- [Garrison-1976] GARRISON, A.W., J.D. POPE, y F.R. ALLEN. «GC/MS Analysis of organic compounds in domestic wastewater.» En *Identification and Analysis of Organic Pollutants in water* (C.H. Keith, ed.), Ann Arbor, 1976. 517–556.
- [HallingSorensen-1998] HALLING-SØRENSEN, B., S. NORS NIELSEN, P.F. LANZKY, F. INGERSLEV, H.C. HOLTEN LÜTZHØFT, y S.E. JØRGENSEN. «Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment -a review.» *Chemosphere*, 36(2), (1998), 357–393.
- [Heberer-1998] HEBERER, T. «Occurrence and distribution of organic contaminants in the aquatic system in Berlin.» *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 26, (1998), 272–278.
- [Heberer-2002] —. «Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data.» *Toxicology Letters*, 131(1-2), (2002), 5–17.
- [Hydromantis-2011] HYDROMANTIS, Inc. «GPS-X User's manual.» *Inf. téc.*, Hydromantis, Inc., Hamilton, Ontario (Canada), 2011.
- [Kolpin-2002] KOLPIN, D.W., E.T. FURLONG, M.T. MEYER, E.M.

- THURMAN, S.D. ZAUGG, L.B. BARBER, y H.T. BUXTON. «Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999-2000: a national reconnaissance.» *Environmental Science and Technology*, 36(6), (2002), 1202–1211.
- [Kummerer-2004] KÜMMERER, K. *Pharmaceuticals In The Environment: Sources, Fate, Effects And Risks*, Springer, 2004 3–10.
- [Murdoch-2005] MURDOCH, R.W., y A.G. HAY. «Formation of catechols via removal of acid side chains from ibuprofen and related aromatic acids.» *Applied and Environmental Microbiology*, 71(10), (2005), 6121–6125.
- [ONU-2012] ONU. *World Water Development Report 4. Volume 1: Managing Water under Uncertainty and Risk*. United Nation Organization, 2012.
- [Peck-2006] PECK, A. M. «Analytical methods for the determination of persistent ingredients of personal care products in environmental matrices.» *Analytical and Bioanalytical Chemistry Journal*, 386, (2006), 907–939.
- [Petrovic-2006] PETROVIC, M., M. GROS, y D. BARCELÓ. «Multiresidue analysis of pharmaceuticals in wastewater by mass spectrometry.» *Journal of Chromatography*, 1124, (2006), 68–81.
- [Richardson-1985] RICHARDSON, M.L., y J.M. BOWRON. «The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment.» *Journal of Pharmacy and Pharmacology*, 37(1), (1985), 1–12.
- [Rimkus-1999] RIMKUS, G.G. «Polycyclic musk fragrances in the aquatic environment.» *Toxicology Letters*, 111(1-2), (1999), 37–56.
- [SETAC-2000] SETAC. «Endocrine Disruptors and Modulators.» *Inf. téc.*, Environmental Toxicology and Chemistry Society, 2000.
- [Ternes-1998] TERNES, T.A. «Occurrence of drugs in German sewage treatment plant and rivers.» *Water Research*, 32(11), (1998), 3245–3260.

- [USEPA-2004] —. «Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems.» *Inf. téc.*, Environmental Protection Agency of United States, 2004.
- [USEPA-2012] —. «USEPA's Web Page of Pharmaceuticals and Personal Care Products as Pollutants (PPCPs).», 2012. URL <http://www.epa.gov/ppcp/>.

2. Tratamiento de Aguas Residuales

Parte importante sujeta a estudio durante la realización de éste trabajo de investigación es el sistema en el cual se encuentran inmersos los PPCPs analizados. Este sistema se trata principalmente de aquella instalación construida para realizar el tratamiento adecuado de los efluentes domésticos y generar así un vertido que cumpla con las normas especificadas en las reglamentaciones vigentes. Dado que esta definición es algo amplia y poco precisa, puede decirse que no cualquier sistema de tratamiento será objeto de estudio sino que es necesario definirlos de manera precisa. A continuación, en este capítulo se intenta definir y resumir aquellos elementos básicos, necesarios y presentes en los sistemas de tratamiento a estudiar. Estos elementos serán utilizados posteriormente, por lo cual es necesario conocer cada una de sus características y especificaciones técnicas, así como también las ventajas y desventajas de su incorporación dentro de un esquema.

2.1. Estación Depuradora de Aguas Residuales

Una estación depuradora de aguas residuales (EDARs), o también conocida como planta de tratamiento de aguas residuales (PTARs), responde a la traducción inglesa del término Wastewater Treatment Plant (WWTP). Estos establecimientos tienen por objetivo conseguir que un agua residual se convierta en un efluente de mejores características, logrando que su vertido presente los menores inconvenientes posibles en el medio ambiente. El proceso comienza con la entrada del agua residual, o una mezcla de ellas, que en el paso por el establecimiento será saneada, utilizando para ello diferentes procedimientos físicos, químicos y/o biológicos. La aptitud para el vertido del efluente final está dado por ciertas normas que regulan la composición, en calidad y cantidad, de diferentes parámetros físicos, químicos y biológicos del efluente a vertir.

En general las EDARs tratan agua residual local procedente del consumo ciudadano, en su mayor parte, así como también aquella proveniente de la escorrentía superficial del drenaje de algunas zonas urbanizadas. Estas operaciones se llevan a cabo mediante la utilización de procesos y tratamientos regularmente estandarizados y convencionales. Este tipo de efluentes proveniente de las ciudades se denominan aguas residuales municipales y los establecimientos que las tratan adquieren también esa denominación (Municipal Wastewater Treatment Plant, MWWTP). Otras estaciones que se diseñan y construyen para grandes empresas, con un tratamiento especializado del agua residual industrial generada, adquieren la denominación de plantas de tratamiento de aguas residuales industriales (Industrial Wastewater Treatment Plant, IWWTP).

Una EDAR posee dos líneas principales de tratamiento, la primera corresponde al tratamiento del agua residual, donde se trata con el efluente líquido, y la segunda se encarga de los lodos generados durante el proceso de tratamiento del agua residual. La primera recibe el nombre de línea de agua, mientras que la segunda el nombre de línea de fangos (Fig.2.1).

2.2. Esquema de una EDAR - Línea de Agua

2.2.1. Pretratamiento

Esta etapa se utiliza para separar, por medio de operaciones físicas y/o mecánicas, la mayor cantidad de materiales del agua residual que por su naturaleza

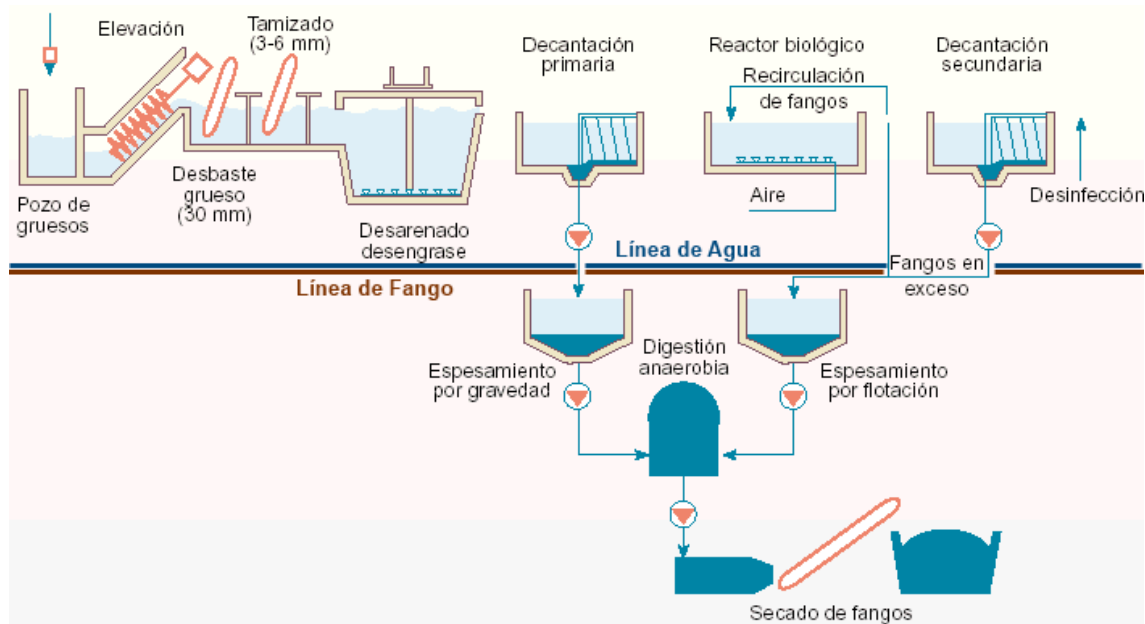


Figura 2.1.: Esquema de las partes principales de una EDAR.

(grasas, aceites, etc.) o por su tamaño (ramas, latas, etc.) pueden crear problemas en los tratamientos posteriores (obstrucción de tuberías y bombas, depósitos de arenas, rotura de equipos).

Si estos materiales no son eliminados eficazmente pueden producir serias averías en algunos equipos o instalaciones. Las piedras, arena y latas producen un gran desgaste de las tuberías y demás conducciones, así como también en el interior de las bombas. A las plantas de tratamiento también llegan aceites y grasas de todo tipo, si estos materiales no son eliminados en el pretratamiento provocan un realentizamiento del tratamiento biológico, haciendo que el rendimiento de dicho tratamiento disminuya, y como resultado se obtiene un efluente de baja calidad (Armeante, 1999).

Desbaste Esta operación consiste en hacer pasar el agua residual a través de una reja. El desbaste se clasifica según la separación entre las barras de la reja en: desbaste fino, desbaste grueso, reja de gruesos y reja de finos. A su vez, la limpieza de las rejillas puede ser manual o automática.

Separación de grandes sólidos Cuando se prevee la existencia de sólidos de gran tamaño o de una gran cantidad de arenas en el agua bruta, se debe

2.2 Esquema de una EDAR - Línea de Agua

incluir en cabecera de instalación un sistema de separación de estos grandes sólidos, éste consiste en una construcción situada a la entrada del colector de la depuradora, con forma de tronco piramidal invertido y paredes muy inclinadas, que aprovechan la propiedad de decantación que poseen algunos materiales. De esta manera cierta cantidad de sólidos y arenas decantadas se acumulan en una zona específica donde luego pueden extraerse de una manera eficaz.

Desarenado En aquellos casos donde la cantidad de grandes sólidos es despreciable, las cámaras desarenadoras resultan una mejor opción. Con el objetivo de eliminar todas aquellas partículas de granulometría superior a $200 \mu m$ este tipo de construcción se diseña específicamente con velocidades de decantación específica para este tipo de granulometría. Al igual que el caso anterior, se construyen con el fin de evitar que se produzcan sedimentos en los canales y conducciones, para proteger las bombas y otros aparatos contra la abrasión, y evitar sobrecargas en las fases de tratamiento siguiente.

Desaceitado-desengrasado El objetivo de este paso es eliminar grasas, aceites, espumas y demás materiales flotantes más ligeros que el agua, que podrían distorsionar los procesos de tratamiento posteriores. Habitualmente, se efectúa mediante insuflación de aire para desenmulsionar las grasas y mejorar la flotabilidad.

Preaireación Si la cantidad de grasa y aceites no es muy alta puede optarse por una etapa previa de aireación donde se inyecta aire u oxígeno en el agua residual, en la etapa preliminar o de pretratamiento. Tiene como objetivo fundamental el reducir los malos olores que se generan como producto de las condiciones anaerobias que se presentan en las aguas residuales al ingreso de la planta de tratamiento. Estas condiciones anaerobias favorecen la multiplicación de bacterias que crecen en este medio y las que producen gases que pueden ser malolientes como consecuencia de su metabolismo.

2.2.2. Tratamiento Primario

Con esta etapa lo que se pretende principalmente es reducir la cantidad de Sólidos Suspendidos (SS) del agua residual. Dentro de estos SS se pueden distinguir:

- Los sólidos sedimentables: son aquellos SS que sedimentan al dejar el agua residual en condiciones de reposo durante aproximadamente una hora, tiempo que también dependerá del tamaño del sedimentador.
- Los sólidos flotantes: son los SS que permanecen sin sedimentar a pesar de que el agua residual se ha dejado en reposo por un período de tiempo prolongado.
- Los sólidos coloidales: es la parte de los SS cuyo tamaño es muy pequeño y su composición química permite que posean una carga eléctrica en la superficie.

Dado que los SS están constituidos parcialmente por materia orgánica como consecuencia del tratamiento primario, también se obtiene una reducción de la *DBO*, parámetro utilizado para cuantificar la carga orgánica de un efluente (Tchobanoglous et al., 2003).

Decantación Aunque existen múltiples procesos que se pueden considerar incluidos dentro del tratamiento primario (sedimentación, filtración, tamizado, flotación), el principal proceso utilizado en esta etapa es la sedimentación, también llamada decantación primaria. El tanque donde se efectúa esta operación recibe el nombre de decantador primario.

Existen múltiples tipos de decantadores primarios que se clasifican fundamentalmente de acuerdo a su forma en planta, la cual puede ser circular, rectangular o cuadrada. En cualquiera de estas unidades de la planta, los sólidos se depositan en el fondo por acción gravitatoria, mientras que las partículas que flotan sobre la superficie del líquido se retiran mediante rasquetas giratorias en superficie. El agua decantada se vierte en un canal que la conduce hacia el tratamiento biológico.

Parámetros Existen diversos parámetros principales a tener en cuenta para el diseño de un decantador primario:

2.2 Esquema de una EDAR - Línea de Agua

- Tiempo de retención: Se define como el volumen del tanque de decantación dividido por el caudal.

Tabla 2.1.: Tiempo de retención en horas para decantadores primarios

| Decantación primaria | Mínimo | Medio | Máximo |
|----------------------|--------|-------|--------|
| A caudal medio | 1.5 | 2.0 | 3.0 |
| A caudal máximo | 1.0 | 1.5 | 2.0 |

- Carga Superficial: Se define como el caudal de agua a tratar dividido por la superficie del tanque de sedimentación.

Tabla 2.2.: Valores para cargas superficiales en $m^3/m^2 \cdot h$ para sedimentadores primarios

| Decantación primaria | Mínimo | Típico | Máximo |
|----------------------------|--------|--------|--------|
| Decantadores circulares | | | |
| A caudal medio | 1 | 1.5 | 2 |
| A caudal máximo | 2 | 2.5 | 3 |
| Decantadores rectangulares | | | |
| A caudal medio | 0.8 | 1.3 | 1.8 |
| A caudal máximo | 1.8 | 2.2 | 2.6 |

Lodos Primarios Las partículas que sedimentan en el fondo del decantador forman lo que denominan fangos o lodos primarios. Éste debe ser retirado con frecuencia, y se hace en la mayoría de los casos por medio de bombas u otro sistema de limpieza mecanizada. En los decantadores primarios se pueden desarrollar rápidamente condiciones sépticas si el fango no se extrae a intervalos regulares. La septicidad de los lodos se puede reconocer cuando la gasificación de los mismos hace que éstos floten en la superficie del agua en grandes aglomeraciones. El fango séptico produce malos olores y generan acidez en el agua. Posteriormente, si es posible, se debe eliminar el exceso de agua presente en los lodos ya que causan un incremento sobre el volumen total de fango a bombear y sobre las operaciones posteriores en el digestor. Un fango primario bien espesado contendrá ente 4 a 8% de sólidos secos. Las condiciones que pueden afectar la concentración de sólidos en los fangos son la densidad específica, el

tamaño y la forma de las partículas, la temperatura y turbulencia presente en el tanque de sedimentación.

2.2.3. Tratamiento Físicoquímico

El tratamiento físico-químico puede constituir la única etapa dentro del tratamiento del agua residual en aquellas plantas de tratamiento de baja envergadura, o cuando la calidad y/o característica del efluente permiten obtener, a través de este tipo de tratamiento, un efluente con las condiciones necesarias para ser vertido (Tchobanoglous et al., 2003). En otros casos, esta etapa suele interponerse como un proceso de depuración complementario entre el pretratamiento y el tratamiento biológico, mejorando las características de sedimentabilidad, o a veces es utilizado al final de la planta de depuración. En cualquiera de los casos, el efluente es sometido a las distintas fases de depuración físico-químicas:

- **Coagulación:** El proceso de coagulación se efectúa dentro de un equipo que permite una mezcla rápida y homogénea del producto coagulante con el agua residual, llamado mezclador rápido. Básicamente, consiste en una cámara de mezcla provista de un sistema de agitación que puede ser del tipo de hélice o turbina.
- **Coadyuvación:** La coadyuvación tiene como finalidad mejorar la formación del flóculo, no sólo colaborando en la velocidad de formación, sino también en la dimensión de los mismos y su densidad, que posteriormente ayudará en la velocidad de sedimentación. Para ello se utilizan ciertos productos químicos llamados coadyuvantes o ayudantes de coagulación, los cuáles se agregan en menor cantidad que los reactivos coagulantes. Este proceso tiene lugar en la misma cámara donde se realiza la coagulación y, usualmente, se emplea una bomba dosificadora para la adición de los reactivos al agua residual.
- **Floculación:** Una vez coagulado, el efluente pasará a la siguiente etapa denominada floculación. En dicha etapa, se le añade un producto químico llamado floculante, cuya función fundamental es favorecer la agregación de las partículas individuales o flóculos formados durante la coagulación. Se originan flóculos de mayor tamaño, los cuáles aumentan de peso y finalmente decantarán en la última etapa del tratamiento físicoquímico. La floculación puede tener lugar en un floculador separado o bien en el interior de un

decantador. Los floculadores son depósitos provistos de sistemas de agitación que giran con relativa lentitud para no romper los flóculos formados durante la coagulación. Los sistemas de agitación pueden estar constituidos por hélices o por un conjunto de palas fijadas sobre un eje giratorio horizontal o vertical.

- **Decantación:** La última etapa se denomina decantación y tiene como finalidad el separar los agregados formados en el seno del agua, esto se logra reposando el agua residual en un tanque de decantación, en el cual los sólidos descenderán hasta alcanzar el fondo del tanque. Otra posibilidad muy utilizada es realizar el proceso de coagulación-floculación y decantación en una sola unidad, donde el sistema de agitación se regula de acuerdo a la etapa correspondiente.

2.2.4. Tratamiento Secundario

La materia orgánica que permanece disuelta y aquella que se encuentra suspensión, así también como el resto de las partículas sólidas orgánicas que no se han eliminado en los tratamientos anteriores, son eliminadas mediante el uso de un tratamiento secundario. La mayoría de las EDARs optan por los procesos biológicos de depuración aeróbica como única etapa de tratamiento secundario (Tchobanoglous et al., 2003). Los procesos biológicos aeróbicos se pueden definir como aquéllos que son realizados por un determinado grupo de microorganismos (principalmente bacterias y protozoos) que en presencia de oxígeno actúan sobre la materia orgánica disuelta, suspendida y coloidal existente en el agua residual, transformándola en gases, materia celular y otras sustancias simples. Como resultado de la transformación se obtiene una reducción de la carga orgánica del efluente.

Existen dos tipos de tratamientos biológicos aeróbicos:

- Procesos de cultivo en suspensión (Fangos o Lodos Activados)
- Procesos de cultivo fijo (Lechos Bacterianos)

Fangos o Lodos Activados El proceso de lodos activados es un método de tratamiento de aguas residuales en el cual la materia orgánica de un efluente constituye la fuente de alimentación para la producción de nuevas células, que forman parte de una población mixta de microorganismos en un ambiente acuático aeróbico. Los microorganismos convierten la materia carbonácea en

tejido celular, y otros productos oxidados que incluyen el dióxido de carbono y agua. Además, pueden desarrollarse un número limitado de microorganismos que obtienen energía mediante la oxidación del nitrógeno amoniacal a nitrito en un proceso conocido como nitrificación, así mismo estos integrantes del consorcio reciben el nombre de bacterias nitrificantes.

A pesar de la existencia de múltiples formas de vida dentro de un lodo activado, las bacterias constituyen la mayor parte de los microorganismos presentes en los mismos. Las bacterias que predominan son aquéllas que requieren compuestos orgánicos como fuente de carbono y energía (bacterias heterotróficas) mientras que las otras, que utilizan compuestos inorgánicos para el crecimiento celular (bacterias autotróficas), se producen de forma proporcional a las concentraciones de carbono y nitrógeno. Tanto las bacterias aeróbicas como anaeróbicas pueden existir en el fango activado, pero la preponderancia de cada especie dependerá de su capacidad de adaptación al medio, dado que algunas pueden comportarse de manera facultativa, es decir son capaces de vivir tanto en la presencia o ausencia de oxígeno disuelto.

Los hongos, rotíferos y protozoos son también residentes de los lodos activados. Estos últimos están representados principalmente por especies ciliadas, pero pueden presentarse protozoos flagelados y amebas. La presencia de protozoos sirve como indicador de la condición de los lodos activados, mientras que las especies ciliadas son fundamentales en la eliminación de *Escherichia Coli* de las aguas residuales.

El éxito del proceso de lodos activados depende de establecer una comunidad mixta de microorganismos que remuevan y consuman los residuos orgánicos, que luego se agreguen y se adhieran en un proceso conocido como biofloculación, que posteriormente facilitará la obtención de un lodo concentrado (a través del clarificador secundario) para su posterior reciclado. Cualquier tipo de problemas en la separación de los lodos activados repercutirá en un desequilibrio del componente biológico del proceso. Un lodo ideal debe contener organismos filamentosos que crecen dentro del flóculo, dándole fuerza y un cierto nivel de compactación tal que las tasas de sedimentación de los lodos activados sean las apropiadas para producir un concentrado que facilite el recirculado de los lodos. Según Tchobanoglous et al. (2003) los parámetros más utilizados para el diseño apropiado del proceso de barros activados son:

- Tiempo de residencia de la biomasa (SRT): Representa el período de tiempo, en promedio, en el cual el barro permanece en el sistema. Es obtenido

2.2 Esquema de una EDAR - Línea de Agua

dividiendo la masa de sólidos presentes en el reactor por los sólidos removidos diariamente a través del efluente y purga de barros.

- Relación alimentación/microrganismos (F/M): Es definida como la relación entre la *DBO* o *DQO* aplicada y la cantidad de microrganismos presentes en el reactor. La unidad más comunes es $kg\ DBO/kg\ MLVSS \cdot d$.
- Carga volumétrica: La tasa de carga orgánica volumétrica, definida como la cantidad de *DBO* o *DQO* aplicada al tanque de aireación (bioreactor) por unidad de tiempo. Las unidades más comunes son $kg\ DBO/m^3 \cdot d$ o $lb\ DBO/pe^3 \cdot d$.
- Tiempo de residencia hidráulico (HRT): Determina el período de tiempo, en promedio, en el cual el efluente permanece en el sistema. Es obtenido por la división entre el volumen del sistema y el caudal de ingreso.

El la Tab. 2.3 se exhibe los tipos de procesos más utilizados que incluyen barros activados y las diferencias existentes entre sus parámetros de diseño.

Tabla 2.3.: Parámetros típicos de diseño para procesos de barros activados comúnmente usados

| Nombre del Proceso | Tipo de Reactor | SRT, d | F/M, kg DBO/ kg MLSS.vd | Carga Volumétrica, $kg\ DBO/m^3 \cdot d$ | MLSS, mg/L | HRT, h | RAS, % influente |
|---------------------------|-----------------|---------|-------------------------|--|-------------|---------|------------------|
| Aireación de Alta Carga | Flujo pistón | 0.5 - 2 | 1.5 - 2.0 | 1.2 - 1.4 | 200 - 1000 | 1.5 - 3 | 100 - 150 |
| Contacto y estabilización | Flujo pistón | 5 - 10 | 0.2 - 0.6 | 1.0 - 1.3 | 1000 - 3000 | 0.5 - 1 | 50 - 150 |
| Flujo pistón | Flujo pistón | 3 - 15 | 0.2 - 0.4 | 0.3 - 0.7 | 1000 - 3000 | 4 - 8 | 25 - 75 |
| Alimentación escalonada | Flujo pistón | 3 - 15 | 0.2 - 0.4 | 0.7 - 1.0 | 1500 - 4000 | 3 - 5 | 25 - 75 |
| Completamente mezclado | CSTR | 3 - 15 | 0.2 - 0.6 | 0.3 - 1.6 | 1500 - 4000 | 3 - 5 | 25 - 100 |
| Aereación extendida | Flujo pistón | 20 - 40 | 0.04 - 0.1 | 0.1 - 0.3 | 2000 - 5000 | 20 - 30 | 50 - 150 |
| SBR | Batch | 10 - 30 | 0.04 - 0.1 | 0.1 - 0.3 | 2000 - 5000 | 15 - 40 | NA |

Reactores Biológicos El tanque de aireación o reactor biológico es el lugar diseñado para proveer un tiempo de residencia específico, asegurando que el

barro activado y el agua residual se mezclen por un determinado tiempo bajo un determinado régimen. El diseño del tanque normalmente intenta asegurar la inexistencia de puntos muertos, que reducen el volumen de trabajo del tanque. La otra condición a reunir es la demanda de oxígeno, que si no se logra a través del mismo sistema de agitación se suplementa normalmente con un equipo de aireación. Los sistemas utilizados son maquinarias, cuya naturaleza pertenece a diferentes tecnologías, siendo más común el uso de agitadores mecánicos para lograr un buen grado de mezcla y aireadores superficiales o sumergibles suplementarios que brindan el oxígeno necesario para el crecimiento de los microorganismos.

Los reactores biológicos aeróbicos pueden ser caracterizados según diferentes perspectivas siendo las subdivisiones más importantes las que responden a su régimen operacional (continuo o discontinuo) y/o a su comportamiento hidrodinámico (completamente mezclado o flujo pistón).

Reactor Tanque Agitado Continuo El Reactor Tanque Agitado Continuo (CSTR en inglés), también conocido como reactor completamente mezclado, es un tipo de reactor ampliamente utilizado en ingeniería química (Wittrup, 2007) y cuyas aplicaciones también se extienden a los procesos biológicos de producción, o en este caso para el tratamiento de efluentes. La amplia aplicación se debe a que el comportamiento puede ser modelado matemáticamente y con buenos resultados por el reactor tanque agitado ideal (CISTR). Los cálculos basados en un CISTR asumen un mezclado perfecto donde la composición en la salida del reactor es igual a la que se encuentra en el interior del mismo, la cual es una función del tiempo de residencia y de la velocidad de reacción. Como tiempo de residencia se define al tiempo requerido para que un determinado material complete su ciclo de ingreso, permanencia y egreso en un sistema determinado, en este caso el reactor. Matemáticamente hablando el balance integral de materia de la cantidad de moles de una especie i (N_i) en un reactor CSTR está dado por:

$$\frac{dN_i}{dt} = F_i^0 - F_i + \sum_{j=1}^n \nu_{ij} r_{ij} V \quad (2.1)$$

Donde F_i^0 es el flujo molar entrante de la especie i , F_i es el flujo molar de salida y ν_{ij} es el coeficiente estequiométrico que involucra a la especie i en cada reacción

2.2 Esquema de una EDAR - Línea de Agua

j donde interviene. La velocidad de reacción de la especie i en cada reacción j, r_{ij} , depende de la concentración de los reactivos y de la constante de velocidad, donde la cinética empírica es el factor fundamental para describirla y expresarla matemáticamente.

En estado estacionario la variación temporal de moles de cada especie i es nula, además si los flujos molares son expresados por el producto entre el caudal y la concentración, la Ec.2.1 se puede escribir del siguiente modo:

$$\frac{Q}{V} (C_i^0 - C_i) = - \sum_{j=1}^n \nu_{ij} r_{ij} \quad (2.2)$$

En un CSTR el efluente a tratar es continuamente añadido al bioreactor, los microorganismos reciben un medio fresco con alta cantidad de alimento permitiendo un alto crecimiento dada la biodisponibilidad de la materia orgánica. Por otro lado, los productos de la degradación y los microorganismos salen continuamente por el otro lado del reactor. De este modo, la tasa de crecimiento de las bacterias en el reactor puede ser fácilmente controlada y optimizada, pudiendo funcionar durante períodos largos de tiempo sin necesidad ser apagado y resultando más productivo que los reactores discontinuos. Algunas variantes que producen una mejora del proceso son aquellas que cuentan con células inmovilizadas (lechos bacterianos) o si se reciclan los microorganismos concentrados nuevamente al reactor, esto se logra a través de un proceso posterior de separación (lodos activados). Estas operaciones previenen el retiro (o lavado) de los microorganismos, manteniendo una concentración superior dentro del reactor, lo que favorece la productividad de la biomasa y por consiguiente la degradación de materia orgánica. Sin embargo, si el efluente a tratar no es continuo este esquema resulta difícil de aplicar y requiere de otros dispositivos de almacenamiento.

Reactor de Flujo Pistón (PFR) Esta denominación hace referencia a un tipo especial de reactores que muestran un patrón hidrodinámico de flujo pistón del cual reciben su nombre (PFR en inglés) se caracterizan porque el fluido que los atraviesa es ordenado, donde ningún elemento del mismo plano o sección sobrepasa a cualquier otro elemento que se sitúe por delante o por detrás (Wittrup, 2007). Debido a esto, la principal característica física de este tipo de reactores es el predominio de la dimensión longitudinal por sobre el diametral (el ancho del reactor) lo que le confiere la denominación de reactor tubular. Al igual que

el reactor tanque agitado (CSTR), el reactor flujo pistón (PFR) también tiene su homónimo ideal, el IPFR, en el cual se asume que la mezcla radial es perfecta y no existe difusión o mezcla a lo largo de la trayectoria del flujo. Como resultado el tiempo de residencia para todos los elementos pertenecientes a una misma sección que atraviesa el reactor es el mismo.

Un balance material de una especie i , en un volumen diferencial de un fluido elemental (entre x y dx), resulta:

$$Fi(x) - Fi(x + dx) + A_t \sum_{j=1}^n \nu_{ij} r_{ij} dx = \frac{dC_i}{dt} \quad (2.3)$$

Si el balance se efectúa en estado estacionario, no hay acumulación y por lo tanto tampoco variación temporal, y si además, el flujo hidrodinámico está determinado por una velocidad constante "u", los caudales de entrada y salida puede definirse específicamente, y la Ec.2.3 se reduce a la Ec.2.4:

$$A_t u [C_i(x) - C_i(x + dx)] + A_t \sum_{j=1}^n \nu_{ij} r_{ij} dx = 0 \quad (2.4)$$

Finalmente si se toma el límite a 0 del elemento diferencial dx y se expresa la velocidad como el caudal dividido por el área, se obtiene la ecuación que describe matemáticamente la variación de la concentración de la especie i en un reactor flujo pistón:

$$\frac{Q}{A_t} \frac{dC_i}{dx} = \sum_{j=1}^n \nu_{ij} r_{ij} \quad (2.5)$$

Selección del tipo de reactor Hay varios factores importantes a considerarse para la selección del tipo de reactor a incluir en el proceso de barros activados, entre ellos, los efectos de la cinética de reacción, los requerimientos en la transferencia de oxígeno, la naturaleza del agua residual, las condiciones ambientales locales, la presencia de tóxicos o sustancias inhibitorias en el efluente, los costos y las necesidades futuras de ampliación o remodelación.

Operacionalmente hablando un reactor tanque agitado es más fácil de aplicar que un reactor del tipo flujo pistón, debido a que el suministro de oxígeno y el control de pH son los mismos en todo el volumen del reactor. Si bien estos valores pueden variar con el tiempo, resultan más fácil de controlar estas condiciones en la variable temporal que en la espacial. Contrariamente un reactor flujo pistón necesita una mayor adición de oxígeno al principio que luego declina conforme avanza la reacción a lo largo del reactor, lo mismo sucede con el pH, y si a esto se le suman las variaciones temporales las posibilidades de lograr un buen control del proceso se reducen notablemente. La ventaja del reactor flujo pistón reside en que para una dada conversión, el volumen de reactor necesario será menor que en el caso de un reactor tanque agitado (Wittrup, 2007).

Clarificador Secundario Los clarificadores pueden ser rectangulares o cuadrados, pero típicamente son circulares. El objetivo del clarificador secundario es concentrar el lodo activo, separándolo del agua residual. El lodo activo decanta de manera más lenta que el lodo primario obtenido en el clarificador primario, lo que significa que en el clarificador secundario el flujo ascensional debe ser más lento y, en consecuencia, el tiempo de retención debe ser mayor. El tiempo de retención hidráulico en el clarificador secundario suele ser de 2 a 4 *h*, frente a las 1 o 2 *h* del clarificador primario.

El tamaño del flóculo es fundamental para el proceso ya que si éste decanta demasiado rápido en el clarificador muchas partículas pequeñas permanecerán en la parte superior. Por otra parte, si el flóculo no decanta lo suficientemente rápido, los sólidos se escaparán por el efluente. De forma ideal, el flóculo debería englobar a las partículas más pequeñas y a los otros organismos a medida que decanta hasta llegar al fondo del tanque, pero su formación dependerá de las condiciones brindadas a los microorganismos dentro del reactor biológico.

Los clarificadores circulares utilizan colectores de moción hidráulica o rotatoria para reciclar y/o eliminar el lodo decantado, los rectangulares y cuadrados utilizan colectores de cadena o de puente móvil. El lodo que decanta en el canal interior del clarificador cae al fondo y puede ser purgado del sistema (eliminación) o reciclado nuevamente al tanque de aireación (reactor). La relación reciclo-purga dependerá de la concentración de biomasa que se quiera mantener en el reactor y fundamentalmente del tiempo de retención celular que se quiera imponer en el sistema. Este último es un parámetro importante que indica la “edad de los lodos” y relaciona la cantidad de lodos activos con la producción de biomasa, también

es el recíproco de la velocidad de crecimiento, por lo que brinda una información valiosa del estado del sistema.

Los parámetros utilizados para el dimensionamiento de un sedimentador secundario han sido resumidos por Tchobanoglous et al. (2003) y se destacan a continuación:

- **Tiempo de retención:** Se define como el volumen del tanque de decantación dividido por el caudal. Se expresa en unidades de tiempo, habitualmente en h .
- **Carga hidráulica o velocidad ascensional:** Se define como el volúmen de agua a tratar en el clarificador, por área o superficie de clarificador y por unidad de tiempo. Se expresa generalmente en $m^3/m^2 \cdot d$.
- **Carga de sólidos:** Su definición es similar a la carga hidráulica con la diferencia que en este caso el parámetro central es la cantidad de sólidos presentes en el influente del clarificador, se obtiene por el producto de la carga hidráulica y la concentración de sólidos. Se expresa generalmente en $kg/m^2 \cdot d$.

Tabla 2.4.: Valores de parámetros de diseño típicos para sedimentadores secundarios

| Tipo de Tratamiento | Carga hidráulica $m^3/m^2 \cdot d$ | | Carga de Sólidos $kg/m^2 \cdot d$ | | Profundidad m |
|--|------------------------------------|-------------|-----------------------------------|--------|------------------|
| | Media | Máxima | Media | Máxima | |
| Posterior a un proceso de barros activados con aire | 400 - 700 | 1000 - 1600 | 4 - 6 | 8 | 3.5 - 6 |
| Posterior a un proceso de barros activados con oxígeno | 400 - 700 | 1000 - 1600 | 5 - 7 | 9 | 3.5 - 6 |
| Posterior a una aireación extendida | 200 - 400 | 600 - 800 | 10 - 5 | 7 | 3.5 - 6 |
| Selector en un tratamiento de remoción de nitrógeno | 400 - 700 | 1000 - 1600 | 5 - 8 | 9 | 3.5 - 6 |

2.2.5. Tratamiento Terciario

El tratamiento terciario o avanzado es definido como el tratamiento adicional necesario para remover constituyentes suspendidos, coloidales o disueltos que permanecen en el agua residual después de un tratamiento secundario. Además,

2.2 Esquema de una EDAR - Línea de Agua

puede estar apuntado a reducir la cantidad de sólidos suspendidos y/o *DBO*, obteniendo un efluente que cumple con normas más estrictas y puede ayudar a la reutilización del recurso. Los constituyentes disueltos pueden ser iones inorgánicos relativamente simples como el calcio, potasio, sulfato, nitrato y fosfato o incluso compuestos orgánicos complejos de creciente peligrosidad para el ambiente y la salud.

Estos procesos tienen naturaleza biológica o físicoquímica siendo el proceso unitario físicoquímico el más empleado para el tratamiento terciario incluyendo las operaciones mencionadas anteriormente (coagulación, floculación y decantación). Otros procesos empleados como tratamientos terciarios son las resinas de intercambios de iones, la adsorción en carbón activado, la ultrafiltración, la ósmosis inversa, etc. (Tab.2.5).

Tabla 2.5.: Procesos unitarios para la remoción de constituyentes encontradas en aguas residuales tratadas

| Constituyentes residuales | Filtración | Ósmosis Inversa | Adsorción | Intercambio Iónico | Oxidación avanzada | Oxidación Química |
|------------------------------|------------|-----------------|-----------|--------------------|--------------------|-------------------|
| Coloides suspendidos | x | x | x | x | | |
| Coloides solidos | x | x | x | x | | |
| Materia orgánica particulada | | x | | | | x |
| Carbono orgánico total | | x | x | x | x | x |
| Orgánicos refractarios | | x | x | | x | |
| Orgánicos volátiles | | x | x | | x | |
| Amonio | | x | | x | | |
| Nitrato | | x | | x | | |
| Fósforo | x | x | | | | |
| Sólidos disueltos | | x | | x | | |
| Bacterias | | x | | | | |
| Virus | | x | | | | |

Desinfección

La desinfección consiste en la destrucción selectiva de los organismos que causan enfermedades. Durante el proceso no se destruyen todos los organismos, punto en el que radica la principal diferencia entre la desinfección y la esterilización, proceso que conduce a la destrucción de la totalidad de los organismos. Las tres categorías de organismos entéricos presentes en el agua residual y de

mayor consecuencia en la producción de enfermedades son las bacterias, los virus entéricos y huevos de helmintos viables.

2.3. Esquema de una EDAR - Línea de Fangos

En la mayoría de los procesos de tratamiento primario, así como secundario, se producen lodos, los cuales deben ser manejados de una forma adecuada. Los lodos que resultan únicamente de los procesos de separación sólido-líquido se conocen como lodos primarios, y los provenientes de procesos biológicos se designan con el nombre de lodos secundarios. Los primarios consisten en partículas sólidas, básicamente de naturaleza orgánica. Los secundarios son fundamentalmente biomasa en exceso producida en los procesos biológicos. Una fracción importante de las sustancias contaminantes que se remueven en los procesos de tratamiento de aguas residuales se encuentra finalmente en estos lodos. Es el caso de muchos contaminantes orgánicos que presentan una alta o media sorción en el material biológico.

Para el caso de lodos primarios entre un 30 y 50% de la *DBO* del afluente se separa en los lodos del clarificador primario como *DBO* insoluble. En las plantas de lodos activados, alrededor de 2/3 de la *DBO* soluble separada corresponde a compuestos orgánicos oxidados para producir la energía de mantenimiento de las células, pero el 1/3 restante corresponde a células microbianas que se encuentran en el lodo en exceso de las purgas. Obviamente, todos estos lodos no deben evacuarse sin un tratamiento adecuado previo, ya que estaría en contradicción con el objetivo inicial del proceso de tratamiento aplicado. Además, en plantas de tratamiento que contemplan la remoción de nutrientes, estas corrientes de lodos manejados pueden contener nutrientes como nitrógeno (entre 100 a 1000 $mgNKT/L$) y fósforo (entre 10 a 100 mgP/L), convirtiéndolas en corrientes de productos aprovechables para uso como fertilizantes.

Una posibilidad en la secuencia de procesos considerados, es la reducción de las cantidades de compuestos orgánicos y volátiles contenidos en los lodos, sometiendo esta corriente a una digestión. Tanto los procesos de digestión aerobios, como los anaerobios representan una opción válida para el tratamiento de los lodos. El lodo resultante de la digestión, con un contenido considerablemente inferior de materia orgánica, se conoce como lodo estabilizado. Los objetivos principales de la estabilización son: reducción o eliminación de olores molestos,

reducción del volumen del líquido o peso de sólidos a tratar en operaciones sucesivas y reducción de los microorganismos patógenos en los lodos.

2.3.1. Espesador

El espesado de barros es un proceso utilizado para incrementar la concentración de sólidos del barro y reducir su volumen a través de la remoción de determinada cantidad de agua. El material resultante continúa siendo un fluido. Esta operación es empleada antes de procesamiento de los barros, ya sea digestión y/o deshidratación, para reducir la carga volumétrica e incrementar la eficiencia en estos procesos.

Los procesos más comúnmente utilizados son los espesadores en tanque por gravedad, en tanque por flotación con aire disuelto, en cinta por gravedad y en tanque rotatorio. Se presenta una comparación de esos procesos de espesado en la página 251 del Apéndice. La selección de un proceso en particular depende generalmente del tamaño de la planta de tratamiento de aguas residuales y el tratamiento posterior en la línea de barros. Las principales variables de diseño son:

- Concentración de sólidos y caudal de la corriente de alimentación.
- Demanda de químicos y costo de los químicos utilizados para el acondicionado.
- Concentración de sólidos suspendidos y disueltos en la corriente clarificada.
- Concentración de sólidos y flujo del barro espesado.

Espesador por gravedad

Es el método más simple y comúnmente usado para el espesado de barros en plantas de tratamiento de aguas residuales. El tanque circular de concreto es la configuración más habitual para la construcción de espesadores por gravedad, aunque existe la posibilidad de efectuar tanques rectangulares que son escasamente empleados.

El diseño de los tanques espesadores es muy similar al de los tanques de sedimentación, con algunas modificaciones necesarias como la pendiente del suelo

para evitar problemas de rastrillado del barro depositado. El diámetro habitual de los tanques se encuentra entre 10-24 *m*, la profundidad de la pared lateral entre 3-4 *m* y la pendiente del suelo entre 1:4 a 1:6. El aspecto más importante del diseño de un espesador es la determinación del área necesaria para obtener el grado de espesamiento deseado. Si el barro de un establecimiento en particular se encuentra disponible para testeos, la superficie requerida puede ser hallada usando una columna de sedimentación y desarrollando el caudal de sólidos (G_T) necesario para un barro en particular. Este flujo es la cantidad de sólidos, en masa, que atraviesa la sección por unidad de área y de tiempo. Si las pruebas en laboratorio no pueden ser efectuadas, la siguiente ecuación puede ser utilizada para determinar el área necesaria:

$$A = \frac{C_0 Q_0}{G_T} \quad (2.6)$$

donde:

$A =$ Área del espesador [m^2]

$C_0 =$ Concentración de sólidos secos en el influente [kg/m^3]

$Q_0 =$ Caudal del influente [m^3/d]

$G_T =$ Caudal de sólidos [$kg/m^2 d$]

Durante el proceso de espesado por gravedad de barros activados, la concentración de sólidos secos se incrementa de 0.2 a 2 %, la resistencia específica se incrementa de 35 a 1480 kg/m , pero el volumen del barro puede decrecer hasta 10 veces. La concentración de barros espesados óptima para un tanque radial es de 2.9 a 3.4 % y el tiempo de espesado óptimo de 9 a 11 *h*. Se recomienda una velocidad del flujo entre 4 a 8 $m^3/m^2 \cdot d$ para el espesado de barros activados.

2.3.2. Digestión Aeróbica

La digestión aeróbica es el proceso de estabilización más ampliamente utilizado en las plantas de tratamiento de aguas residuales, a las cuales ingresan menos de 20000 m^3/d (Turovskiy y Mathai, 2006). Éste es un proceso de oxidación y descomposición de la parte orgánica del barro por los microorganismos en tanques especiales abiertos o cerrados con presencia de oxígeno. Es un proceso biológico de barros suspendidos muy similar al proceso de barros activados del tipo aireación extendida. El proceso produce un producto estable, reduce la masa

2.3 Esquema de una EDAR - Línea de Fangos

y el volumen y la cantidad de organismos patogénicos. Las ventajas del digestor aeróbico en comparación con un digestor anaeróbico incluyen:

- Bajo costo de capital.
- Producto final sin olores.
- Reducción de sólidos volátiles ligeramente menor a la obtenida en digestor anaeróbico.
- Fácil de operar.
- No es necesario el control operacional de la relación ácidos volátiles-alcalinidad.
- Menor cantidad de *DBO*, *SST* y nitrógeno amoniacal en el efluente líquido.
- Adecuado para digerir sólidos ricos en nutrientes y recuperar la mayor cantidad de propiedades fertilizantes.
- Mayor seguridad por exclusión del potencial de explosión del gas y un menor potencial de problemas con olores.

Las principales desventajas de la digestión aeróbica en comparación con la digestión anaerobia incluyen:

- El costo de operación es mayor, debido a la energía necesaria para suministrar el oxígeno requerido.
- El gas metano, un subproducto útil, no se produce.
- El proceso depende de la temperatura debido a que la eficiencia del proceso se reduce en épocas de temperatura fría.
- El rendimiento se ve afectado por la concentración de sólidos, el tipo de lodos, ubicación, y el tipo de sistema de aireación.
- La digestión aeróbica del lodo activado en exceso puede ser considerado como una continuación del proceso de lodos activados.

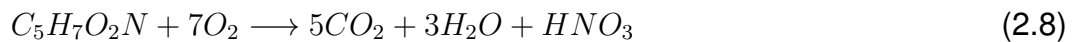
Descripción del proceso Cuando el sustrato soluble está completamente oxidado por la población microbiana, los microorganismos comienzan a consumir su propio protoplasma para obtener la energía necesaria para el mantenimiento de la célula. Este fenómeno de obtención de energía a partir del tejido celular, conocido como respiración endógena, es la reacción más importante en la digestión aeróbica. El tejido celular se oxida aeróbicamente a dióxido de carbono, agua, y amoníaco. A medida que avanza el proceso de digestión, el amoníaco se oxida posteriormente a nitrato. Sólo alrededor de 65 a 80 % del tejido celular

puede ser oxidado, el 20 a 35 % restante son componentes inertes y compuestos orgánicos que no son biodegradables. El material que queda después de la finalización del proceso de digestión se encuentra en un estado de baja energía es biológicamente estable. La biooxidación de la biomasa resulta en la reducción del volumen de los sólidos residuales que requieren su eliminación.

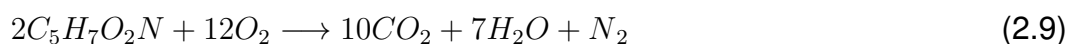
El primer paso del proceso de digestión aeróbica, la oxidación directa de la materia biodegradable, puede ser ilustrada por la Ec.2.7:



La fórmula para la masa celular de los microorganismos es $C_5H_7O_2N$. El segundo paso, la respiración endógena, puede ser ilustrado por la Ec.2.8 si el proceso de nitrificación es completado (Enviroquip, 1997). Cuando el barro biológico proveniente del clarificador secundario es digerido aeróbicamente, la fase predominante que se mantiene es la respiración endógena.



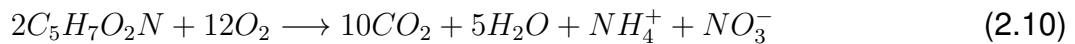
Lo que se observa a menudo en la digestión aeróbica es la nitrificación parcial, es decir, una parte del nitrógeno permanece como amoníaco. El sistema es capaz de nitrificar hasta que el pH desciende lo suficiente para inhibir a las bacterias nitrificantes. Esto se ilustra en la Ec.2.9. Esto es lo que se ve normalmente en muchos digestores aeróbicos, una mezcla de ambos amoníaco y nitrógeno. Este sería el caso en el que hay una cantidad pequeña de alcalinidad en el lodo que se alimenta al digestor. En situaciones en las que la capacidad de amortiguación es insuficiente, lo que resulta en la disminución del pH por debajo de 5.5 puede ser necesario alimentar con productos químicos tales como la cal para mantener el pH deseado.



Teóricamente, aproximadamente el 50% de la alcalinidad consumida por nitrificación puede ser recuperado por desnitrificación. Si el oxígeno disuelto se mantiene muy bajo (menos de 1 mg/L), no se producirá la nitrificación. Por lo tanto,

2.3 Esquema de una EDAR - Línea de Fangos

el ciclo del digestor aeróbico entre aireación y mezclado mecánico puede ser eficaz en la maximización de la desnitrificación mientras se mantiene el control del pH. La ecuación completa nitrificación desnitrificación muestra una ecuación estequiométrica equilibrada. Si todo el amoníaco liberado es nitrificado y desnitrificado, hay equilibrio. La biomasa y el oxígeno producen dióxido de carbono, gas nitrógeno, y agua, sin consumo neto de alcalinidad.



Consideraciones de diseño Los factores que deben ser considerados en el diseño de digestores aeróbicos convencionales incluyen el método de operación, el volumen del reactor y el tiempo de retención. En la Tab.2.6 se presentan los criterios de diseño típicos para la confección de digestores aeróbicos.

Tabla 2.6.: Criterios de diseño para un digestor aeróbico

| Parámetro | Valor | Unidad |
|---------------------------------|-----------|-------------------|
| SRT | | |
| A 20 °C | 40 | d |
| A 15 °C | 60 | d |
| Carga de Sólidos Volátiles | 1.6 - 4.8 | $kg/m^3 \cdot d$ |
| Requerimientos de oxígeno | | |
| Destrucción de tejido celular | 2.0 | $kg O_2/kg SSV$ |
| Reducción de DBO barro primario | 1.6 - 1.9 | $kg O_2/kg DBO$ |
| Requerimientos de energía | | |
| Aireadores mecánicos | 20-40 | $kW/10^3m^3$ |
| Aireación por difusores | 1.2 - 2.4 | $m^3/m^3 \cdot h$ |
| Reducción de SSV | 38-50 | % |

Método de operación Los dos métodos más básicos para la digestión aeróbica son mediante la operación continua o batch, que se diferencian en la manera por la cual el sobrenadante es extraído del proceso. Las operaciones batch se utilizan en sistema de baja capacidad de digestión debido a la simplicidad de operación requerida. El modo continuo permite regular la operación sin interrumpir la oxigenación del proceso, por ello es recomendable para casos en el que se requiere mayor capacidad de digestión.

Volumen del reactor y tiempo de retención El volumen del tanque del digestor aeróbico está sujeto al tiempo de retención necesario para alcanzar la reducción de sólidos volátiles deseada. Al mismo tiempo la destrucción de sólidos tiene una estrecha relación tanto con la temperatura del líquido como con la edad del barro.

En el pasado, los digestores aeróbicos fueron diseñados con un tiempo de retención en el rango de 10 a 20 d para alcanzar una reducción de sólidos volátiles del 38% (Fig.2.2). Sin embargo, para alcanzar los requerimientos en la reducción de patógenos el tiempo de retención mínimo debe ser de 40 d para 20 °C y 60 d para 15 °C que prevalecerán por sobre los criterios de atracción de vectores.

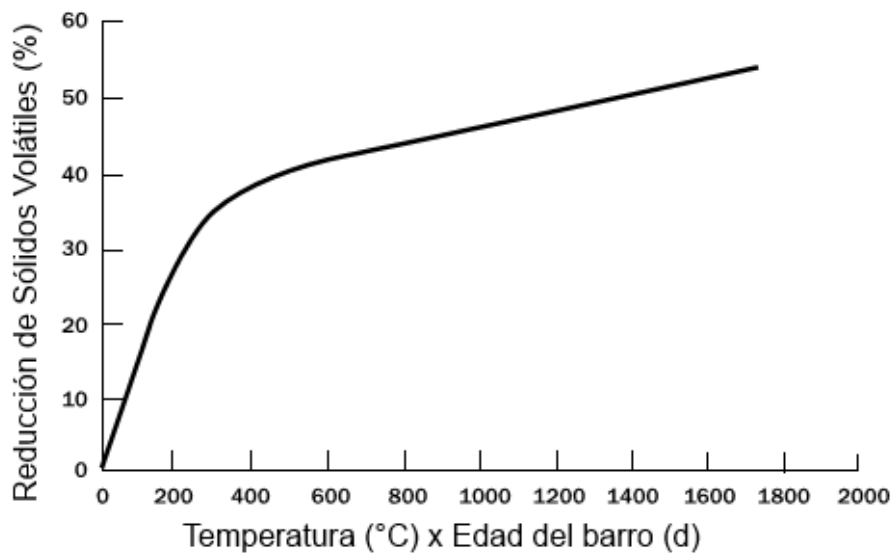


Figura 2.2.: Reducción de Sólidos Suspendidos volátiles versus el producto de la temperatura en (°C) por la edad del barro (d)

El volumen de un digestor aeróbico se puede determinar mediante el uso de la Ec.2.11.

$$V = \frac{Q_i (X_i + Y \cdot S_i)}{X (K_d P_v + 1/SRT)} \quad (2.11)$$

donde:

V =Volumen del digestor aeróbico [m^3]

Q_i =Caudal medio alimentado al digestor [m^3/d]

2.3 Esquema de una EDAR - Línea de Fangos

X_i = Sólidos suspendidos en el influente al digestor [mg/L]

Y = Porción de lodo primario que integra la DBO influente al digestor [%]

S_i = DBO influente al digestor [mg/L]

X = Sólidos suspendidos en el digestor [mg/L]

K_d = Constante de velocidad de reacción [d^{-1}]

P_v = Fracción volátil de los sólidos suspendidos en el digestor [%]

SRT = Edad del barro [d]

2.3.3. Digestión Anaerobia

La digestión anaerobia es uno de los procesos más viejos utilizados para la estabilización de sólidos y biosólidos. La digestión anaeróbica involucra la descomposición de la materia orgánica y la materia inorgánica (principalmente sulfato) en la ausencia de oxígeno molecular. La mayor aplicación de la digestión anaeróbica se da en la estabilización de barros concentrados producidos en los tratamientos de aguas residuales cloacales e industriales. Un gran desarrollo ha sido logrado para el fundamental entendimiento y control del proceso, el dimensionamiento de los tanques y el diseño y aplicación del equipamiento. Debido al énfasis en la conservación y en la recuperación de la energía y el atractivo de obtener un beneficio del uso de los biosólidos, la digestión anaeróbica continúa siendo el proceso dominante para la estabilización de barros. Además, la digestión anaeróbica de barros producidos en el tratamiento de aguas cloacales, en muchos casos, produce suficiente gas para cubrir mucha de la energía necesaria para la operación de la planta.

La mayoría de las plantas emplean digestores anaeróbicos de uso común para la digestión de una mezcla de barro primario y biológico. La velocidad de reacción de ambos lodos mezclados, bajo condiciones anaeróbicas, es levemente des- acelerada. En la digestión de barros separada, la digestión del barro primario y el biológico es realizada en diferentes tanques. Las razones citadas para realizar una digestión separada incluyen: que se mantienen las excelentes características de deshidratación del barro primario digerido, que el proceso de digestión se diseña a la medida del barro que es tratado, y además, que las condiciones óptimas de control del proceso pueden mantenerse más fácilmente bajo esta condición. Sin embargo, el criterio de diseño y los datos de rendimiento para la digestión anaeróbica de barros biológicos separada es muy limitada.

Descripción del proceso Los tres tipos de reacciones químicas y bioquímicas que ocurren en la digestión anaeróbica son la hidrólisis, la fermentación (también llamada acidogénesis, donde se producen compuestos orgánicos solubles y ácidos de cadena corta) y la metanogénesis (la conversión, por medio de bacterias, de ácidos orgánicos en metano y dióxido de carbono).

Hidrólisis La primera etapa del proceso de fermentación, en el cual el material particulado es convertido en compuestos solubles que pueden ser hidrolizados posteriormente a simples monómeros y ser usados por las bacterias que realizan la fermentación, es llamada hidrólisis. Para algunas aguas residuales industriales, la fermentación puede ser el primer paso en el proceso anaeróbico.

Fermentación La segunda etapa es la fermentación (también llamada acidogénesis). En el proceso de fermentación, se degradan aminoácidos, azúcares y ácidos grasos. Los sustratos orgánicos sirven tanto de donadores como aceptores de electrones. Los principales productos de la fermentación son el acetato, hidrógeno, CO_2 , propionato y butirato. El propionato y butirato son fermentados posteriormente para producir hidrógeno, CO_2 y acetato. De este modo, los productos finales de la fermentación (acetato, hidrógeno y CO_2) son los precursores de la formación de metano (metanogénesis). El cambio de energía libre asociado a la conversión de propionato y butirato a acetato e hidrógeno requiere que el hidrógeno permanezca en bajas concentraciones ($H_2 < 10^{-4} atm$) o la reacción no se producirá (McCarty and Smith, 1996).

Metanogénesis La tercera etapa, la metanogénesis, es llevada a cabo por un grupo de organismos bien conocidos llamados metanógenos. Dos grupos de organismos metanogénicos están involucrados en la producción de metano. Un grupo, llamado metanógenos acetoclásticos, dividen el acetato en metano y dióxido de carbono. El segundo grupo, llamado metanógenos utilizadores de hidrógeno, usan el hidrógeno como donador de electrón y CO_2 como aceptor para producir metano. Las bacterias dentro de los procesos anaeróbicos, llamadas acetógenas, pueden usar el CO_2 para oxidar hidrógeno y formar ácido acético. Sin embargo, el ácido acético será convertido a metano, así el impacto de esta reacción es menor.

Consideraciones de diseño Los factores importantes en el proceso de diseño de la digestión anaeróbica son: los tiempos de retención de sólidos e hidráulico (SRT y HRT, en inglés), la temperatura y la carga de sólidos orgánicos. Los primeros tres factores son importantes en el proceso de selección, mientras que los dos restantes son más útiles a nivel operativo.

Tiempos de retención de sólidos e hidráulico El dimensionado del digestor anaerobio está basado en el suficiente suministro del tiempo de residencia en reactores de mezcla completa, para lograr una significativa destrucción de sólidos volátiles suspendidos. El criterio de dimensionamiento utilizado habitualmente es el tiempo de retención de sólidos (SRT), el tiempo promedio que los sólidos perduran en el proceso de digestión, o el tiempo de retención hidráulico (HRT), el tiempo promedio que el líquido permanece en el proceso de digestión. Para sustratos solubles, el SRT puede ser determinado dividiendo la masa total de sólidos en el reactor por la masa de sólidos removidos diariamente. El tiempo de retención hidráulico es igual al volumen del líquido en el reactor dividido por el caudal que atraviesa dicho reactor. Ambos parámetros presentan el mismo valor cuando en el sistema no se efectúa un reciclo de barros.

Las tres reacciones (hidrólisis, fermentación y metanogénesis) están directamente relacionadas con el SRT (o HRT). Un aumento o reducción en el SRT resulta en un aumento o disminución de la extensión de cada reacción. Un parámetro derivado es el que surge del tiempo mínimo que requiere cada reacción (SRT_{min}), es importante su consideración ya que si el SRT es menor que el SRT_{min} las bacterias no podrán crecer lo suficientemente rápido y el proceso de diseño fallará eventualmente (WEF, 1998).

Temperatura La temperatura no sólo influye en las actividades metabólicas de la población microbiana sino también tiene un profundo efecto en aquellos factores como la tasa de transferencia de gas y en las características de sedimentación de los sólidos biológicos. En la digestión anaerobia, la temperatura es importante en la determinación de la velocidad de digestión, particularmente la de hidrólisis y formación de metano. La temperatura de operación usada en el diseño establece el SRT_{min} requerido para lograr una cantidad dada de destrucción de sólidos. La mayoría de los sistemas de digestión anaeróbica son diseñados para operar en el rango de temperatura mesofílica, entre los 30 y 38 °C. (Turovs-

kiy y Mathai, 2006). Mientras que la selección de las temperaturas de diseño es algo importante, la manutención estable de la temperatura de operación es más importante debido a que las bacterias, especialmente las formadoras de metano, son sensibles a los cambios de temperatura. Generalmente, los cambios en la temperatura mayores a $1\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{d}$ afectan la performance del proceso, y por esto son recomendables cambios menores a $0.5\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{d}$ (WEF, 1998).

2.3.4. Manejo de barros

La gestión de barros es el conjunto de procedimientos que deben llevarse a cabo en pos de obtener un correcto manejo de los mismos, reduciendo en cada una de las etapas del proceso la posibilidad de causar un daño ambiental. Este conjunto de operaciones de tratamiento, caracterización, almacenaje, transporte, control de calidad, uso y disposición final de barros se encuentra regido por la Resolución N° 97/2001, Reglamento para el Manejo Sustentable de Barros Generados en Plantas de Tratamiento de Efluentes Líquidos en la que se define el conjunto de operaciones a las que pueden ser sometidos los barros, destinadas cambiar su composición o modificar sus propiedades con el propósito final de mejorar su aptitud para el uso y la disposición final.

2.3.4.1. Disposición Final

En la disposición final se produce la incorporación de los barros a un cuerpo receptor sin un propósito de uso, ya sea en contacto directo con este último o en dispositivos especialmente diseñados para su aislamiento del medio. Este método se basa en la deposición del lodo en un área como último destino. Los métodos permitidos para llevar a cabo la disposición final son:

- Relleno Sanitario, en celdas separadas: Comprende la disposición de barros en celdas especialmente asignadas dentro de un relleno sanitario o en instalaciones diseñadas a este sólo efecto y construidas según la técnica del relleno sanitario (Monorelleno).
- Incorporación a un Relleno Sanitario: Comprende la disposición de barros como parte de un relleno sanitario para residuos sólidos urbanos con restricciones de cantidad máxima de barros a disponer en relación con el total de residuos depositados.

2.3 Esquema de una EDAR - Línea de Fangos

- Cobertura Final de Rellenos Sanitarios: Comprende la disposición de barros en las acciones de clausura de rellenos sanitarios de residuos sólidos urbanos y otros como instancia previa a su vegetalización.

Un barro generado en planta debe cumplir con ciertos requisitos enumerados en la Resolución 97/2001 para ser considerado de categoría A, de esa manera puede ser tratado y dispuesto como un residuo no peligroso. Luego, si se encuentra bajo determinadas condiciones (baja atracción de vectores, Tab. A.17 en la página 251) y cumple con los límites establecidos por la norma (Tab. A.18, Tab. A.19, Tab. A.20 y Tab. A.21 en la página 252), se considera de categoría A.3 y puede ser dispuesto en Rellenos Sanitarios, Monorellenos, como cobertura final de Rellenos Sanitarios o destinados a termodestrucción. Es habitual, que antes de ser depositados, los barros precisen de un tratamiento destinado a reducir significativamente la cantidad de patógenos, humedad y otros compuestos tóxicos presentes (digestión aeróbica, anaeróbica, estabilización con cal, secado al aire, etc.).

2.3.4.2. Procesamiento Térmico

El procesamiento térmico o termodestrucción del barro incluye el acondicionamiento térmico, el secado térmico y la incineración. El acondicionamiento térmico es el proceso por el cual se aplica calor y/o presión sobre el barro para eliminar el agua ligada a estos sólidos, proceso que puede ser mejorado con la adición de acondicionadores químicos. El secado térmico de los barros reduce el contenido de humedad de la mezcla a niveles más bajos que los conseguidos por los métodos convencionales de deshidratación. En el caso de barros proveniente de EDARs un contenido menor al 5% puede ser alcanzado. Las ventajas que presenta el proceso incluye la reducción de los costos de transporte, reducción de patógenos, mejoras en la capacidad del barro a ser almacenado con las consiguientes desventajas del incremento del costo de capital y operativo, además de requerir personal capacitado para operarlo. La incineración es la combustión completa, es decir la oxidación exotérmica de los materiales combustibles presentes en el barro.

Descripción del proceso El barro deshidratado se procesa a temperaturas entre 420 a 500 °C en la presencia de oxígeno. Una temperatura entre 760 a 820 °C es requerida para una combustión completa de los sólidos orgánicos y evitar

la presencia de compuestos cuya toxicidad los hace indeseables y peligrosos. En la incineración de barros, los sólidos orgánicos presentes son convertidos a productos finales oxidados, dióxido de carbono, vapor de agua y cenizas. Algunas partículas y otros gases se encontrarán presentes en el gas de escape, lo cual condicionará la selección de un posterior tratamiento del gas antes de ser vertido a la atmósfera. La incineración reduce el volumen y el peso del barro aproximadamente en un 95 %, obtiene una destrucción completa de los patógenos y toxinas, con la capacidad potencial de recuperar la energía proveniente de la combustión. Por otro lado, el incremento del costo capital y operativo, la necesidad del tratamiento de las descargas hacia la atmósfera, la reducción del potencial uso benéfico de los biosólidos, entre otras desventajas convierten a la incineración en una última opción cuando la utilización del bioproducto es técnica o económicamente inviable, no se dispone de un área de almacenamiento o ésta es muy limitada, o bien para casos en que se requieren estrictas medidas de higiene.

Uno de los principales parámetros de la incineración de barros es el contenido de humedad de la mezcla. Un barro con un 30 a 50 % de sólidos (50 a 70 % de humedad) es autógeno, es decir puede ser quemado si la necesidad de un combustible auxiliar. Si el barro presenta una cantidad menor de sólidos, entre un 20 a 30 % (70 a 80 % de humedad) es necesario un combustible auxiliar. Por lo tanto, antes de la incineración, el contenido de humedad del barro debe ser reducido por medio de deshidratadores mecánicos o mediante el secado térmico. El otro parámetro importante para la incineración del barro es el poder calorífico de la mezcla, que representa la cantidad de calor liberada por unidad másica de sólido. Esta cantidad de calor es función del tipo de elementos combustibles principales presentes en el barro, estos elementos son el carbono, el hidrógeno y el azufre; cualquier cambio en la cantidad de estos elementos podrá incrementar o disminuir el poder calorífico intrínseco del barro.

Métodos de Incineración La selección del horno para la combustión de fangos deshidratados está determinada por el contenido de humedad de los lodos y la naturaleza de compactación de los residuos carbonizados. La primera propiedad puede excluir la posibilidad de la combustión de los lodos directamente en una llama o en hornos tipo ciclón sin secado previo, mientras que la segunda propiedad puede excluir la posibilidad del tratamiento del lodo sobre rejillas. Actualmente los hornos más utilizados son el de cámaras múltiples, el de lecho

fluidizado o aquéllos rotativos.

Horno de cámaras múltiples El horno está dividido verticalmente en siete o nueve cámaras. Un eje de rotación vertical pasa por el centro del horno, con un mecanismo de rastrillo de movimiento horizontal hecho de hierro fundido resistente al calor. Cada cámara permite la transferencia de material a través de aberturas situadas en la periferia de la misma y transferencia central con la cámara contigua. Los lodos se mueven por transportadores en la tolva de carga y, a continuación, entran en la parte superior del incinerador. Los lodos se mueven por rastrillos a través de las aberturas que comunican las cámaras, pasan a la siguiente línea inferior y continúa su recorrido hacia abajo. La operación se efectúa con un 50 % de exceso de aire. La cantidad de aire se controla de forma automática mediante el monitoreo de la concentración de oxígeno en los gases de escape, por medio de un analizador de oxígeno. Las cámaras superiores del horno constituyen la zona de secado de lodos, donde la parte principal de humedad se evapora. En cámaras del centro, los lodos orgánicos son quemados a una temperatura de 700 a 900 °C, y en las cámaras inferiores, la ceniza se enfría antes de ser descargada en la tolva de cenizas. Las cenizas de la tolva pueden ser transportadas en forma seca (transporte neumático) a la tolva de cenizas y, a continuación, al depósito de cenizas (por camión), o en forma húmeda junto con el polvo de ceniza en camas de lodos o en estanques.

Las ventajas de este método incluyen la capacidad de combustión de los lodos primarios y secundarios, así como basura del cribado, espuma de tanques de sedimentación y separadores de aceite, residuos de las cámaras desarenadoras, y desechos industriales. Además, se caracteriza por la sencillez del servicio, su fiabilidad y la estabilidad de operación durante las variaciones significativas en la cantidad y la calidad de los lodos tratados. Estos hornos se pueden instalar al aire libre. Las desventajas son el alto costo de capital, la gran área requerida, la presencia de mecanismos de rotación en la zona de alta temperatura, y la frecuente falla del dispositivo de rastrillo.

Consideraciones de diseño Las consideraciones más importantes del diseño de sistemas de incineración se discuten a continuación. Los fabricantes de incineradores dependen de datos empíricos obtenidos a partir de extensas pruebas en plantas piloto. Dicha información en general es propiedad privada; por

lo tanto, los fabricantes suelen realizar el diseño después de recibir los datos de entrada, las condiciones y especificaciones de funcionamiento del sistema de incineración.

Contenido de humedad de los lodos Tradicionalmente, lodos primarios y secundarios deshidratados tienen generalmente de 16 a 25 % de sólidos (75 a 84 % de humedad). La deshidratación a esta concentración de sólidos significa que por 1 *kg* de sólidos, de 3 a 5.25 *kg* de agua debe ser evaporada a altas temperaturas. Estos sistemas requieren grandes cantidades de combustible auxiliar para evaporar el agua. Los excesos en costos de tales sistemas, a partir de la suba del precio de los combustibles, han dado como resultado el cierre de muchos incineradores. Como regla general, los hornos de lecho fluidizado son preferibles a los hornos de cámaras múltiples cuando el contenido de los sólidos es superior al 30 % (WEF, 1998). Esto se debe a que el lecho fluidizado puede operar con niveles más bajos de exceso de aire, evitando muchas complicaciones operativas que acontecen dentro de las cámaras.

Reúso y recuperación de calor La incineración moderna de los lodos son procesos que dependen de la recuperación del calor residual y su reciclo para realizar operaciones económicas. La recuperación de calor puede ser para reutilización interna o secundarias, la primera incluye recuperación directa, donde el lodo es precalentado o secado por los gases de combustión; en la segunda se utilizan los gases de combustión para precalentar el aire de combustión. El precalentamiento del aire de combustión es el más común y enfoque económico de recuperación de calor en la incineración de lodos. Otros usos secundarios pueden destinarse en forma de calefacción, generación de energía, o mediante un secador indirecto para aumentar concentración de sólidos de los lodos y eliminar así la necesidad de un combustible auxiliar.

2.3.4.3. Aplicación en tierra

La aplicación en tierra es el método por el cual se dispersa o pulveriza biosólidos en la superficie del terreno o se inyectan por debajo de la superficie de la tierra a los efectos de enmendar el suelo y/ o fertilizar los cultivos. La aplicación en

2.3 Esquema de una EDAR - Línea de Fangos

tierra se ha practicado durante décadas y sigue siendo el método más común de utilización de biosólidos. Una de las cualidades beneficiosas de los biosólidos es su utilización como activador del suelo.

Cuando son agregados al suelo, los biosólidos aportan nutrientes y mejoran las características de los suelos. En función a las necesidades de la agricultura, estos beneficios son aún mayores cuando los biosólidos fueron compostados, mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Los biosólidos no compostados tienen una alta disponibilidad de nutrientes y se descomponen y mineralizan rápida y fácilmente en el suelo, esta rápida descomposición puede proporcionar grandes cantidades de nitrógeno y fósforo para su utilización inmediata por los cultivos. Por su parte, los biosólidos compostados conservan materiales orgánicos muy estables que se descomponen a un ritmo más lento, por lo tanto liberan los nutrientes a un ritmo menor y más estable, proporcionando nutrientes a largo plazo a través de una liberación retardada.

Formas de Uso A los efectos de la asignación de aptitud para cada categoría de calidad de barros se describen las siguientes formas de uso:

- Agrícola/Ganadero: Como abonos o enmiendas en cultivos extensivos e intensivos y en pasturas naturales y cultivadas.
- Forestal: Como abonos o enmiendas en plantaciones forestales, viveros o en áreas con bosques naturales degradados y sujetos a recuperación.
- Recuperación de suelos degradados: En regiones sujetas a procesos de desertificación o pérdida de cobertura vegetal o suelos, derivados de causas naturales o antrópicas.
- Restauración del paisaje: Para recuperación de áreas que fueron sometidas a extracción minera o en aquellas sujetas a pérdida de suelos superficiales debido a obras de infraestructura.

Tipificación de barros Las normas actuales para la tipificación de barros y uso de biosólidos en Argentina fueron adoptadas del Código de Regulación Federal 40, específicamente de su parte 503 (USEPA, 2007) de normas para el uso y eliminación de los lodos provenientes de plantas depuradoras. El primero de los tres parámetros que deben ser evaluados para determinar la calidad global de un barro es el nivel de contaminantes, Metales Pesados y PCBs en la matriz del barro (Tab.A.17 y Tab.A.18 en la página 251). En caso de cumplirlos se consideran de Categoría A, pero si supera alguno de los valores se clasifica como de

Categoría B y debe ser sometido a algún tipo de tratamiento previsto dentro de la norma para volver a ser reconsiderado de Categoría A.

Los otros dos parámetros responden a los niveles de calidad respecto a la densidad de patógenos y la atracción de vectores. El primer parámetro, a la hora de determinar la calidad del barro, es la presencia o ausencia de aquellos agentes patógenos como las bacterias, los virus entéricos y huevos de helmintos viables. Según este parámetro, los barros se pueden clasificar según cumplan con los Niveles A o B de patógenos presentes.

Los barros son designados A.1 (biosólido de alta calidad) si pertenecen a la Categoría A, y además, los agentes patógenos se encuentran en niveles prácticamente indetectables (Nivel A), éstos pueden ser utilizados en todas las formas de uso destinadas a la aplicación en tierra. Por otro lado, son designados A.2 (biosólido de baja calidad) si pertenecen a la categoría A y cumplen con el Nivel B de patógenos. Dado que los agentes patógenos se han reducido a niveles que no representan una amenaza para la salud pública y el medio ambiente pueden ser utilizados en la aplicación en tierra, pero deben tomarse medidas sanitarias para evitar la exposición y minimizar la contaminación. Los valores utilizados para la clasificación pueden encontrarse en la Tab. A.19 de la página 251.

Límite de contaminantes Los biosólidos destinados a uso agropecuario deben ser caracterizados al menos en los parámetros indicados en la Tab. A.22 de la página 254. La utilización de los biosólidos según las formas de uso descritas anteriormente está subordinada a la realización de un análisis de los suelos receptores en los parámetros previstos en la norma, y sólo puede realizarse cuando esto responda a una necesidad real de los cultivos o de recuperación de suelos degradados.

Para permitir que la aplicación de un biosólido, de Categoría A.1, sea viable se prevén diferentes límites tanto para los lugares de aplicación (restricciones de cultivos, zonas geográficas, usos sociales, etc.) y como para la cantidad de contaminantes. Este segundo tópico puede dividirse en tres categorías distintas: valores límites de aplicación, cargas máximas de contaminantes y biosólidos permitidas.

Estos valores límite son cifras establecidas, en base a estándares de calidad elaborados con procedimientos de análisis de riesgo, que expresan el máximo admisible de: (a) la concentración de un determinado elemento o compuesto químico en un cuerpo receptor de la Tab. A.23 (pág. 254); (b) la concentración de un determinado elemento o compuesto químico en un barro de la Tab. A.18 (pág.

2.3 Esquema de una EDAR - Línea de Fangos

252); (c) la concentración de un determinado elemento o compuesto químico que puede incorporarse a un cuerpo receptor en condiciones controladas (Dosis Real de Barros, DRB) que se calcula en función de la concentración de contaminantes en el barro y de la Dosis Anual de Carga de Contaminantes (DACC, Tab. A.24 de la 255) a través de la Ec. 2.12:

$$DRB = \frac{DACC \cdot 1,000 / C \cdot 100}{MS} \quad (2.12)$$

Donde:

DRB : Dosis real de barros en *tn/ha · año*

DACC : Dosis Anual de Carga de Contaminantes para el compuesto “n” expresado en *kg/ha · año*

C : Concentración del Contaminante “n” en el barro expresado en *mg/kg barro* (base materia seca)

1,000 : Factor de conversión de *kg* a *tn*

100 : Factor de conversión para porcentaje

MS : Porcentaje de materia seca del barro a emplear

2.3.4.4. Compostaje

El compostaje es una alternativa de costo efectivo y ambientalmente válido para la estabilización de lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales. El compostaje es un proceso en el cual la materia orgánica se somete bajo degradación biológica para producir un producto final estable. El barro apropiadamente compostado es un material no perjudicial y similar al humus. Aproximadamente un 20 al 30 % de los sólidos volátiles son convertidos a dióxido de carbono y agua. Como el material orgánico presente en el barro es descompuesto, el proceso se efectúa a temperaturas en el rango de pasteurización (50 a 70 °C), y los organismos entéricos patógenos son destruidos.

El sistema de compostaje escogido dependerá principalmente de la producción diaria de biosólidos, así como también de la cantidad de terreno disponible para la construcción de instalaciones para el compostaje. Otros factores que afectan el tipo de sistema de compostaje son la naturaleza de procedencia del lodo, que puede ser lodos crudos o aquéllos sometidos a un proceso de estabilización o extracción de humedad previo al compostaje. Por ejemplo, aquellos lodos estabilizados a través de digestión aeróbica o anaeróbica reducen el tamaño de las

instalaciones de compostaje en un 40 %, sin mencionar que favorecen tanto a la reducción de emanación de olores como a la eficiencia en la operación del proceso de compostaje, esto se debe a la estabilidad que presenta un barro o lodo estabilizado.

A pesar de que el compostaje puede ser completado bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas, las aplicaciones de compostaje de la mayoría de los lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales se efectúan esencialmente bajo condiciones aeróbicas. Este tipo de condiciones acelera la descomposición del material orgánico y resulta en el incremento de la temperatura alcanzando el rango necesario para la destrucción de patógenos.

El resultado del apropiado compostaje puede ser utilizado como acondicionador para el suelo, en actividades de agricultura o horticultura, sujeto a las limitaciones de la Resolución 97/2001. En un principio, el lodo compostado que presenta características de Categoría A.1 (ser lodo de Categoría A y no superar el nivel A de patógenos), puede ser utilizado como abono o enmienda sin ningún tipo de restricción sanitaria. En cambio, si presenta características de Categoría A.2 (ser lodo de Categoría A y no superar el nivel B de patógenos) puede ser utilizado como abono o enmienda bajo restricciones sanitarias determinadas.

Sin embargo, según el Reglamento para el Registro de Fertilizantes y Enmiendas del SENASA, la inscripción en el Registro Nacional de Fertilizantes, Enmiendas, Sustratos, Acondicionadores, Protectores y Materia Primas de compost obtenidos a partir de biosólidos provenientes de plantas cloacales y que hayan sido obtenidos a partir de procesos registrados, podrá ser evaluada a través de auditorías efectuadas por funcionarios de este organismo con el fin de definir la factibilidad de su autorización.

Por último, es importante destacar que el uso final de los lodos compostados puede no ser agronómico y por lo tanto, las exigencias pueden ser menores, por ejemplo, en la biorremediación de suelos contaminados o en el cierre de vertederos, donde pueden utilizarse compost con niveles más altos de metales pesados y actividad microbiana.

Descripción del proceso de Compostaje Aeróbico El proceso de compostaje radica en la degradación compleja del material orgánico acompañado de la producción de ácido húmico obteniéndose un producto final estable. Durante el proceso de compostaje, se observan tres etapas diferentes y asociadas a rangos de temperatura. En la fase inicial, la instancia mesofílica, la temperatura en el compost es de aproximadamente 40 °C con la aparición de hongos y bacterias

2.3 Esquema de una EDAR - Línea de Fangos

acidificantes. Cuando la temperatura del compost asciende al rango termofílico, de 40 a 70 °C, esos microorganismos son remplazados por hongos y bacterias termofílicas y en esta etapa ocurre la máxima degradación y estabilización del material orgánico. La etapa final está acompañada de un enfriamiento de la mezcla y de una reducción en la actividad microbiana, más el reemplazo de los microorganismos termofílicos por mesofílicos. Durante este periodo se produce evaporación de agua perteneciente a la mezcla, así como también la estabilización del pH y el finalizado de la formación de ácidos húmicos.

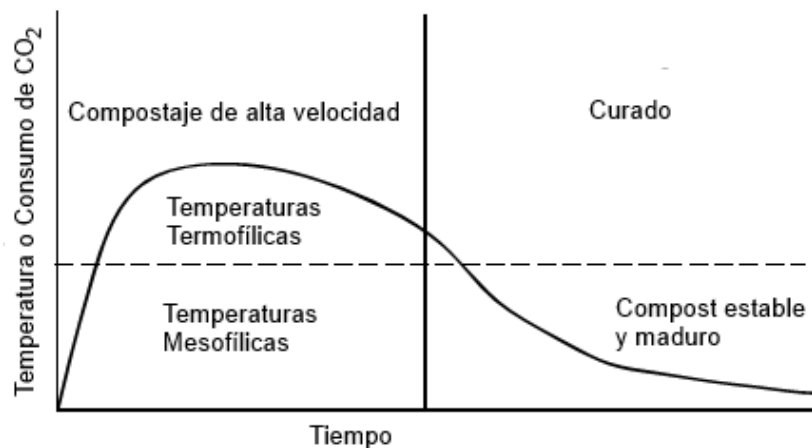


Figura 2.3.: Evolución de la temperatura (Respiración de CO_2) durante las fases del compostaje aeróbico

Métodos de Compostaje Aeróbico Los dos métodos principales de compostajes utilizados pueden ser clasificados como agitados o estáticos. En el primer método el material a compostar es agitado periódicamente para obtener condiciones homogéneas en la mezcla y conseguir un producto uniforme. En el segundo método, el estático, el material a compostar permanece inmóvil y el aire es insuflado externamente atravesando el material compostado. Los métodos de compostaje más utilizados son la pila de compostaje como método estático y la hilera para el caso agitado, mientras que los casos de compostaje dentro de reactores o compartimentos son poco frecuentes y más costosos.

El proceso de compostaje puede ser mejorado si es que se agrega inicialmente una enmienda o un material portante a la masa inicial de biosólidos. Una enmienda es un material orgánico que suele ser agregado a la mezcla para controlar la cantidad de humedad y/o relación de nutrientes presentes en la mezcla. Por otro

lado, el material portante puede ser un material orgánico o inorgánico que proporciona soporte e incrementa la porosidad de la mezcla para una aireación efectiva, un ejemplo de material portante usado y reciclado en el proceso de compostaje es la viruta de madera.

Pila de compostaje aireada El sistema de aireación consiste en una grilla de aireación o tubería perforada sobre la cual se extiende la mezcla a compostar. El material es compostado entre 21 y 28 *d* y luego curado en un período de 30 *d*. Un agente portante es necesario en este caso ya que las pilas pueden alcanzar una altura de 2 a 2.5 *m*. Una capa de compost cribado es habitualmente colocada en la parte superior para evitar la insolación y secado rápido. Las tuberías se construyen de material plástico corrugado y se recomienda que cada pila posea un aireador individual para un control efectivo de la aireación. Para mejorar el control del proceso y los posibles problemas de olores, muchas instalaciones cubren o cierran toda o parte de la pila con materiales aislantes como lonas o plásticos.

Hilera En un sistema de hilera, las operaciones de mezclado y cribado se efectúan a través de máquinas, o manualmente si son de menor envergadura. Se construyen hileras de 1 a 2 *m* de altura y de 2 a 4.5 *m* de ancho. Estas hileras son volteadas y mezcladas periódicamente durante el período de compostaje, debido a esto también suelen llamarse como pilas de volteo. El periodo de compostaje es de aproximadamente de 21 a 28 *d*. Bajo condiciones de operación típicas, las hileras son volteadas un mínimo de 5 veces para mantener una temperatura mayor a 55 °C. En hileras de compostaje, las condiciones aeróbicas son difíciles de mantener a través de toda la sección, por lo que la actividad de la pila puede ser aeróbica, facultativa y hasta anaeróbica en algunas zonas dependiendo estrictamente de la periodicidad del volteo. En algunos casos puede ser necesaria la suplementación de aire mecánico como en el caso anterior, aunque es más habitual contar con equipamiento especial para mezclar la pila y agregar material portante para mejorar el aireado de la hilera.

Parámetros de diseño

Humedad La descomposición de la materia orgánica depende de la humedad. Una humedad menor del 40 % puede limitar la velocidad de descomposición. El contenido de humedad óptimo se encuentra entre 50 y 60 %. El contenido de humedad es también importante para asegurar la integridad estructural y porosidad de la mezcla a compostar. Si la humedad presente en la mezcla es mayor al 60 %, la integridad estructural no será alcanzada y la mezcla será compostada efectivamente. El barro deshidratado proveniente de plantas de tratamientos municipales posee usualmente entre un 18 a 35 % de sólidos (humedad entre 65 al 82 %), dependiendo del tipo de equipo utilizado para la deshidratación. Este barro está muy húmedo para el compostaje, la adición de un material portante o enmienda a la mezcla resulta útil para reducir el contenido de humedad de la mezcla.

Temperatura Para una operación más eficiente, el proceso del compostaje depende de conservarse dentro de un rango de temperatura entre los 50 a 65 °C, pero no por encima de los 70 °C. Para mejores resultados, la temperatura debe mantenerse entre 50 y 55 °C los primeros días y entre 55 y 60 °C el resto del tiempo del proceso. Temperaturas mayores, en tiempos significantes, actúan en detrimento de la actividad microbiana. El contenido de humedad, las tasas de aireación, el tamaño y forma de la pila, las condiciones atmosféricas y presencia de nutrientes influyen en la distribución de la temperatura en la pila de compostaje.

Concentración de nutrientes Ambas fuentes, carbonadas y nitrogenadas, son requeridas para el crecimiento de los microorganismos. Aproximadamente 30 partes de carbono biodegradable son usadas por los microorganismos por cada parte de nitrógeno. Luego, la relación carbono-nitrógeno a conseguir en la mezcla a compostar está en el rango de 25:1 a 35:1 por peso. Relaciones más chicas incrementan la pérdida de nitrógeno por la volatilización como amonio, resultando en la pérdida de nutrientes valorables y emisión de olores. Relaciones más grandes aumentan progresivamente el tiempo de compostaje, el material orgánico permanece activo aún en la fase de curado (Turovskiy y Mathai, 2006). La relación carbono-nitrógeno del barro producido en las plantas de tratamiento se encuentra generalmente entre el rango de 20:1 a 40:1. Los barros cuya relación es menor a 25:1 requieren la adición de carbono biodegradable para el creci-

miento de los microorganismos. Los agentes de mezcla y enmiendas proveen el carbono adicional, mejorando tanto el balance energético como la relación carbono-nitrógeno.

2.4. Procesos Biológicos de Remoción de Nutrientes

El nitrógeno y el fósforo son elementos habitualmente encontrados en la mayoría de las aguas residuales domésticas, a su vez, también son elementos esenciales para el crecimiento de los microorganismos. Por lo tanto, el tratamiento biológico de estas aguas puede remover la cantidad presente de nutrientes en diferentes niveles. No obstante, la cantidad remanente puede convertirse en un problema de contaminación y eutrofización si se descarga en cuerpos de agua. A los efectos de afrontar esta problemática, es necesario que los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas sean diseñados para reducir las cantidades de nitrógeno y fósforo presentes en las aguas residuales domésticas a niveles adecuados. El uso de microorganismos, bajo determinadas condiciones ambientales, es una tecnología ampliamente utilizada que facilita la reducción de la materia orgánica y pueden conformar un sistema de tratamiento que incluye la remoción biológica de nutrientes. Este tipo de tecnología está compuesta por dos procesos que actúan conjuntamente: la remoción biológica de nitrógeno (BNR) y la remoción biológica de fósforo (BPR).

2.4.1. Remoción Biológica de Nitrógeno

Los procesos de tratamiento de aguas residuales diseñados para remover nitrógeno biológicamente alcanzan su meta de remoción a través de procesos secuenciales de nitrificación y desnitrificación. La desnitrificación es la reducción biológica de nitrito o nitrato a nitrógeno molecular, el cual escapa a la atmósfera por su característica gaseosa. En la desnitrificación, los nitritos o nitratos tienen la misma función que el oxígeno en el proceso de oxidación, es decir, son los aceptores terminales de electrones. Por cada gNO_3^- desnitrificado se recuperan $2.9 gO_2$, son producidos $3.6 g$ de alcalinidad y son requeridos de 3 a $4 gDQO$ como sustrato. Además, a través de la remoción biológica de nutrientes apro-

ximadamente 63 % del O_2 consumido en la reacción de nitrificación puede ser recuperado por denitrificación asumiendo que se completa el proceso de denitrificación. También, aproximadamente 50 % de la alcalinidad consumida en la nitrificación es recuperada. En consecuencia, la denitrificación puede jugar un rol importante en la reducción del consumo de energía y mantenimiento del pH del proceso, siempre y cuando el rango óptimo de denitrificación sea controlado (Winnipeg, 2002).

2.4.1.1. Ludzack-Ettinger

El sistema Ludzack-Ettinger es un proceso biológico de dos etapas de desnitrificación-nitrificación, donde una zona anóxica es seguida de una aeróbica. La zona anóxica se coloca antes que la aeróbica, lo que permite que esta zona de desnitrificación posea una fuente de materia orgánica. Esta fuente es necesaria para llevar a cabo el proceso de desnitrificación, tarea realizada por las bacterias desnitrificantes que utilizan el oxígeno contenido en el nitrato para metabolizar la materia orgánica presente en el agua residual. Por otro lado, en la segunda etapa, se produce la reducción final de la materia orgánica mediante un proceso de biodegradación en condiciones aerobias (Grady Jr. et al., 2009).


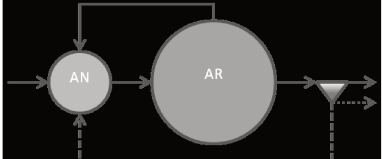
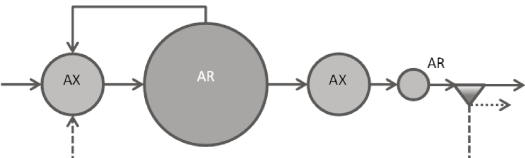
2.4.1.2. Ludzack-Ettinger Modificado

Ludzack-Ettinger Modificado (MLE) es un proceso similar al anterior, con la diferencia de la adición de un reciclo interno. La nitrificación ocurre en la zona aeróbica, la cual constituye la segunda etapa del sistema MLE y es operada como una simple etapa de nitrificación. Gracias al reciclo interno, parte de la corriente nitrificada retorna a la zona anaeróbica donde, una vez consumido el oxígeno remanente, tiene lugar la desnitrificación. De esta manera, se obtienen altos niveles de desnitrificación debido a la retroalimentación del sistema (Grady Jr. et al., 2009). El reciclo interno se opera en el rango de 1 a 4 veces el caudal de ingreso.

2.4.1.3. Bardenpho de 4 etapas

El proceso de tratamiento de aguas residuales Bardenpho fue desarrollado por James Barnard en Sudáfrica en la década del 70. Se trata de un proceso biológico de eliminación de nutrientes que cuenta con cuatro etapas en el siguiente orden, anaeróbico-aeróbico-anaeróbico-aeróbico. Durante el proceso se alcanza una alta eliminación de nitrógeno mediante el uso de las dos zonas anóxicas, donde se lleva a cabo la desnitrificación. Por otro lado, el proceso se compensa con dos zonas aeróbicas, una inicial encargada de reducir la carga orgánica presente en el efluente y otra zona aerobia final que tiene como objetivo limitar la tasa de desnitrificación (reduciendo la cantidad de amonio presente en el efluente final) y, además, evitar problemas operativos como la flotación de fango en el decantador al producirse el barrido del nitrógeno gaseoso (Gerardi, M., 2002).

Tabla 2.7.: Proceso Biológicos de Remoción de Nitrógeno

| Nombre del Proceso | Esquema del Proceso |
|---------------------------------------|--|
| Ludzack-Ettinger |  |
| Ludzack-Ettinger Modificado |  |
| Bardenpho de 4 Etapas |  |
| Sufijos: AX - Anóxico / AR - Aeróbico | |

2.4.2. Procesos Biológicos de remoción de Nitrógeno y Fósforo

La remoción biológica de fósforo es un fenómeno en el cual microorganismos presentes en la masa de barro activado remueven y acumulan intracelularmente una gran cantidad de fósforo del agua residual, mayor a la cantidad habitual requerida para fines metabólicos. Para esto, dos condiciones deben ser satisfechas

2.4 Procesos Biológicos de Remoción de Nutrientes

para que el fenómeno mencionado tenga lugar: (1) en alguna instancia del proceso, el barro activado debe estar sujeto a verdaderas condiciones anaeróbicas, definida como la ausencia de oxígeno disuelto y de nitritos y/o nitratos; (2) dentro del estado anaeróbico, una cierta cantidad requerida de sustrato orgánico, o *DQO* fácilmente biodegradable, debe estar disponible para ser almacenado por los microorganismos.

2.4.2.1. Proceso de la Universidad de Cape Town

En el proceso de la Universidad de Cape Town (UCT), propuesto por Rabinowits y Marais (1980) y representado en la Tab.2.8, la introducción de nitrato en la zona anaeróbica es evitada, porque la primer corriente de reciclaje es tomada de la zona anóxica en lugar de la zona aeróbica. A su vez, en la zona anóxica la concentración de nitratos es controlada a un nivel bajo debido a la manipulación del segundo reciclaje entre la zona aeróbica y la anóxica. Como resultado el nitrato disponible para denitrificación es siempre menor a la capacidad de denitrificación en la zona anóxica.

2.4.2.2. Proceso de la Universidad de Cape Town modificado

El proceso de la Universidad de Cape Town Modificado (MUCT) fue diseñado para asegurar que la introducción de nitrato en la zona anaeróbica sea imposible, incluso con una concentración variable de nitratos superior a la capacidad de denitrificación. La zona anóxica está dividida en dos partes, introduciendo el barro reciclado en la primer zona anóxica y usando la segunda zona para la denitrificación del nitrato recirculado de la zona aeróbica. Bajo estas condiciones, la denitrificación se completará en la primer zona y nada de nitratos será devuelto a la zona anaeróbica. La desventaja de esta configuración es que la zona anóxica completa está bajo la carga de nitratos. Por lo tanto un volumen más grande es requerido si se compara con otros procesos como la configuración Bardenpho. Si esta zona no es lo suficientemente grande, la concentración de nitratos incrementará en el efluente final, pudiendo causar problemas en la sedimentación (barros flotantes).

2.4.2.3. Bardenpho de 5 etapas

El proceso Bardenpho original desarrollado por Barnard, J.L. (1976) en los comienzos de 1970 con barros activados y de cuatro etapas (anóxica - aeróbica - anóxica - reaireación) era utilizado para remover nitrógeno a través de procesos de nitrificación y denitrificación biológica. El proceso modificado de Bardenpho es un sistema de 5 etapas.

Tabla 2.8.: Proceso Biológicos de Remoción de Nitrógeno y Fósforo

| Nombre del Proceso | Esquema del Proceso |
|---|---------------------|
| Universidad de Cape Town | |
| Universidad de Cape Town Modificado | |
| Bardenpho de 5 Etapas | |
| Sufijos: AN - Anaeróbico / AX - Anóxico / AR - Aeróbico | |

El primer reactor sirve como etapa de fermentación, hacia este reactor se recicla una corriente interna proveniente del segundo reactor, el cuál es mezclado con el influente para producir condiciones necesarias de estrés que permiten que una mayor cantidad de fósforo sea removido en las etapas aeróbicas subsecuentes. Esta situación de estrés ocurre en la ausencia de oxígeno y nitratos.

El segundo reactor sirve como primera etapa anóxica. Un gran espectro de organismos es devuelto a esta etapa a través del reciclo de los barros activados concentrados en el clarificador. Además, una corriente rica en nitratos proveniente del tercer reactor es mezclada con el agua residual tratada previamente en el reactor anaeróbico. El consumo de materia orgánica por parte de las bacterias también produce la reducción del nitrato a nitrógeno gaseoso, que es luego libe-

2.4 Procesos Biológicos de Remoción de Nutrientes

rado a la atmósfera. Aproximadamente dos tercios del nitrógeno es removido en esta etapa.

El tercer reactor funciona como la primera etapa de nitrificación. El oxígeno es suministrado por equipos de aireación para oxidar la materia orgánica y el amonio. La materia orgánica es convertida en nuevas células y dióxido de carbono. El nitrógeno amoniacal es convertido para la producción de otras células y en nitrato remanente en la fase líquida. El agua tratada de esta etapa es reciclada de vuelta hacia el segundo reactor para una posterior denitrificación. Una utilización extra del fósforo ocurre en éste reactor debido a la presencia de los microorganismos acumuladores de fósforo, a través de la recaptura del fósforo libre y su posterior almacenamiento intracelular.

El cuarto reactor es una segunda instancia de denitrificación. Los nitratos restantes que no han sido devueltos al segundo reactor deben atravesar este reactor y, en ausencia de oxígeno, son reducidos a nitrógeno molecular y liberados posteriormente hacia la atmósfera. La finalidad de esta etapa es producir un efluente con una menor concentración de nitratos.

En el último reactor se produce una reaireación, introduciendo oxígeno adicional a la mezcla con el fin de evitar zonas sépticas y eliminar algo de gas nitrógeno remanente, facilitando la posterior clarificación del efluente final. A través de la decantación se obtiene un barro rico en fósforo y nitrógeno, una parte de esta cantidad es reciclada al segundo reactor para favorecer el crecimiento de la biomasa en todo el proceso; la otra parte es purgada y tratada en la línea de lodos.

2.5. Bibliografía del Capítulo

- [Armeante-1999] ARMEANTE, P. «Wastewater Pretreatment.» *Inf. téc.*, New Jersey Institute of Technology, 1999.
- [Barnard-1976] BARNARD, J. L. «A review of biological phosphorous removal in activated sludge process.» *Water SA*, 2(3), (1976), 136–144.
- [Winnipeg-2002] CWWWD. «City of Winnipeg Water and Waste Department Nitrification Study.» *Inf. téc.*, City of Winnipeg Water and Waste Department, 2002.
- [Gerardi-2002] GERARDI, M. *Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process*. John Wiley & Sons, Inc., 2002.
- [Grady-1999] GRADY, Jr. L., G. DAIGGER, y H. LIM. *Biological Wastewater Treatment, Second Edition*. Taylor & Francis, Oct 15., 1999.
- [McCarty-1986] MCCARTY, P.L., y D.P. SMITH. «Anaerobic wastewater treatment.» *Environmental Science Technology*, 20 (12), (1986), 1200–1206.
- [MDSyMA-2001] DE DESARROLLO SOCIAL Y MEDIO AMBIENTE, Ministerio. «Reglamento para el manejo sustentable de barros generados en plantas de tratamiento de efluentes líquidos. Anexo A, Anexo I, II, III, IV, V.», 2001.
- [Rabinowitz-1980] RABINOWITZ, B., y G. R. MARAIS. «Chemical and biological phosphorus removal in the activated sludge process.» *Inf. téc.*, Civil Engineering Department of University of Cape Town, 1980.
- [Tchobanoglous-2003] TCHOBANOGLIOUS, G., F. BURTON, y D. STENSEL. *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse 4 ed.* McGraw-Hill Companies, Inc., 2003.
- [Turovskiy-2006] TUROVSKIY, I., y P.K. MATHAI. *Wastewater Sludge Processing*. John Wiley & Sons, Inc., 2006.
- [USEPA-2007] —. «40 cfr part 503 Standards for the use or disposal of sewage sludge.», 2007.
- [WEF-1998] WEF. *Design of Municipal Wastewater Treatment*

2.5 Bibliografía del Capítulo

Plants: WEF Manual of Practice No. 8. McGraw-Hill Education, 1998.

[Wittrup-2007]

WITTRUP, D. «Chemical and Biological Reaction Engineering.» *Inf. téc.*, Massachusetts Institute of Technology, 2007.

3. Simulación de EDARs

Durante el desarrollo de este trabajo se empleó con frecuencia una herramienta computacional, la simulación de procesos, que en los últimos años introdujo cambios importantes en las teorías y prácticas del diseño del sistema de tratamiento de las aguas residuales. Esta nueva herramienta constituye claramente un nuevo paradigma entre el enfoque clásico, muchas veces empírico, y las tendencias actuales asentadas en la formulación de modelos mecanísticos más precisos. La utilización del modelado computacional presenta todas las ventajas de la simulación de procesos, aportando cada vez mayor exactitud en las predicciones y en el diseño, reduciendo una buena parte de las simplificaciones e imprecisiones ligada a los métodos antiguos de diseño. Otro cambio importante que presenta este tipo de herramienta es la metodología utilizada para caracterizar las aguas residuales donde, por ejemplo, las fracciones carbónicas y nitrogenadas presentes en el efluente son particionadas en diferentes subparámetros.

3.1. Simuladores de EDARs

Los simuladores de EDARs pueden ser descritos como aquella herramienta computacional que permite recrear el funcionamiento de una planta de tratamiento. La amplia gama de simuladores presentes en la actualidad permiten obtener una descripción muy variada en la calidad de los resultados y esta mejoría en una simulación se obtiene a través del acercamiento a la descripción de la realidad. Por ello, la complejidad contenida dentro del simulador a utilizar dependerá de los objetivos buscados con la simulación, donde pueden incluirse un conjunto de modelos necesarios para describir el comportamiento completo, o sólo algunos de ellos para observar un comportamiento parcial. A continuación se describen los tipos de modelos que pueden ser incluidos dentro de los simuladores:

1. Modelo de barras activados: Es el conjunto de ecuaciones diferenciales que representan las reacciones biológicas y químicas que tienen lugar en los reactores, digestores y demás operaciones presentes en una EDAR. El balance de materia, la cinética de reacción y el número de parámetros considerados son los tres elementos fundamentales para definir un modelo de barras activados.
2. Modelo del tanque de sedimentación: Basado en principios de ingeniería básica estos modelos pueden ser simples (cálculo a través del tiempo de retención), o más complejos si se consideran modelos unidimensionales o bidimensionales con sedimentación por capas o secciones.
3. Modelos hidráulicos: Son utilizados para describir el comportamiento interior de los reactores (CSTR, PFR), su grado de mezclado, y por lo tanto, determinar el volumen real de trabajo de los mismos.
4. Modelos de transferencia de oxígeno: Están vinculados al tipo de reactor y al sistema de aireación empleado en el mismo. El modelo de transferencia de oxígeno utilizado puede ser simple (considerando un único coeficiente volumétrico de transferencia de masa) o más complejos que involucren la dependencia del coeficiente de transferencia con la temperatura y el tipo de equipamiento utilizado para realizar la aireación.

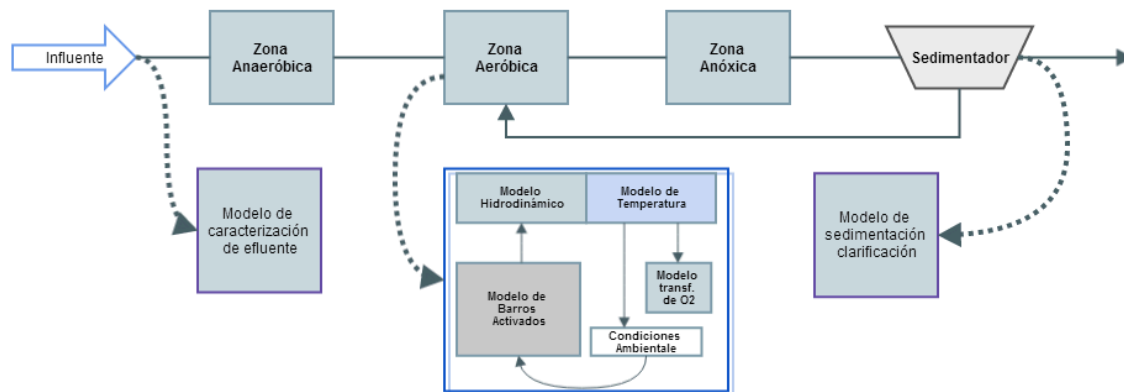


Figura 3.1.: Modelos incluidos dentro de un paquete de simulación de plantas de tratamiento

3.2. Modelo de barros activados

Ha habido un largo periodo de transición entre la utilización del tratamiento de las aguas residuales con lodos activados y el establecimiento de un marco teórico adecuado que describa el proceso, tanto desde el punto de vista cualitativo como cuantitativo, y que a su vez, proporcione una base racional para su entendimiento y diseño. La naturaleza contradictoria de muchas de las hipótesis planteadas para la explicación de la mecánica del proceso, la dificultad de expresar el proceso a través de modelos matemáticos precisos y la naturaleza artificial de los sistemas en los que los modelos fueron desarrollados fueron las principales razones de esta lenta transición. Debido a la ausencia de directrices racionales, los primeros desarrollos de diseño y operación de plantas han sido más un arte que una ciencia.

Al comienzo, la idea de un mecanismo de adsorción y metabolismo en dos etapas encontró apoyo inmediato, aunque no hubo acuerdo general sobre la importancia relativa de cada uno de las etapas en el mecanismo completo de eliminación. El concepto fue utilizado como base para las modificaciones de los procesos, especialmente para el desarrollo del proceso de contacto-estabilización (un tipo de sistema de barros activados). Las dificultades operativas encontradas posteriormente, junto con la aparición de nuevos procesos, tales como la eliminación de nutrientes, aumentaron considerablemente el uso de la modelización de los procesos. Esto llevó a la necesidad de incrementar la complejidad de los modelos matemáticos a la hora de incorporar aquellos mecanismos microbianos fundamentales y transformarlos en una descripción ingenieril racional.

Posteriormente, una importante evolución en la elaboración de modelos se experimentó en las últimas décadas, desde el modelo simple de un componente propuesto por McKinney (1962) a la elaboración de un modelo dinámico con 19 componentes, 65 parámetros diferentes y 19 procesos propuesto por la IAWQ (Henze et al., 1995). Sin embargo, la fiabilidad de los modelos propuestos depende de un número cada vez mayor de parámetros cinéticos y estequiométricos, que varían en gran medida según las características de las aguas residuales y, por tanto, deben ser determinados frecuentemente de manera experimental.

3.2.1. Modelos dinámicos y estructurados

Fue en 1950 cuando el primer modelo dinámico para procesos de barros activados fue propuesto (Goodman y Englande, 1974). Antes de este momento los modelos sólo trataban con el comportamiento estacionario del proceso. Inicialmente, dos variables de estado (sustrato y biomasa) fueron consideradas suficientes para obtener una buena descripción dinámica del proceso, y la cinética de degradación fue modelada como una reacción de primer orden (Eckenfelder y O'Connor, 1955; Eckenfelder, 1966). Más tarde, la capacidad de saturación de degradación fue incluida a través de una dependencia del tipo Monod de la velocidad de remoción de sustrato (Lawrence y McCarty, 1970). Para describir nuevos hallazgos experimentales, Busby y Andrews (1975) presentaron uno de los primeros modelos estructurados, en el cual la biomasa fue caracterizada en tres partes: activa, almacenadora e inerte.

Posteriormente, Marais y Ekama (1976) desarrollaron un modelo aeróbico en estado estacionario desde el cual ha evolucionado el modelado dinámico. Una de las características principales propuestas es que el material carbonoso afluente debe ser dividido en tres fracciones: biodegradable, no biodegradable particulado y no biodegradable soluble. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) fue descartada como un parámetro adecuado para definir al material orgánico y se aceptó a la capacidad de donación de electrones de su forma equivalente, la demanda química de oxígeno (DQO). La tasa de utilización del oxígeno también fue reconocida como el parámetro más sensible para verificar si el comportamiento propuesto por el modelo se ajusta al proceso de fangos activados. Además, propusieron que el nitrógeno afluente debe estar dividido en las siguientes cuatro fracciones: no biodegradable soluble, no biodegradable particulado, biodegradable orgánico y amoníaco. Progresivamente el modelo propuesto por Marais y

Ekama (1976) ha evolucionado hasta convertirse en un modelo dinámico (Ekama y Marais, 1979; Dold et al., 1980; van Haandel et al., 1981), que incluyen también a la desnitrificación. Dos características claves, de particular importancia, incluidas en el modelo se detallan a continuación:

1. Hipótesis de los dos sustratos: la materia carbonácea biodegradable puede ser de rápida o lenta degradación característica que depende esencialmente del tamaño de la molécula. La primera puede atravesar la célula y ser utilizada como un sustrato para crecimiento, mientras que la segunda necesita antes ser sometida a un proceso de hidrólisis extracelular para luego ser procesada por los microorganismos.
2. Hipótesis de muerte-regeneración: se reemplaza el concepto tradicional de respiración endógena (utilizado para describir las diferentes reacciones que tienen lugar cuando los organismos mueren) que no lograba explicar adecuadamente determinados casos. El decaimiento de la biomasa ocurre durante el proceso, ya sea por lisis celular o por depredación de los protozoos. Un proceso modelado de acuerdo a la hipótesis denominada de muerte-regeneración, tiene por resultado una descarga de sustrato de biodegradación lenta y pequeñas cantidades de material particular inerte. Luego, la fracción lentamente biodegradable puede convertirse en rápidamente biodegradable y ser utilizada posteriormente para el crecimiento, es decir, el decaimiento resulta en la regeneración de nueva biomasa. Sin embargo, la cantidad de biomasa formada a través de esta vía es siempre más pequeña que aquella cantidad perdida por el decaimiento, en concordancia con los rendimientos estequiométricos observados.

Además de los aspectos de la conversión del material carbonoso descrito anteriormente, van Haandel et al. (1981) demostraron que las hipótesis de los dos sustratos y de muerte-regeneración pueden ser integradas en forma consistente con las transformaciones de nitrógeno. Finalmente, de este modo surge el modelo completo UCT (Dold et al., 1991) que consta de 14 procesos diferentes incluyendo 14 variables de estado y 21 parámetros. Este modelo ha proporcionado la base para la mayor parte de los futuros planteamientos de modelos mecanísticos para barros activados, por ejemplo, para el modelo ASM (Activated Sludge Model) que se explica en la siguiente sección. Habitualmente, la información de estos modelos complejos se efectúa a través de una matriz de Petersen, de la

cuál se presenta información adicional en la página 258 del Apéndice.

3.2.1.1. Conceptos del modelado

Un concepto importante que debe analizarse en cada modelo propuesto son las variables de estado involucradas. La mayoría de los modelos se basan en el consumo teórico de la DQO (DQO_T). Este parámetro es elegido habitualmente como una medida de la materia orgánica presente tratándose de una cantidad conservadora que caracteriza la cantidad de electrones equivalentes presentes en los sustratos orgánicos, biomasa y aceptores de electrones (Ekama y Marais, 1979; Henze et al., 2000a). Sin embargo existe una diferencia entre la DQO_T y la DQO medida analíticamente, esto se debe a que algunos compuestos tienen una DQO_T negativa. Un ejemplo de este caso son los nitritos, que analíticamente son medidos como una DQO_T positiva, no obstante, éstos tienen la capacidad para recibir electrones en las reacciones (Gujer y Larsen, 1995). Además, hay algunos compuestos que no son detectados durante una prueba estándar de DQO , lo que genera diferencias entre el valor teórico y el real. Se ha resignado este tipo de complejidades a los efectos de obtener un modelo más simple, útil y manejable.

Otro concepto que es pertinente analizar es la manera en la que se organizan las variables de estado dentro de un modelo. Ya que las mismas pueden estar estructuradas en base a los componentes o representadas en fracciones. Por ejemplo, en el ASM1, el nitrógeno orgánico está constituido por variables de estado separadas (es un modelo basado en componentes). En este tipo de modelo las fracciones de nitrógeno están vinculadas a la biomasa. En otros modelos (ASM2d, ASM3, ASM3+BioP), tanto el nitrógeno y el fósforo están vinculados a la variable de estado DQO_T (modelo basado en fracciones).

Modelos basados en componentes Como las variables están separadas en estos modelos, el proceso de hidrólisis de la DQO_T orgánica y el nitrógeno orgánico son independientes. Por lo tanto, es más fácil cambiar los parámetros en caso de variaciones en las fracciones que componen al influente. Sin embargo, en algunos modelos (como el propuesto Dold et al., 1991) el fósforo orgánico no se considera como una variable de estado de manera simétrica al nitrógeno orgánico. Cuando se produce la liberación por decaimiento de la biomasa, el fósforo

estará disponible en forma de fosfato sin experimentar ningún retraso eventual por reacciones de hidrólisis, por el contrario el nitrógeno orgánico tiene que ser amonificado (a través de hidrólisis) para estar disponible en forma de amonio.

Modelos basados en fracciones Al haber ligadas variables entre sí, se limita el número de procesos y complejidad del mismo. Sin embargo, esto supone que la fracción del sustrato es homogénea y constante en su composición. En la realidad, los diferentes compuestos orgánicos llegan en el afluente en diferentes fracciones a lo largo del tiempo, hecho que puede inducir problemas en la estimación, pero considerar esta variación y, si fuera necesario, considerar más componentes llevaría a un aumento de la complejidad del modelo.

Limites del modelado Como se mencionó anteriormente, los modelos de barros activados han sido propuestos como modelos mecanísticos que intentan representar las transformaciones bioquímicas que acontecen en este tipo de consorcios, utilizando varias descripciones simplificadas de los procesos, así como también, sobre la base de la dinámica observada en las EDARs. Para los procesos descritos no existe un consenso general entre los modeladores y se debe a dos principales razones:

1. Los principales mecanismos bioquímicos incluidos en los modelos todavía no se comprenden plenamente y los modelos reflejan las diferentes hipótesis que se han formulado para cada uno de los aspectos considerados.
2. Los mecanismos son demasiado complejos y los modelos utilizan diferentes simplificaciones para obtener resultados que se ajusten con los datos medidos. Sin embargo, esto se hace a expensas de un entendimiento claro de los mecanismos de los modelos, lo que puede limitar la extrapolación en algunas situaciones (por ejemplo, influentes industriales o condiciones climáticas extremas).

3.3. Modelo de barros activados ASM

Como se mencionó anteriormente, la simulación de procesos ha incorporado a las plantas de tratamiento de aguas residuales como rutina habitual y se ha con-

3.3 Modelo de barros activados ASM

vertido en una herramienta fundamental para el funcionamiento de las mismas. Dado que la mayoría de la plantas de tratamiento de aguas residuales se basan en tecnologías de barros activados, resulta imprescindible considerar la naturaleza biológica del sistema a través de un modelo de barros. Estos modelos fueron desarrollados por un comité científico internacional bajo la responsabilidad de la IAWQ (International Association of Water Quality), en la actualidad IWA (International Water Association).

En un inicio, el esfuerzo de la comunidad científica radicó en llegar a un consenso sobre el modo de presentar los modelos, para luego hacerlos evolucionar y ampliarlos progresivamente, según los conocimientos que se generaran en el transcurso de los años. Existen hoy cuatro generaciones de modelos de la IWA, el ASM1 original y el más reciente ASM3, capaces de predecir la degradación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en lodos, y el ASM2 y su versión modificada ASM2d que incluyen además la remoción biológica del fósforo. Su aplicación permite evaluar múltiples escenarios de operación, que pueden ayudar en la mejora tanto en el funcionamiento de una planta de tratamiento existente, como en el diseño de una nueva estación depuradora.

El éxito del proceso dependerá exclusivamente de la actividad metabólica de la población presente, la cual se encuentra sujeta a múltiples variaciones asociadas a cambios operacionales (configuración del proceso, comportamiento hidráulico, intensidad de aireación, etc.) y de las condiciones ambientales (composición del agua residual, temperatura, pH). Con tantas variables disponibles, la estrategia para afrontar el problema es intentar describir el proceso a través de una serie de expresiones matemáticas, donde los modelos más implementados son los mecanísticos, que involucran el uso de ecuaciones de balance de materia, estequiometrías y cinéticas de reacción de los procesos.

3.3.1. Modelo ASM1

Es el modelo desarrollado por la IAWQ (International Association on Water Quality) más conocido, es mecanístico ya que se basa en expresiones estequiométricas y cinéticas que describen las transformaciones bioquímicas efectuadas por los barros activados en la masa de agua, tanto de aquellos compuestos solubles como de aquellos particulados. Tiene como propósito simular la degradación de la materia orgánica, y también la nitrificación y desnitrificación de los procesos de lodos activados.

El modelo cuenta con 13 componentes en total (7 disueltos y 6 particulados), 9 procesos (3 de crecimiento, 2 de decaimiento y 4 de hidrólisis). A través de las expresiones estequiométricas, los diferentes componentes (DQO, amonio, oxígeno) se relacionan con las actividades efectuadas por los microorganismos (crecimiento de biomasa, decaimiento de biomasa, hidrólisis), que son mediadas por un grupo de coeficientes de rendimiento. La velocidad de cada proceso bioquímico está descrita por una serie de expresiones cinéticas del tipo Monod. Con este tipo de cinéticas es posible separar las transformaciones bioquímicas que ocurren solo bajo ciertas condiciones. Como consecuencia, cuando el sustrato soluble o el oxígeno disuelto se aproximen a cero, el crecimiento de la biomasa no ocurrirá, y cuando el crecimiento no está limitado por estos sustratos, la biomasa crecerá a una velocidad específica máxima.

Para describir adecuadamente la remoción de materia orgánica en el proceso de barros activados, la DQO influente fue particionada en fracciones separadas basándose en la biodegradabilidad de la misma (Fig.3.2). La fracción de DQO no biodegradable posee dos componentes, una soluble y otra particulada, que pasan a través de la planta de barros activados sin sufrir cambios.

La fracción biodegradable también fue separada en dos componentes, aquella de rápida biodegradación (S_S) y otra de lenta biodegradación (X_S). La primera representa a aquellos sustratos simples y solubles que son directamente metabolizados por la biomasa heterotrófica para el crecimiento. La segunda representa a aquellos compuestos más complejos, generalmente partículas insolubles y enredadas en la biomasa, que necesitan de un paso de hidrólisis para ser convertidos y metabolizados para el crecimiento de la propia biomasa

La conversión de un sustrato de lenta biodegradación hacia un sustrato fácilmente biodegradable es un proceso más largo, si se compara éste con la utilización de la fracción que es más fácil de degradar esta diferencia de velocidad fue incluida a través de un parámetro que permite al modelo describir adecuadamente la cinética de utilización de la DQO. Por último, se destaca que la descomposición de la biomasa activa ($X_{B,H}$, $X_{A,H}$) produce componentes de lenta biodegradación (X_S) a través de los parámetros y ecuaciones que describen la hipótesis de muerte-regeneración explicada anteriormente.

El material nitrogenado en las aguas residuales se divide de acuerdo a la Fig.3.3. Basado en las mediciones de nitrógeno Kjeldahl total (TKN), el nitrógeno se divide en amoniaco libre y en solución salina (S_{NH}), nitrógeno orgánico y nitrógeno total activo, es decir, una fracción de la biomasa que se supone que es nitrógeno. Similar a la división de la materia orgánica, el nitrógeno orgánico se divide en

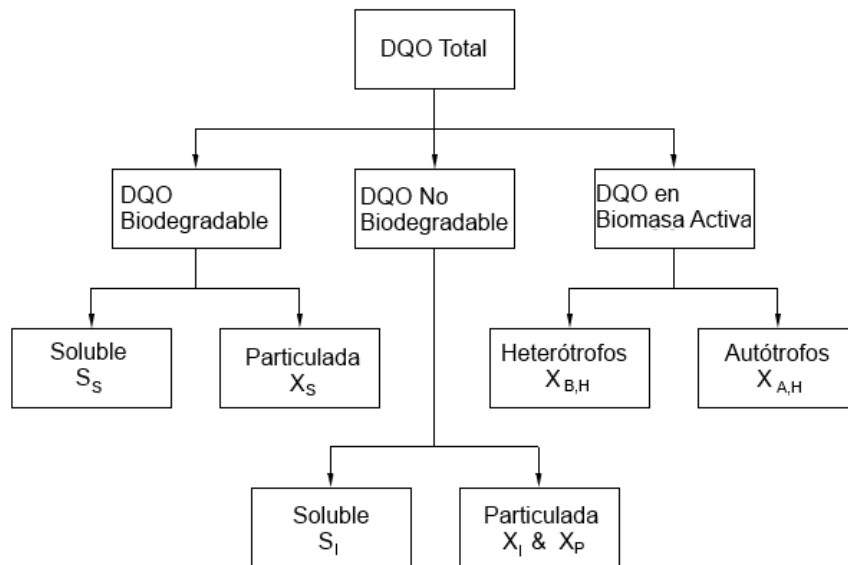


Figura 3.2.: División caracterizada de los componentes de la materia carbonácea del modelo ASM 1

fracciones solubles y particuladas, que a su vez pueden ser biodegradables o no biodegradables. Cabe señalar que sólo las partículas de nitrógeno orgánico biodegradable (X_{ND}) y nitrógeno orgánico biodegradable soluble (S_{ND}) se incluye explícitamente en el modelo. La masa activa de nitrógeno (X_{NB}) se incluye en el modelo sólo en el sentido de que la descomposición de la biomasa libera partículas biodegradables de nitrógeno orgánico. El nitrógeno orgánico asociado a productos (X_{NP}) y materiales (X_{NI}) particulados inertes puede calcularse fácilmente, aunque no se describen en el modelo matriz. El nitrógeno soluble inerte no se modela (S_{NI}). Por último, los nitratos y nitritos se combinan en una variable (S_{NO}), como forma de simplificar el modelo.

3.3.1.1. Las transformaciones descritas por el modelo ASM1

Crecimiento aeróbico de heterótrofos Una fracción del sustrato fácilmente biodegradable es utilizado para el crecimiento de la biomasa, dando lugar a una demanda de oxígeno necesario para satisfacer el equilibrio energético de la oxidación. El crecimiento se modela mediante cinética del tipo Monod. El amoníaco se utiliza como fuente de nitrógeno para la síntesis y se incorpora a la masa celular. Tanto la concentración de S_S como S_O pueden ser los limitantes de la velocidad para el proceso de crecimiento. Este proceso es el principal contribuyente a la producción de nueva biomasa y remoción de la DQO. También está asociado con un cambio en la alcalinidad.

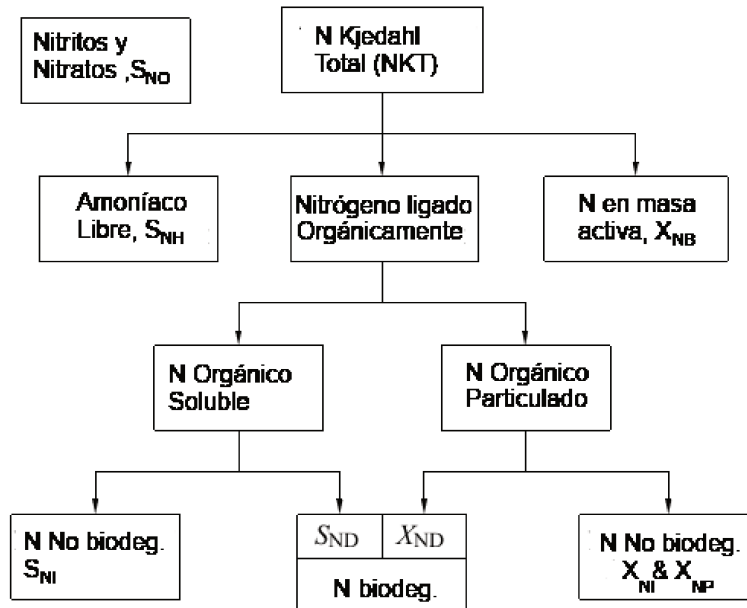


Figura 3.3.: División caracterizada de los componentes de la materia nitrogenada del modelo ASM 1

Crecimiento anóxico de heterótrofos En ausencia de oxígeno, los organismos heterótrofos son capaces de utilizar al nitrato como aceptor terminal de electrones y al SS como sustrato. El proceso conduce a la producción de biomasa y gas nitrógeno (desnitrificación). El gas nitrógeno es el resultado de la reducción del nitrato con un cambio en la alcalinidad. La misma cinética de Monod utilizada para la crecimiento aeróbico se aplica en este caso, excepto que la expresión cinética se multiplica por un factor $\eta_g (< 1)$. Este parámetro refleja una menor tasa de crecimiento en condiciones anóxicas, dado que sólo una fracción de la biomasa heterótrofa es capaz de utilizar el nitrato como aceptor final de electrones. El amoniaco actúa como fuente de nitrógeno para la síntesis celular que, a su vez, produce cambios en la alcalinidad.

Crecimiento aeróbico de autótrofos El amoniaco es oxidado a nitrato a través de un proceso de un sólo paso (nitrificación) resultante de la producción de biomasa autotrófica y dando lugar a una demanda de oxígeno. El amoniaco se utiliza también como fuente de nitrógeno para la síntesis, siendo incorporado a la masa celular. El proceso tiene un efecto marcado en la alcalinidad y en la demanda total de oxígeno. El efecto en la cantidad de biomasa producida es pequeño dado que el rendimiento de los autótrofos nitrificadores es bajo. Una vez más la tasa de crecimiento se modela mediante cinética de Monod.

Decaimiento de heterótrofos y autótrofos El proceso se modela según la hipótesis de muerte-regeneración (Dold et al., 1980). Los organismos mueren a una cierta velocidad y una parte de éstos se considera no biodegradable y se agrega a la fracción (X_P). El resto se añade al sustrato lentamente biodegradable presente en el sistema. El nitrógeno orgánico asociado a la (X_S) estará disponible como nitrógeno orgánico particulado. No hay pérdida de DQO y ningún aceptor de electrones es utilizado. El proceso se supone que continuará con la misma velocidad sin importar las condiciones (aeróbicas, anóxicas o anaeróbicas).

Amonificación de nitrógeno orgánico soluble El nitrógeno orgánico soluble capaz de ser biodegradado se transforma en amoníaco libre o salino en un proceso de cinética de primer orden mediada por heterótrofos activos. Los iones de hidrógeno consumidos en el proceso de conversión resultan en un cambio de la alcalinidad.

Hidrólisis de compuestos orgánicos atrapados El sustrato que se biodegrada lentamente se encuentra atrapado en la masa de lodo se dividen extracelularmente, produciendo fracciones de sustratos de fácil biodegradación disponibles para el crecimiento de los microorganismos. El proceso se modela en base a la cinética de la reacción en la superficie y se produce en condiciones aeróbicas y anóxicas. La tasa de hidrólisis se reduce en condiciones anóxicas en comparación con las condiciones aerobias a través de un factor η_h (< 1).

Mayor información acerca del modelo y sus parámetros puede ser encontrada en la página 258 del Apéndice.

3.3.2. Modelo ASM2

El modelo ASM2 fue desarrollado a partir de los modelos ASM1 (Henze et al., 1987) y el modelo UCT para remoción de fósforo, UCTPHO (Wentzel et al., 1992). Se puede decir que es una extensión del modelo ASM1, que simula el comportamiento de los sistemas incorporando remoción de DQO, nitrificación, desnitrificación y remoción biológica de fósforo. Cuando el modelo ASM2 fue desarrollado, el entendimiento de los mecanismos para la remoción biológica de fósforo era deficiente comparado con los conocimientos acerca de la nitrificación y desnitrificación, por lo que contiene numerosas simplificaciones. El modelo metabólico resultante, que considera la eliminación biológica del fósforo, es similar al UCTPHO (Gujer et al., 1995; Henze et al., 1995). Sin embargo los procesos

de crecimiento y decaimiento de los organismos acumuladores de polifosfatos (PAO, Polyphosphate accumulating organisms) se han mejorado. Por ejemplo, para el caso de crecimiento y remoción biológica de fósforo bajo condiciones de escasez de fósforo, los cuales no podían predecirse anteriormente utilizando el modelo UCTPHO si la cantidad de fósforo en el afluente era nula (Hu et al., 2003). El modelo ASM2 libera esa limitación, incluyendo los procesos de acumulación de polifosfatos. Adicionalmente, el crecimiento de PAO en este modelo implica solamente un consumo de amoníaco libre. En cambio, en el UCPHO los microorganismos acumuladores emplean tanto amoníaco como nitrato. Además, el modelo ASM2 no incluye aquellos procesos de mantenimiento de los PAO, que eran utilizados para modelar el fenómeno de liberación secundaria de fósforo producido bajo condiciones anaeróbicas y/o anóxicas. El modelo ASM2 no incorporó inicialmente los procesos de desnitrificación y remoción de fósforo efectuada simultáneamente por los PAO. Estos procesos de crecimiento anóxico de los PAO fueron incorporados en una versión posterior, conocida como ASM2d, la cual se ha convertido en el modelo más ampliamente aplicado para incorporar la remoción biológica de fósforo mejorada (EBPR, Enhanced Biological Phosphorus Removal). Los detalles de ambos modelos ASM2 y ASM2d se pueden observar en los anexos correspondientes.

3.3.3. Modelo ASM3

El modelo ASM3 describe la remoción de DQO, nitrificación y desnitrificación al igual que lo hace el ASM1. El modelo ASM3 fue propuesto como el modelo estándar para mejorar algunas dificultades encontradas en el ASM1. Una de las modificaciones efectuadas fue la asunción de que la biomasa heterotrófica es modelada como un sustrato de lenta biodegradación (X_S) que es primero hidrolizada (S_S) y posteriormente almacenada intracelularmente (X_{STO}) antes de ser utilizada en el crecimiento de la biomasa (Fig. 3.4). Otra diferencia entre el modelo ASM1 y ASM3 es el reemplazo de la hipótesis de muerte regeneración, para el modelado del decaimiento de la biomasa, por el concepto de respiración endógena en el cual la biomasa es convertida principalmente en materia particulada inerte (X_I). Esto facilita el cálculo de las velocidades de los procesos endógenos (como el decaimiento) y la calibración de los parámetros realizados a través de ensayos respirométricos.

La ventaja principal del modelo ASM3 es que su calibración resulta más fácil

3.4 Otros modelos disponibles

que la del modelo ASM1. Los parámetros difíciles de determinar fueron eliminados o simplificados. En el modelo ASM1, todas las variables son influenciadas directamente por un cambio en el valor de los parámetros, mientras que esta influencia directa en el ASM3 es reducida. Este último también es superior al ASM1 en la descripción de aquellos casos donde el almacenamiento del sustrato rápidamente biodegradable es importante, por ejemplo en el tratamiento de aguas residuales industriales es frecuente que la fracción orgánica sea lentamente biodegradable (X_S).

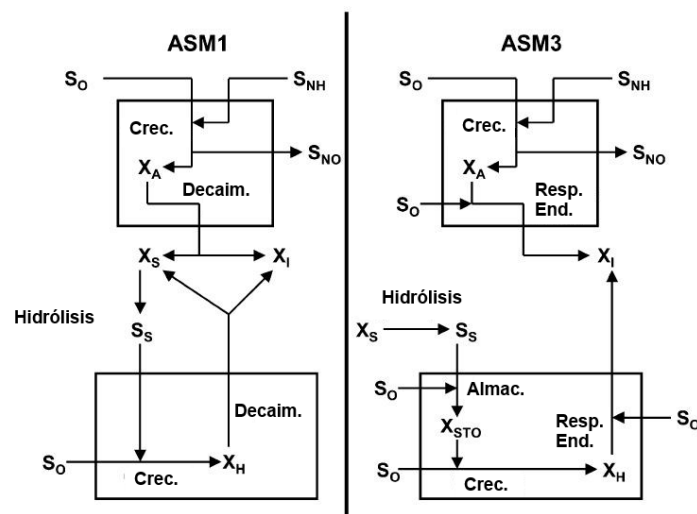


Figura 3.4.: Diferencias entre los modelos ASM 1 y ASM 3

3.4. Otros modelos disponibles

Además de los modelos generados por la IAWQ, otros tipos de modelos pueden ser encontrados en la literatura existente (Jeppsson U., 1996). Entre ellos se encuentran los modelos MANTIS y MANTIS2, que fueron derivados de los modelos ASM (Hydromantis, 2006), y presentan algunas modificaciones destinadas a cubrir determinados déficits que pueden observarse durante la operación de las plantas de tratamiento o en diversos estudios efectuados en el laboratorio.

3.4.1. Modelo MANTIS

El modelo MANTIS es idéntico al modelo ASM1 de la IAWQ (Henze et al., 1987), pero incluye las siguientes modificaciones: dos procesos de crecimiento adicionales fueron introducidos, uno para los organismos autotróficos y otro para los del tipo heterotrófico. Los procesos de crecimiento adicionales se encargan de describir el crecimiento observado durante condiciones de baja concentración de amoníaco y altos niveles de nitratos. Bajo estas condiciones, los organismos pueden tomar el nitrato como una fuente de nutrientes. La denitrificación aeróbica en el modelo fue incluida de acuerdo a la modificación de Münch (von Münch et al., 1996). En muchos casos se han visto que las simulaciones sobre predijeron los valores de nitratos debido a las simplificaciones en la resolución espacial (tanques de aireación idealmente mezclados, ilimitación de la difusión de oxígeno dentro de los flocs, etc.). La modificación realizada por el modelo Mantis, consistente en un nuevo coeficiente de saturación media de oxígeno en ambientes anóxicos, permiten que la velocidad de crecimiento anóxico sea ajustable de manera independiente del crecimiento aeróbico, siendo el coeficiente en sí mismo un indicio del grado de denitrificación aeróbica que ocurre en el sistema modelado. Otra característica incluida fue la dependencia de los parámetros cinéticos con la temperatura, esta dependencia es descrita a través de ecuaciones de Arrhenius.

3.4.2. Modelo MANTIS2

En éste se incluye la importancia de una herramienta de modelado completa, la cual abarca todo el rango de procesos simulados dentro de una EDARs. Para esto, incluye un componente que permite simular lo que acontece en la línea de tratamiento de aguas (modelo de barros activados), y por otro lado, un componente que simula el tratamiento de los lodos (modelo del proceso de digestión).

Dentro del primer componente se destaca la aparición del proceso Anammox, proceso biológico en el cual el nitrito y amonio se convierten directamente en gas nitrógeno); además de un proceso de nitrificación de dos etapas, la primera es la conversión de amoníaco a nitrito (NO_2^-), mientras que el segundo paso resulta de la conversión de nitrito a nitrato (NO_3^-). Cuando la única etapa limitante para el proceso completo de nitrificación es la conversión de amoníaco a nitrito, que es más observada comúnmente (Benefield y Randall, 1980; Poduska y

Andrews, 1975), el modelado de la nitrificación puede ser representado adecuadamente por un proceso de un solo paso. Sin embargo, la acumulación pasajera de nitrito ha sido vital en muchos experimentos de laboratorio, y en pruebas de respirométricas del tipo Batch (Mauret et al., 1996), sugiriendo que el paso de conversión de nitrito a nitrato puede ser el paso limitante en determinados casos. Cuando se está en presencia de este caso, la aproximación de una sola etapa para la nitrificación parece no ser la adecuada (Chandran and Smeth, 2000).

El modelo Mantis2 cuenta con 48 variables de estado, 21 solubles y 27 particuladas, superando enormemente las 13 que tiene el ASM1 y las 19 que poseen el ASM2d. Información mas detallada sobre el modelo se presenta en la página 265 del Apéndice.

Por otro lado, la cantidad de procesos involucrados es de 56, contra los 8 incluidos en el ASM1 y 21 en el ASM2. Esta cantidad de procesos responde a las diferentes condiciones y sustratos que pueden encontrarse en una simulación (incluyendo la línea de fangos). Para ello resulta importante la consideración de diferentes parámetros de rendimiento, que contemplan la desigualdad entre el crecimiento aeróbico y anaeróbico; además de establecer diferencias en el consumo de cada uno de los sustratos disponibles.

3.5. Comentarios finales

Los modelos ASM son capaces de describir con gran complejidad aquellos procesos bioquímicos que suceden dentro de una planta de barros activados. Además, como contemplan diferentes tipos de poblaciones microbianas, es posible determinar el comportamiento del sistema dependiendo de las condiciones que se generan en cada reactor; que a su vez repercute en la utilización de los distintos sustratos orgánicos carbonáceos y nitrogenados. El modelo ASM1 es ampliamente usado para casos de aguas residuales municipales donde sus parámetros han sido estudiados de manera muy rigurosa, al mismo tiempo posee ciertas dificultades en el momento de la calibración. Por otro lado, si la importancia radica en estudiar la remoción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) el modelo ASM2 y su modificado ASM2d resultan las alternativas fundamentales a considerar. El modelo ASM3 posee una complejidad mayor a la del ASM1, mayor cantidad de parámetros y reacciones, pero a diferencia de este último es más fácil de calibrar dado que las hipótesis contempladas en su desarrollo disminuyen la relación de dependencia entre las variables de estado. Por último, el modelo MANTIS2 es

ideal para contemplar aquellos casos donde la remoción de nutrientes es la principal preocupación del estudio, ya que es capaz de considerar casos especiales a través de procesos adicionales de crecimiento y permitir una diferenciación, tanto del ambiente como del sustrato con el que se logra el crecimiento, a través de mayor cantidad de variables y procesos, así como también considerando diferentes parámetros de rendimiento. Además, como se mencionó anteriormente al ser un modelo de planta completa la convergencia y estabilidad de la simulación se ven enormemente favorecidas.

3.6. Simulaciones en GPS-X

3.6.1. Simulaciones de plantas de tratamiento para remoción de nitrógeno

Esta sección tiene por objetivo analizar y comparar diferentes esquemas propuestos que incorporan la remoción biológica de nitrógeno (RBN) al tratamiento convencional de las aguas residuales municipales. Este análisis tiene como principal objeto establecer cuál o cuáles esquemas tienen un mejor rendimiento tanto para la remoción de la materia orgánica como la del nitrógeno en sus diferentes formas. Las alternativas fueron evaluadas utilizando el paquete de simulación GPS-X v6.0.2 y el modelo de planta completa Mantis2.

En todas las simulaciones se empleó el mismo caudal para el efluente ($2000 \text{ m}^3/d$), que se establece en la bibliografía como el mínimo caudal a tratar, en términos de viabilidad técnica y económica, a través de plantas de tratamiento que incluyen tecnología de barros activados (Tchobanoglous et al., 2003; Grady Jr. et al., 1999). La misma corresponde a una población aproximada de 6250 personas, si se considera un consumo medio de $400 \text{ L/hab} \cdot d$ (ASSA, 2002) y un coeficiente de rechazo de 0.8 (Orozco Jaramillo, 2005). Se fijó como límite máximo un volumen total de 1200 m^3 a utilizar en las etapas de cada una de las diferentes configuraciones. Las características del efluente responden a un agua residual municipal moderada: $\text{DQO} = 432 \text{ mg/L}$, $\text{DBO5} = 230 \text{ mg/L}$, $\text{TKN} = 40 \text{ mg/L}$ (Tchobanoglous et al., 2003).

3.6.1.1. Esquema de tratamiento convencional

Inicialmente se simuló un esquema de tratamiento convencional (Fig. 3.5) que no contempla denitrificación y consta de dos reactores aeróbicos de 600 m^3 seguido de un clarificador secundario, mientras que un espesador y un digester fueron elegidos para el tratamiento de los lodos secundarios. En la zona aeróbica la remoción de nitrógeno se da sólo a nivel amoniacal, como consecuencia de la oxidación de la materia orgánica, y de la cual también se producen nitritos. Como parámetros operacionales más importantes de la planta de tratamiento convencional se adoptó un tiempo de retención hidráulico (HRT) de 4 h y un tiempo de retención biológico (SRT) de 8 d . Por otro lado el reciclo de lodos se fijó a un 85% del efluente principal.

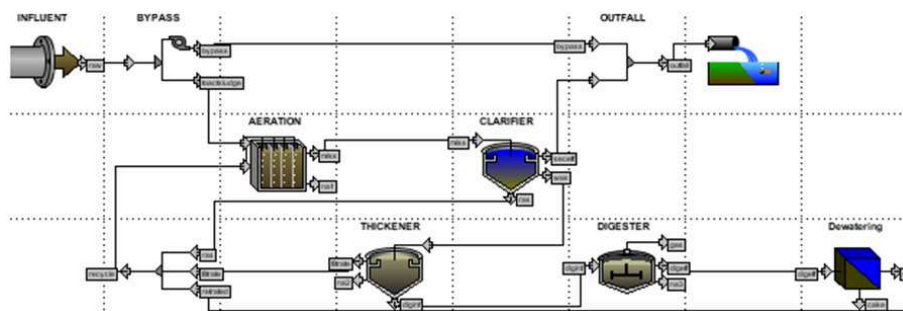


Figura 3.5.: Esquema del proceso convencional de tratamiento simulado en GPS-X

3.6.1.2. Esquema Ludzack-Ettinger para remoción de nitrógeno

Como primera alternativa de la inclusión de la remoción de nitrógeno se seleccionó el esquema Ludzack-Ettinger (Fig. 3.6). Este incluye una etapa anóxica donde se produce la desnitrificación, más conocido como etapa de predenitrificación. Para ello se incluyó un reactor anóxico de 400 m^3 . Se mantuvo el tiempo de retención hidráulico para la zona aeróbica (4 h) y se agregaron otros parámetros para la zona anóxica: HRT de 2 h y SRT de 4 d . El reciclo de barros proveniente del decantador secundario es del 135% respecto del efluente inicial. También se dispuso de un espesador seguido de un digester para el tratamiento de los lodos secundarios.

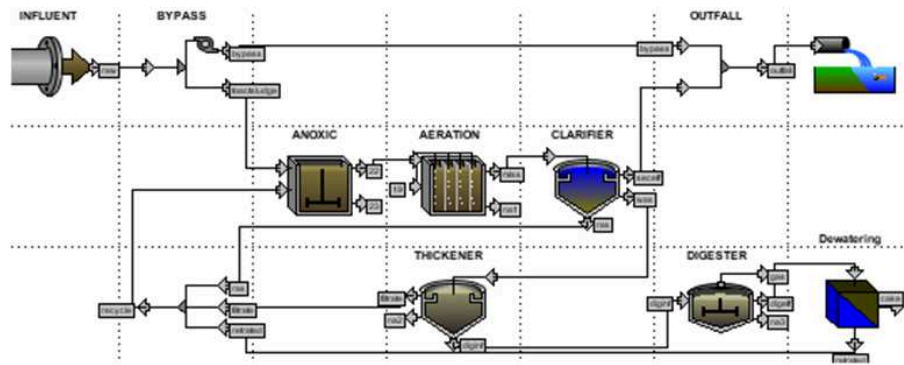


Figura 3.6.: Esquema del proceso Ludzack-Ettinger para remoción de nitrógeno simulado en GPS-X

3.6.1.3. Esquema Ludzack-Ettinger Modificado para remoción de nitrógeno

Para la segunda alternativa se recurrió al esquema Ludzack-Ettinger Modificado (Fig.3.7). En este caso la diferencia con la simulación anterior se debe a la inclusión de un reciclo interno de $200\text{ m}^3/d$ de agua tratada nitrificada que regresa al primer reactor. Los parámetros usados no varían del caso anterior salvo la reducción de reciclo de barros a un 110 % para mantener los tiempos de residencia dentro de los valores adecuados. Al igual que el caso anterior para el tratamiento de los barros secundarios se utilizó un espesador seguido de un digester de lodos.

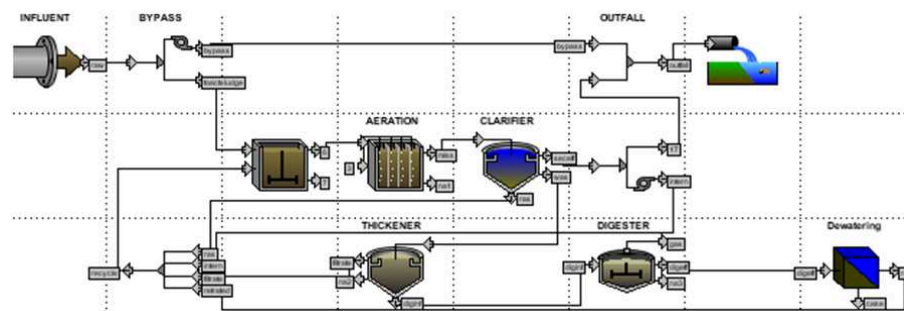


Figura 3.7.: Esquema del proceso Ludzack-Ettinger Modificado para remoción de nitrógeno simulado en GPS-X

3.6.1.4. Esquema Whürman para remoción de nitrógeno

Se contempló como tercer alternativa el esquema propuesto por Whürman (Fig.3.8). El cual se distingue de las dos alternativas anteriores por ser un proceso pos-denitrificante, es decir que el reactor anóxico de 400 m^3 se coloca después del

3.6 Simulaciones en GPS-X

reactor aeróbico, eliminando el reciclo interno que descargaba parte del líquido nitrificado en el primer reactor. Los parámetros recomendados son idénticos al caso anterior: para la zona aeróbica HRT de 4 h y SRT de 8 d y un reciclo de barros del 135 %.

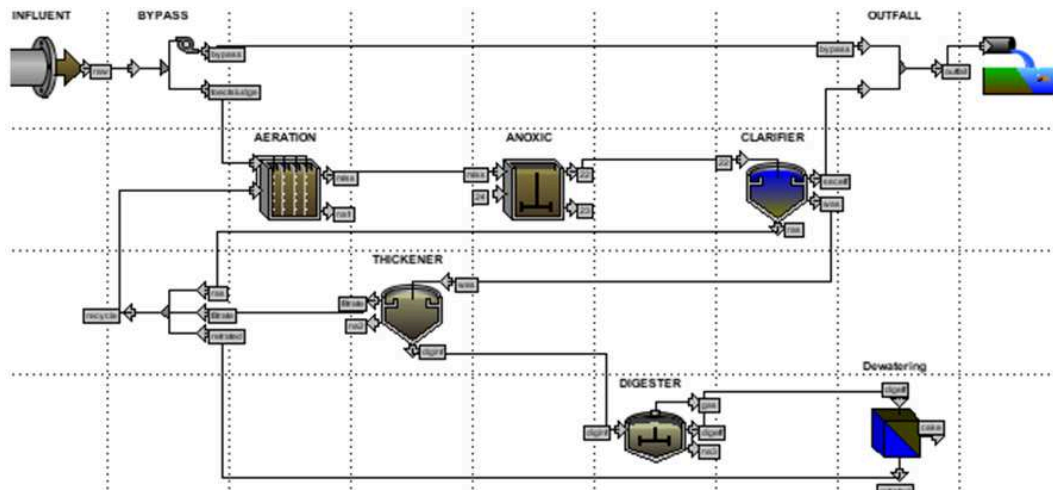


Figura 3.8.: Esquema del proceso Whürman para remoción de nitrógeno simulado en GPS-X

3.6.1.5. Esquema Bardenpho de 4 etapas para remoción de nitrógeno

La última variante evaluada fue el proceso Bardenpho de 4 etapas (Fig. 3.9) en la cual se alternan dos zonas anóxicas, cuyos volúmenes son 300 m^3 y 225 m^3 , con dos zonas aeróbicas. La primera zona está destinada a la remoción de materia orgánica y tiene un volumen de 600 m^3 , mientras que la segunda tiene como objetivo reducir el amonio proveniente de la tercera etapa en un volumen de 75 m^3 . El reciclo interno es de un 10 % del caudal principal, mientras que el reciclo de barros es del 85 %. Los parámetros utilizados en orden posicional son HRT de 2 h, 4 h, 1.5 h y 0.5 h. Por otro lado la purga de barros se automatizó para lograr un máximo de la biomasa de 3500 mg/L y resultando SRT de 3 d, 5 d, 2 d y 0.6 d. De manera similar al tratamiento le sigue un espesador y digester de lodos.

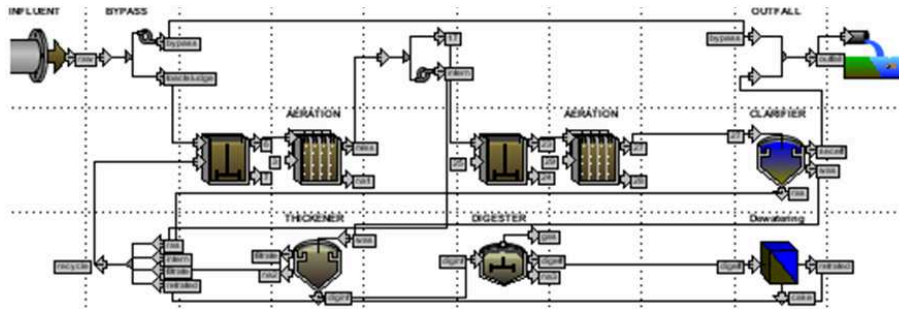


Figura 3.9.: Esquema del proceso Bardenpho de 4 para remoción de nitrógeno simulado en GPS-X

3.6.1.6. Resultados obtenidos

Los resultados obtenidos en las simulaciones se resumen en la Tab.3.1. La misma se encuentra dividida en tres partes. La primera corresponde a la sección de efluentes líquidos donde se muestran los diferentes parámetros de interés ambiental. La segunda sección está dedicada a los efluentes gaseosos, aquellos liberados por el digestor, los cuales pueden ser aprovechados para generación de energía. La última sección se destinó al efluente sólido, es decir la generación neta de barros, del cual interesa la cantidad dada su potencialidad para ser reutilizado.

Cuantitativamente hablando, se puede decir que la remoción de la materia orgánica carbonácea se reduce en una mínima proporción con las modificaciones efectuadas para la remoción de nitrógeno. Sin embargo, la remoción de nitrógeno (nitritos y nitratos) mejora notablemente cuando los reactores anóxicos son incluidos en el esquema. En cuanto a la generación de sólidos (barros digeridos) y biogás, no se aprecian grandes diferencias entre las diferentes alternativas. Esto sugiere que el aprovechamiento de estas corrientes (producción de energía, reutilización de los lodos) no es un factor importante en la comparación, como sí resulta ser el la diferencia en el consumo energético que existe entre reactores aeróbicos y anóxicos. En el siguiente capítulo, la utilización de métricas ambientales (índices) intentará aclarar las diferencias encontradas en esta sencilla comparación efectuada entre las alternativas estudiadas.

3.6 Simulaciones en GPS-X

Tabla 3.1.: Resumen de los resultados obtenidos en las simulaciones

| Proceso | | Convencional | Wührman | Ludzack Ettinger | LE Modifi- cado | Bardenpho |
|------------------|---------|--------------|---------|---------------------|--------------------|-----------|
| Efluente Líquido | | | | | | |
| Caudal | m^3/d | 1998.50 | 1998.50 | 1998.50 | 1998.50 | 1998.50 |
| SST | mg/L | 13.05 | 13.18 | 17.09 | 13.18 | 13.04 |
| DBO5 | mg/L | 4.28 | 4.39 | 6.57 | 5.61 | 5.09 |
| DQO | mg/L | 36.46 | 36.7 | 42.14 | 38.5 | 37.59 |
| Amoniaco | mg/L | 0.09 | 1.61 | 0.38 | 0.38 | 0.36 |
| Nitrito/Nitrato | mg/L | 23.5 | 9.07 | 10.4 | 9.95 | 7.75 |
| NKT | mg/L | 1.66 | 3.07 | 2.58 | 2.32 | 2.19 |
| Efluente Gaseoso | | | | | | |
| Caudal | m^3/d | 122 | 122 | 117.3 | 122 | 122 |
| Contenido CH_4 | % | 53.6 | 53.2 | 56.4 | 53.5 | 53.8 |
| Efluente Sólido | | | | | | |
| Caudal | kg/d | 202 | 203 | 204 | 196 | 198 |

3.6.2. Simulaciones de plantas de tratamiento para remoción de nutrientes

Una planta de tratamiento convencional basada en procesos biológicos solo tiene la capacidad inicial de remover la carga orgánica presente en un efluente. Sabida es la problemática de la descarga de aguas tratadas con niveles considerables de nitrógeno y fósforo, y la eutrofización de cuerpos de agua es una de las consecuencias que llevan a considerar la remoción de los nutrientes en el tratamiento. En esta sección se evaluaron diferentes alternativas, que se diferencian entre sí por el tipo de tecnología de remoción de nutrientes utilizada (disposición de los reactores, reciclos internos). Todos los escenarios fueron construidos utilizando el paquete de simulación GPS-X v6.0.2 que tiene incorporado diferentes modelos biológicos. En este caso se optó por aquel más completo y novedoso llamado Mantis2 que incluye todos los procesos vinculados a la remoción de nitrógeno y fósforo y el proceso de digestión de lodos, con 52 variables de estado disponibles (Hydromantis, 2011). Sólo se llevaron a cabo simulaciones en estado estacionario sin contemplar variaciones en el caudal o modificaciones por el clima. Los parámetros básicos de diseño como los tiempos de retención hidráulico (HRT) y biológico (SRT), la concentración de sólidos suspendidos dentro de los reactores (MLSS) y el reciclo de barros fueron utilizados para la construcción de cada uno de los escenarios y se resumen en la Tab. 3.2.

Tabla 3.2.: Valores típicos utilizados en las simulaciones (Grady Jr. et al., 1999).

| Parámetros de diseño | Valores típicos |
|-------------------------|-----------------|
| HRT Reactor Anaeróbico | 1 - 2h |
| HRT Reactor Anóxico | 2 - 4h |
| HRT Reactor Aeróbico | 4 - 12h |
| SRT Reactor Anaeróbico | 1 - 2d |
| SRT Reactor Anóxico | 2 - 4d |
| SRT Reactor Aeróbico | 4 - 12d |
| Concentración MLSS | 2000 - 5000mg/L |
| Relación Reciclo barros | 0.5 - 1 |

Por otro lado, en cada una de las simulaciones efectuadas se utilizó un efluente de características moderadas, cuyos principales parámetros se detallan en la Tab.3.3.

Tabla 3.3.: Valores típicos para un agua residual municipal de características moderadas (Hydromantis, 2011).

| | | |
|-------------------------------|---------------------------------|------|
| Caudal | m ³ /d | 2000 |
| DBO ₅ | gO ₂ /m ³ | 250 |
| DQO | gCOD/m ³ | 430 |
| Amonio-N | gN/m ³ | 25 |
| Nitrito-N | gN/m ³ | 0 |
| Nitrato-N | gN/m ³ | 0 |
| NKT | gN/m ³ | 40 |
| Fosfato-P | gP/m ³ | 8 |
| Fósforo Total | gP/m ³ | 10 |
| Sólidos Suspendidos Volátiles | g/m ³ | 168 |
| Sólidos Suspendidos Totales | g/m ³ | 225 |

3.6.2.1. Tratamiento convencional

El esquema se encuentra conformado por dos reactores aeróbicos de 500 m³ colocados en serie seguidos de un clarificador de 100 m² de área transversal para la separación los barros generados. Para el tratamiento de los barros se adoptó un espesador por decantación gravitatoria de una área transversal de 10 m² y un digestor anaeróbico cuyo volumen calculado fue de 80 m³. Cada uno de los componentes se puede observar en el esquema de simulación presentado en la Fig.3.10.

3.6 Simulaciones en GPS-X

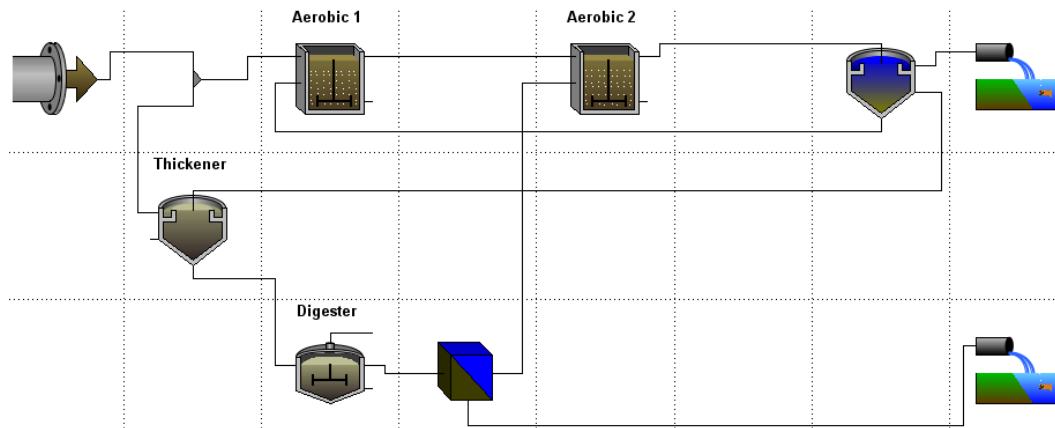


Figura 3.10.: Esquema del proceso convencional simulado en GPS-X

3.6.2.2. UCT modificado

El esquema consta de 4 reactores distribuidos del siguiente modo, un anaeróbico de 150 m^3 , seguido de 2 reactores anóxicos de 300 m^3 y 500 m^3 y, por último, un reactor aeróbico de 1000 m^3 . Posteriormente, al igual que en el caso anterior, los barros son separados por un clarificador de 100 m^2 de área transversal. Para el tratamiento de los barros se calcularon los componentes necesarios: un espesador por decantación gravitatoria cuya área transversal resultó de 10 m^2 y un digestor anaeróbico de un volumen obtenido de 120 m^3 . Cada uno de los componentes se pueden observar en el esquema de simulación presentado en la Fig.3.11.

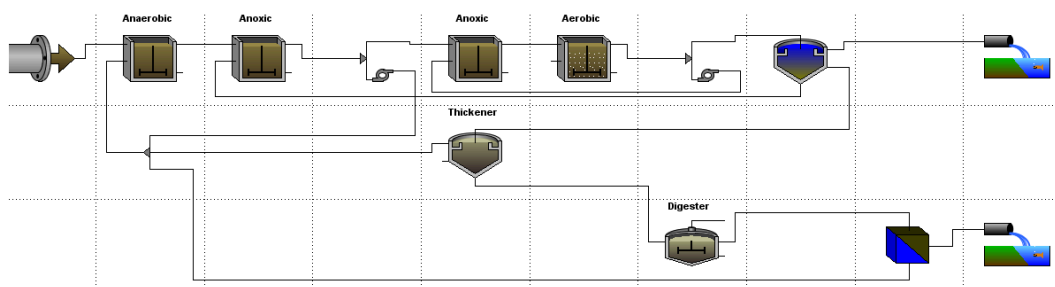


Figura 3.11.: Esquema del proceso UCT Modificado simulado en GPS-X

3.6.2.3. Bardenpho de 5 etapas

Se diferencia de la opción anterior por poseer 5 reactores en línea (Fig.3.12), los cuales son colocados del siguiente modo: un reactor anaeróbico de 250 m^3 , seguido de uno anóxico de 500 m^3 , luego un reactor aeróbico de 1000 m^3 , otro

reactor anóxico de 500 m^3 y finalmente uno aeróbico de 100 m^3 . Para el tratamiento de los lodos, fue seleccionado un sedimentador secundario cuya área de trabajo es de 100 m^2 . Por otro lado, la estabilización de lodos se efectuó a través de una digestión anaeróbica en un reactor de 130 m^3 , previamente se utilizó un espesador de lodos (12 m^2 de sección útil) para reducir la cantidad procesada en la estabilización.

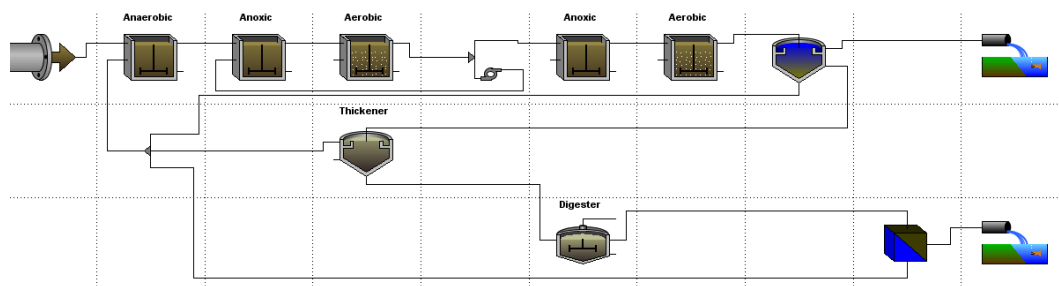


Figura 3.12.: Esquema del proceso Bardenpho de 5 etapas simulado en GPS-X

3.6.2.4. Bardenpho de 5 etapas modificado

Esquemáticamente es igual al caso anterior con una leve diferencia en la ubicación de los reciclos internos (Fig. 3.13). El primer reciclo apunta a disminuir la competencia entre los microorganismos en el primer reactor al evitar el reciclo de nitratos se favorece el crecimiento de microorganismos acumuladores de fósforo. El segundo reciclo tiene como objetivo reducir la cantidad de nitratos generados en el reactor aeróbico, a través de una denitrificación en el primer reactor anóxico. Por lo tanto, las dimensiones obtenidas en el diseño fueron las mismas que en el caso anterior (las diferencias se encuentran en el caudal de los reciclos): un reactor anaeróbico de 250 m^3 , seguido de uno anóxico de 500 m^3 , luego un aeróbico de 1000 m^3 , otro anóxico de 500 m^3 y finalmente uno aeróbico de 100 m^3 . Para la separación de lodos fue seleccionado un sedimentador secundario cuya área de trabajo es de 100 m^2 . Por otro lado, la estabilización de lodos se efectuó a través de una digestión anaeróbica en un reactor de 130 m^3 , previo tratamiento en espesador de 10 m^2 .

3.6 Simulaciones en GPS-X

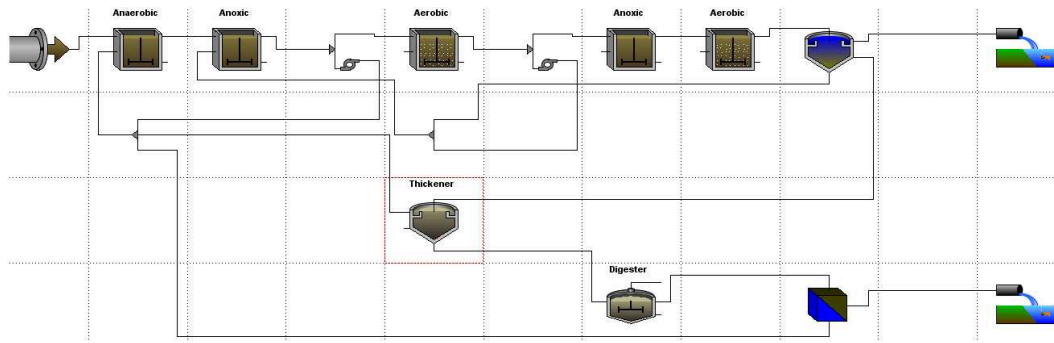


Figura 3.13.: Esquema del proceso Bardenpho de 5 etapas modificado simulado en GPS-X

3.6.2.5. Resultados obtenidos

En la Tab.3.4 se observan los resultados obtenidos en las simulaciones, la misma condensa los valores de aquellos parámetros más importantes evaluados para un año de operación. La cantidad de energía requerida y la masa de lodos generados también fueron incluidas en la tabla, a los efectos de establecer estos parámetros como otro ítem necesario para evaluar la performance de cada alternativa.

Tabla 3.4.: Resumen de los resultados obtenidos en las simulaciones para 1 año de operación

| Subsistema Efluente Líquido | | | | | | |
|-----------------------------|--------|---------|--------------|----------------|--------------------|------------------------|
| Descripción | Unidad | Entrada | Salidas | | | |
| | | | Convencional | UCT Modificado | Bardenpho 5 Etapas | Bardenpho 5 Modificado |
| Caudal | m^3 | 730.000 | 729.453 | 729.453 | 729.672 | 729.635 |
| DQO | kg | 313.900 | 25.716 | 25.581 | 24.706 | 24.678 |
| Amonio-N | kg | 18.250 | 100 | 829 | 614 | 943 |
| Nitrito-N | kg | 0 | 26 | 249 | 816 | 1.148 |
| Nitrato-N | kg | 0 | 21.650 | 6.587 | 3.206 | 3.432 |
| NKT | kg | 29.200 | 1.831 | 2.518 | 2.259 | 2.597 |
| Fosfato-P | kg | 5.840 | 5.573 | 1.949 | 3.747 | 3.641 |
| Energía | KWh | - | 52.163 | 46.761 | 42.613 | 45.625 |
| Lodos | kg | - | 86.140 | 106.945 | 95,995 | 97.455 |

Respecto del tratamiento de líquidos se puede decir que los resultados indican un mayor consumo de energía para el tratamiento convencional. Esto se debe principalmente a la presencia de los equipos de aireación en el reactor aeróbico que es el único componente donde se reduce la materia orgánica, es decir que la

inclusión de los procesos anóxicos y anaeróbicos en las alternativas evaluadas reduce el consumo de electricidad. Sin embargo, el diseño y operación también resultan importantes por que un incremento de los reciclos internos conlleva a una mayor demanda energética (Bardenpho 5 Modificado) y de esta manera se compensaría el ahorro efectuado al incluir este tipo de procesos en el esquema de tratamiento.

Por otro lado, la complejidad infraestructural y operacional se incrementa al requerir una mayor eliminación de los nutrientes. La presencia de reactores anaeróbicos y anóxicos exigen determinadas características ambientales que deben ser cubiertas dentro de los recintos, entre ellas la ausencia de oxígeno (aislar el contacto con el aire). Por último, se puede destacar que la generación de lodos presenta diferencias relativas, las cuales no son muy grandes pero destacan la necesidad de incluir dentro de la evaluación de las alternativas el posterior manejo que se hace de estos residuos. Dentro de las cuales, se encuentra la posibilidad latente la alternativa de utilizarlos en otro proceso productivo (compostaje, aplicación en tierra) o buscarle un destino final adecuado (incineración y/o disposición final en relleno sanitario).

3.7. Discusión de los resultados obtenidos

En general, la inclusión tanto de procesos de remoción de nitrógeno como también de aquellos mejorados (remoción de nitrógeno y fósforo) resulta en un doble beneficio. Por un lado, mejoran la calidad del efluente tratado, reduciendo notablemente la cantidad de nutrientes (principalmente nitratos y fosfatos) y evitando el brusco crecimiento de algas, que luego conllevará a problemas relacionados con la eutrofización de los cuerpos receptores. Por otro lado, la reducción del consumo energético que se produce al disminuir las necesidades de aireación (inclusión de procesos anóxicos y anaeróbicos en el tratamiento) es otra característica positiva a considerar, más aún si se contempla la matriz energética de la Argentina, donde las fuentes de energía renovables ocupan un pequeño porcentaje del total.

Como contrapartida, la complejidad infraestructural y operacional puede incrementarse a medida que una mayor eliminación de nutrientes es requerida. En relación a esto, se puede argumentar que el diseño del esquema tiene un rol principal ya que impacta tanto en la cantidad de reactores como en el número

3.7 Discusión de los resultados obtenidos

de reciclos necesarios y, por lo tanto, la selección y optimización de los procesos también intervienen en el proceso de comparación.

En resumen, podría decirse que la inclusión de procesos de remoción de nutrientes favorece considerablemente la calidad del efluente, pero la dificultad de operarlos se presenta como un desafío en pos de obtener una mejor calidad del agua descargada y, además, un biosólido enriquecido que mejore las aptitudes para su posible uso posterior. No obstante, una comparación más compleja debe ser abordada para lidiar con dos potenciales problemáticas, la inclusión del manejo de los biosólidos dentro de cada una de las alternativas y lo que resulta más importante, y será abordado en el próximo capítulo, la introducción de una métrica ambiental que permita efectuar una comparación normalizada.

3.8. Bibliografía del Capítulo

- [ASSA-2011] ASSA, Empresa de Aguas Santafesinas S.A. «La provisión equitativa de agua potable es un reto clave en las ciudades.», 2011. Diario Paraninfo, Marzo 2011, pág. 6.
- [Benefield-1980] BENEFIELD, L.D., y C.W. RANDALL. *Biological Process Design for Wastewater Treatment*. Prentice-Hall, Inc., NJ., 1980.
- [Busby-1975] BUSBY, J.B., y J.F. ANDREWS. «Dynamic modeling and control strategies for the activated sludge process.» *J. Water Pollution Control*, 47(5), (1975), 1055–1065.
- [Chandran-2000] CHANDRAN, K., y F. BARTH. «Single-Step nitrification model erroneously describe batch ammonia oxidation profiles when nitrite oxidation becomes rate limiting.» *Biotechnology and Bioengineering*, 68(4), (2000), 396–406.
- [Dold-1980] DOLD, P. L., G. EKAMA, y G. MARAIS. «A general model for the activated sludge process.» *Prog. Water Technol.*, 12(6), (1980), 47–77.
- [Dold-1991] DOLD, P. L., M. WENTZEL, A. BILLING, G. EKAMA, y G. MARAIS. «Activated Sludge Simulation Programs.» *Inf. téc.*, Water Research Commission, 1991.
- [Eckenfelder-1966] ECKENFELDER, W.W. Jr. *Industrial Water Pollution Control*. McGraw-Hill, New York, 1966.
- [Eckenfelder-1955] ECKENFELDER, W.W. Jr., y D.J. O'CONNOR. «The Aerobic Treatment of Organic Wastes.» En *Proc. 9th Ind. Waste Conf., Purdue Univ. Lafayette, Ind. Ext. Serv. 87: 39*. 1955.
- [Ekama-1979] EKAMA, G.A., y G.V.R. MARAIS. «Dynamic behavior of the activated sludge process.» *J. Water Pollut. Control Fed*, 51, (1979), 534–556.
- [Goodman-1974] GOODMAN, B.L., y A.J. ENGLANDE. «A Unified Model

3.8 Bibliografía del Capítulo

- of the Activated Sludge Process.» *Journal of Water Pollution Control Fed.*, 46, (1974), 312–332.
- [Grady-1999] GRADY, Jr. L., G. DAIGGER, y H. LIM. *Biological Wastewater Treatment, Second Edition*. Taylor & Francis, Oct 15., 1999.
- [Gujer-1995] GUJER, W., M. HENZE, T. MINO, T. MATSUO, M.C. WENTZEL, y G.V.R. MARAIS. «The activated sludge model No. 2: biological phosphorus removal.» *Water Science and Technology*, 31, (1995), 1–11.
- [Haandel-1981] VAN HAANDEL, A.C., P. DOLD, G. MARAIS, y G. EKAMA. «The activated sludge process Part 3 - single sludge denitrification.» *Water Research*, 15, (1981), 1135–1152.
- [Henze-1987] HENZE, M., C.P.L. Jr. GRADY, W. GUJER, G.v.R. MARAIS, y T. MATSUO. «Activated Sludge Model No. 1.» *Inf. téc.*, IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, London, UK, 1987.
- [Henze-1995] HENZE, M., W. GUJER, T. MINO, T. MATSUO, M.C.M. WENTZEL, y G.v.R. MARAIS. «Activated Sludge Model No. 2.» *Inf. téc.*, IAWQ Scientific and Technical Report No. 3, London, UK., 1995.
- [Hu-2003] HU, Z.R., S. SÖTEMANN, R. MOODLEY, M. WENTZEL, y G. EKAMA. «Experimental Investigation of the External Nitrification Biological Nutrient Removal Activated Sludge (ENBNRAS) systems.» *Biotechnology And Bioengineering*, 83, (2003), 260–27.
- [Hydromantis-2006] HYDROMANTIS. «GPS-X - Technical Reference.» *Inf. téc.*, Hydromantis, Inc., Hamilton, Ontario (Canada), 2006.
- [Hydromantis-2011] HYDROMANTIS, Inc. «GPS-X User's manual.» *Inf. téc.*, Hydromantis, Inc., Hamilton, Ontario (Canada), 2011.
- [Jeppsson-1996] JEPSSON, U. *Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes*. Tesis Doctoral, Lund Institute of Technology (LTH), Sweden, 1996.
- [Lawrence-1970] LAWRENCE, y P. L. MC CARTY. «Unified basis for bio-

- logical treatment design and operation.» *J. Sanitary Engineering Division, ASCE*, 96, (1970), 757–778.
- [LeslieGrady-1999] LESLIE GRADY JR., C.R., G.T. DAIGGER, y H.C. LIM. *Biological Wastewater Treatment*. Marcel Dekker, Inc., 1999.
- [Marais-1976] MARAIS, G.V.R., y G.A. EKAMA. «The activated sludge process. Part 1 - Steady state behaviour.» *Water SA*, 2, (1976), 163–199.
- [Mauret-1996] MAURET, M., E. , Paul, E. PUECH-COSTES, M. T. MAURETTE, y P. BAPTISTE. «Application of experimental research methodology to the study of nitrification in mixed culture.» En *Proc. 18th IAWQ. Bienn. Int. Conf. & Exhib, Singapore, Book 1*, 215-222. 1996.
- [McKinney-1962] MCKINNEY, R. E. *Microbiology for Sanitary Engineers*. McGraw-Hill Companies, 1962.
- [Munch-1996] VON MUNCH, E., P. LANT, y J. KELLER. «Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors.» *Water Research*, 30, (1996), 277–284.
- [OrozcoJaramillo-2005] OROZCO JARAMILLO, A. *Bioingeniería de las aguas residuales: teoría y diseño*. Editorial Acodal, 2005.
- [Poduska-1975] PODUSKA, R., y J. F. ANDREWS. «Dynamics of nitrification in activated sludge process.» *J. Water Pollut. Control Fed*, 47, (1975), 2599–2619.
- [Tchobanoglous-2003] TCHOBANOGLIOUS, G., F. BURTON, y D. STENSEL. *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse 4 ed.* McGraw-Hill Companies, Inc., 2003.
- [Wentzel-1992] WENTZEL, M., G. EKAMA, y G.v.R MARAIS. «Process and modelling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems - a review.» *Water Science and Technology*, 25(6), (1992), 59–82.

4. Métricas Ambientales

La medida del impacto ambiental que genera un producto o un servicio a lo largo de su ciclo de vida se conoce como huella ambiental del producto o servicio. Con el fin de reducir el impacto de los productos y servicios y teniendo en cuenta las actividades dentro de la cadena de suministro, se pueden efectuar modificaciones y encontrar soluciones para lograr una reducción del impacto. Probablemente, el problema fundamental que enfrenta el desarrollo de productos y servicios más ecológicos es la medición del progreso y el desarrollo de métodos adecuados para la comparación de las alternativas generadas. En muchos casos es evidente que se han introducido mejoras, por ejemplo, cuando un material tóxico se ha sustituido por una alternativa no tóxica, manteniendo todas las otras condiciones del proceso esencialmente iguales, o cuando las necesidades de energía de un proceso son reducidas. Entonces, surge la necesidad de utilizar herramientas que permitan cuantificar los impactos y efectuar las comparaciones a través de índices o valores numéricos en distintas categorías estratégicamente seleccionadas.

A través del presente capítulo se introduce a la temática de las métricas ambientales, recorriendo por tres diferentes metodologías: el algoritmo de reducción de residuos (Young y Cabezas, 1999), el análisis de ecoeficiencia de la BASF (Saling et al., 2002) y el Análisis de Ciclo de Vida (ISO 14040, 2006). Posteriormente se evaluaron cada una de las metodologías de cuantificación de impactos, seleccionando la más adecuada para analizar los procesos simulados en el capítulo anterior.

4.1. Algoritmo de reducción de residuos

En el diseño tradicional de los procesos químicos, la atención se centra principalmente en reducir al mínimo el costo, donde el impacto ambiental de un proceso es a menudo pasado por alto. Esto puede, en muchos casos, conducir a la producción de grandes cantidades de materiales desechados. Es posible reducir la generación de estos residuos y su impacto en el medio ambiente, modificando el diseño del proceso. Sin embargo, las metodologías de diseño para reducir al mínimo los desechos son escasas o inexistentes, y, por lo tanto, las actividades de investigación se han llevado a cabo en el Laboratorio Nacional de Investigación en Gestión de Riesgo (Agencia de Protección Ambiental, EPA) para desarrollar este tipo de metodologías.

El concepto del algoritmo de reducción de residuos (Waste Reduction algorithm, WAR) fue introducido por primera vez por Hilaly y Sikdar (1995). También introdujeron el concepto de balance de la contaminación. Más tarde, Young y Cabezas (1999) propusieron un balance para el impacto ambiental, de forma análoga a los balances de energía y masa, incorporando a la tradicional metodología de diseño de procesos la variable que considera los efectos ambientales. Específicamente, el método se basa en el balance de un impacto potencial sobre el medio ambiente (PEI) producido por los procesos químicos. El PEI es una medida relativa del potencial efecto negativo que una sustancia puede tener sobre la salud humana y el medio ambiente (p. ej., ecotoxicidad acuática, calentamiento global, etc.). El resultado del PEI es un índice de impacto (de contaminación) que proporciona una medida cuantitativa del daño causado por los residuos generados en el proceso. El objetivo de esta metodología es reducir al mínimo los PEI para un proceso en lugar de reducir la cantidad de residuos (contaminantes) generado por un proceso.

Por lo tanto, se ha desarrollado una manera para calcular el impacto en la salud humana y el medio ambiente de aquellos productos químicos, mediante la adaptación de los resultados de varios estudios de la EPA y de otras fuentes. Este impacto es calculado a través de un sofisticado algoritmo de estimación, que es lo suficientemente flexible como para permitir a los usuarios resaltar o reducir riesgos diversos según sea necesario en aplicaciones particulares. Por ejemplo, una operación en una zona afectada por el smog se puede subrayar efectos en la contaminación atmosférica, mientras que una operación donde los trabajadores están constantemente expuestos a sustancias químicas podría ser acentuada cuando se evalúan los efectos en la salud humana.

En el uso de esta metodología de diseño de procesos, un simulador de procesos es habitualmente utilizado para construir y calcular los balances de materia y energía y, a continuación, determinar los índices de impacto. Luego, se efectúan y simulan los cambios en el diseño de los procesos, recalculando los balances de masa y energía y los índices de impacto. Este proceso se repite hasta que, desde un punto de vista económico y ambiental, el diseño de proceso es aceptable. El resultado es un proceso robusto de diseño integral que incorpora la reducción del impacto ambiental (Young et al., 2000).

4.1.1. Descripción General

El balance global del impacto para un proceso químico genérico, incluyendo también la fuente de generación de energía, se muestran en la Fig. 4.1.

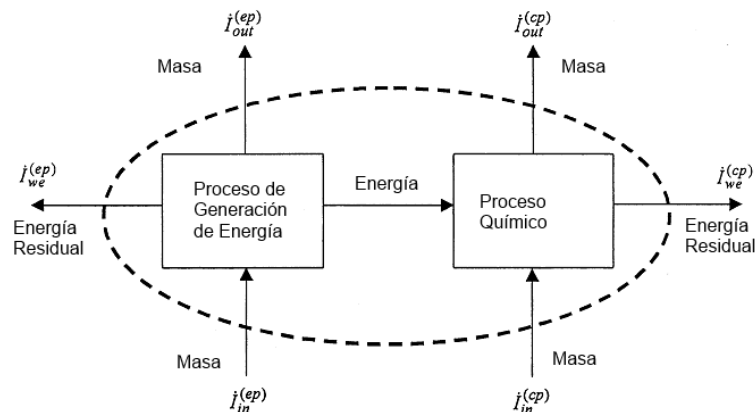


Figura 4.1.: Balance global de impacto producido por un proceso químico

La ecuación de balance del potencial impacto ambiental se presenta en la Ec.4.1:

$$\frac{\partial I_{sist}}{\partial t} = \dot{I}_{in}^{(cp)} + \dot{I}_{in}^{(ep)} - \dot{I}_{out}^{(cp)} - \dot{I}_{out}^{(ep)} - \dot{I}_{we}^{(cp)} - \dot{I}_{we}^{(ep)} + \dot{I}_{gen}^{sys} \quad (4.1)$$

Donde \dot{I}_{sist} es la cantidad de potencial impacto ambiental dentro del sistema, mientras que $\dot{I}_{in}^{(cp)}$ y $\dot{I}_{out}^{(cp)}$ son las tasas de entrada y salida de potencial impacto ambiental en el proceso químico, al igual que $\dot{I}_{in}^{(ep)}$ y $\dot{I}_{out}^{(ep)}$ para el proceso de

4.1 Algoritmo de reducción de residuos

generación de energía. $\dot{I}_{we}^{(cp)}$ y $\dot{I}_{we}^{(ep)}$ son las salidas de potencial impacto ambiental vinculadas a la energía perdida en el proceso químico y el de generación de energía respectivamente; por último, \dot{I}_{gen}^{sys} representa la creación o consumo de potencial impacto ambiental por las reacciones químicas dentro del proceso. En estado estacionario, la ecuación de balance se reduce a la Ec.4.2.

$$0 = \dot{I}_{in}^{(cp)} + \dot{I}_{in}^{(ep)} - \dot{I}_{out}^{(cp)} - \dot{I}_{out}^{(ep)} - \dot{I}_{we}^{(cp)} - \dot{I}_{we}^{(ep)} + \dot{I}_{gen}^{sys} \quad (4.2)$$

La expresión para el cálculo del potencial impacto ambiental está dado por las siguientes ecuaciones:

$$\dot{I}_{in}^{(cp)} = \sum_j^{cp} \dot{I}_j^{(in)} = \sum_j^{cp} \dot{M}_j^{(in)} \sum_k^{cp} x_{kj} \psi_k + \dots \quad (4.3)$$

$$\dot{I}_{out}^{(cp)} = \sum_j^{cp} \dot{I}_j^{(out)} = \sum_j^{cp} \dot{M}_j^{(out)} \sum_k^{cp} x_{kj} \psi_k + \dots \quad (4.4)$$

Donde $\dot{I}_i^{(cp)}$ es la tasa de potencial impacto ambiental para las entradas ($i = in$) o para las salidas ($i = out$) de materia del procesos químico. $\dot{I}_j^{(i)}$ es el flujo de potencial impacto ambiental de la corriente j , de entrada ($i = in$) o salida ($i = out$), $\dot{M}_j^{(i)}$ es el flujo másico de la corriente j que puede ser de entrada o salida, x_{kj} es la fracción másica del componente k en la corriente j , ψ_k es el potencial impacto ambiental del componente k . El potencial impacto ambiental por la pérdida de energía tanto del proceso químico, como el de generación de energía ($\dot{I}_{we}^{(cp)}$ y $\dot{I}_{we}^{(ep)}$) pueden ser despreciados dado su bajo impacto en el balance global (Cabezas et al., 1999).

4.1.2. Categorías de impacto ambiental

El algoritmo WAR contempla ocho categorías diferentes de impacto ambiental que se detallan a continuación acompañadas de sus siglas en inglés: Potencial Intoxicación Humana por Ingestión (HTPI); Potencial Intoxicación Humana por Exposición Dérmica o Inhalación (HTPE); Potencial Toxicidad Acuática (ATP);

Potencial Toxicidad Terrestre (TTP); Potencial Calentamiento Global (GWP); Potencial Destrucción de Ozono (ODP); Potencial Acidificación (AP); Potencial Formación de Smog Fotoquímico (PCOP).

Para obtener el índice de impacto ambiental de un determinado componente k , (ψ_k) , deben sumarse todos aquellos impactos ambientales potenciales específicos del químico k , (ψ_k^s) , en todas las l categorías ambientales posibles, mediadas por un factor de peso utilizado para ponderar el índice α_l :

$$\psi_k = \sum_l \alpha_l \psi_{kl}^s \quad (4.5)$$

El valores (ψ_k^s) se encuentra normalizado dentro de cada categoría de impacto. Hay dos razones por las que se efectúa esto. En primer lugar, la normalización, asegura que los valores de las diferentes categorías contienen las mismas unidades y así permiten la combinación de éstas en la ecuación. En segundo lugar, una adecuada normalización, logra que los valores en las diferentes categorías tengan una puntuación media equivalente. Sin esta condición, los factores de ponderación podrían estar implícitamente presentes en la base de datos produciendo un sesgo involuntario en el cálculo de índices (PEI Cabezas et al., 1999). Las puntuaciones en el algoritmo se calculan mediante el siguiente esquema de normalización:

$$(\psi_k^s) = \frac{(Score)_{kl}}{\langle (Score)_k \rangle_l} \quad (4.6)$$

donde $(Score)_{kl}$ representa el valor del componente k para una categoría arbitraria l , que suele ser calculado utilizando el valor de un parámetro determinado para el componente k en cada categoría l (por ejemplo, la absorción de radiación infrarroja para la categoría GWP) dividido por el valor del mismo parámetro pero de un compuesto representativo (por ejemplo la del CO_2). Mientras que $\langle (Score)_k \rangle_l$ es la media aritmética para todos los k compuestos que intervienen en la categoría ambiental l . Los factores de peso α_l pueden ser combinados con los índices específicos (ψ_k^s) en otro índice que sea más representativo de acuerdo a la importancia que requiere este índice respecto a los demás, por ejemplo debido a una problemática específica del lugar donde se aplica la metodología (Young et al., 2000).

4.2. Análisis de Ecoeficiencia de la BASF

Cada vez en mayor medida, los aspectos ambientales de la actividad económica son considerados al mismo tiempo que las cuestiones financieras. En este contexto, la BASF ha desarrollado una herramienta de análisis para ecoeficiencia no sólo para abordar las cuestiones estratégicas, sino también cuestiones planteadas por el mercado, la política y la investigación. Los tiempos previsibles de análisis y costos son factores esenciales para el uso correcto y la eficacia de este método. El cual se basa en evaluar el comportamiento ambiental, impacto ambiental, los posibles efectos sobre la salud humana y los ecosistemas, así como los costos de los productos y de los procesos desde su inicio hasta su fin. La ecoeficiencia ha sido definida de diversas maneras y desde el punto de vista analítico aplicado en varios casos. En la mayoría de éstos, la ecoeficiencia se entiende como la optimización ecológica de los sistemas globales, sin desconocer factores económicos.

4.2.1. Objetivo

El objetivo del análisis de ecoeficiencia creado por la BASF es cuantificar la sostenibilidad de los productos y de los procesos (Saling et al., 2002). La elección de un enfoque pragmático y flexible está destinado a garantizar tiempos de proyectos cortos y costos bajos para los mismos. Al mismo tiempo, tiene que haber una buena base científica para asegurar la inteligibilidad de los resultados obtenidos. Un diseño modular está diseñado para ayudar a mantener las operaciones aritméticas transparentes. El impacto ambiental se determina por el método de análisis de ciclo de vida y los datos económicos se calculan a partir de los modelos de negocios habituales o, en algunos casos, modelos económicos nacionales. Como resultado de ello, es simple de asignarles causas a los impactos ecológicos y económicos. Esto facilita las conversaciones con los clientes y los proveedores para validar el sistema en su conjunto y mejorar constantemente el proceso. Por último, los resultados se vuelcan en un formulario en el cual se comunican claramente y, además, en el que se proporciona un ámbito para el análisis de escenarios y discusiones.

Análisis de ciclo de vida dentro del Análisis de Ecoeficiencia

Los grandes saltos cuánticos de ecoeficiencia en la generación de productos químicos se dan con frecuencia en los últimos pasos del procesamiento o a través del destino final o entrega al cliente. Sin embargo, es muy importante considerar la totalidad del ciclo de vida para no tomar una decisión, a favor o en contra, respecto de un producto o proceso en base a una información incompleta. La descripción correcta y completa del ciclo de vida requiere de la colaboración de los diversos actores a lo largo de la vida del producto o proceso. El Análisis de Ecoeficiencia se centra en un principio en todo el ciclo de vida, pero luego puedo hacerlo específicamente en aquellos eventos específicos del mismo donde difieran las alternativas tomadas en consideración. Para poder capturar una imagen del ciclo de vida, es necesario preparar los perfiles ambientales de los distintos productos involucrados y su ciclo de vida individual. Específicamente, este análisis incluye datos sobre los costos, así como datos de consumo de materiales, etc. La Fig. 4.2 muestra cómo la evaluación del ciclo de vida se basa en el perfil ambiental, que se puede obtener por ejemplo de los datos aportados por las plantas generadoras, y que incluye la ruta “desde la cuna hasta la tumba” (principio a fin). Agregando a esta evaluación nuevos criterios de evaluación (ambientales), seguidos de una evaluación económica, se conduce a un análisis de ecoeficiencia BASF (Saling et al., 2002).

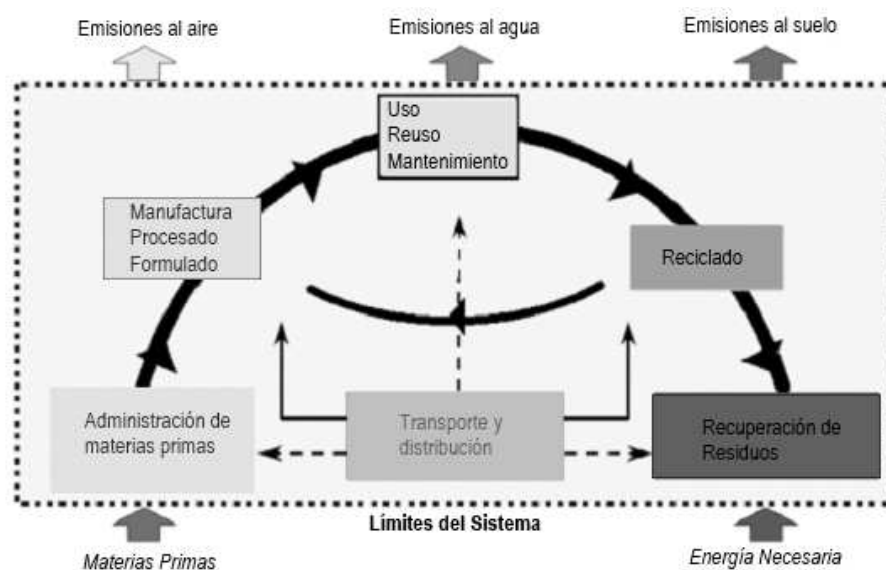


Figura 4.2.: Análisis de ciclo de vida dentro del Análisis de Ecoeficiencia

4.2.2. Cálculo de la Ecoeficiencia

Los impactos ambientales se determinan sobre la base de seis aspectos principales: el Consumo de Energía, las Emisiones resultantes, el Consumo de Materias Primas, la Toxicidad Potencial, Uso del Suelo y el Riesgo Potencial (Bradlee et al., 2009).

Consumo de Energía

El consumo de energía se determina a lo largo de todo el ciclo de vida y describe el consumo de energía primaria. Los combustibles fósiles se incluyen antes de la producción y las fuentes renovables de energía antes de su utilización. En la categoría de consumo de energía, no se realizan posteriores conversiones a otras categorías de impacto. El consumo de energía calculado de todas las alternativas se normaliza respecto una del otra, la alternativa menos favorable con el valor 1 y otras alternativas alineadas sobre un eje de 0 a 1 en términos relativos para formar una clasificación. Es decir que en el cálculo se utiliza el valor máximo de energía primaria consumida como referencia y el resto de las alternativas se referencia a bas este valor. Las fuentes de energía consideradas son el carbón, el petróleo, el gas, el lignito, la energía nuclear, hidráulica, proveniente de biomasa y otros.

Emisiones

Los valores de las emisiones se calculan inicialmente de manera separada para el aire, el agua y el suelo (residuos). El cálculo incluye no sólo los valores, por ejemplo, de producción de vapor y electricidad y transporte, sino también valores directamente desde los procesos. Los valores individuales son posteriormente agregados a través de un sistema de ponderación para formar el valor global de las emisiones.

Para las emisiones en el aire, una vez confeccionado el inventario de emisiones, los valores en la categoría de impacto son calculados. Estas categorías son: Potencial Calentamiento Global (GWP), Potencial Destrucción de Ozono (ODP), Potencial Generación de Smog Fotoquímico (POCP) y Potencial Acidificación (AP). Los valores de los factores dependerán de las sustancias involucradas.

En la actualidad, para las emisiones al agua no hay ningún método de cálculo del impacto potencial disponible ni científicamente documentado, como sí lo

hay para las emisiones a la atmósfera. Por lo tanto, para el inventario de emisiones al agua se utiliza el método de volúmenes críticos o límites críticos para los vertidos en aguas superficiales; incluyendo parámetros como: DQO, DBO, nitrógeno total, amonio, fosfatos, halógenos orgánicos adsorbibles, metales pesados, hidrocarburos, sulfatos y cloruros. Cada uno de los agentes emitidos puede contaminar el agua hasta un límite legal (carga crítica) indicado en las regulaciones. Cuanto mayor es el riesgo de una sustancia menor es su límite. Luego, se calcula la cantidad de agua no contaminada necesaria para diluir estas emisiones hasta el valor límite establecido (volumen crítico). Cuanto menor es el límite de una emisión, mayor es el factor utilizado en el cálculo (inversa del valor límite). De esta manera se garantiza que las aguas residuales con emisiones problemáticas reciban mayores volúmenes críticos que aquellas con menos contaminantes; de esta manera los valores pueden ser sumados posteriormente para llegar a un volumen total normalizado.

Los resultados del inventario de residuos sólidos se combinan de acuerdo con tres categorías diferentes de residuos: residuos especiales, residuos semejantes a los residuos domésticos y escombros de construcción. Ante la ausencia de criterios, el impacto potencial de los desechos sólidos se forma en base a un factor asociado a los costos de su correcta disposición, donde la generación de residuos especiales tienen la desventaja de requerir una mayor inversión.

Consumo de materias Primas

Bajo el consumo de materiales, se determina en primer lugar la cantidad de materias primas necesarias para el proceso correspondiente. Los diversos materiales se ponderan de acuerdo a sus reservas según los cálculos estadísticos de la USGS y otras fuentes (Saling et al., 2002). Por lo tanto, aquellas materias primas de reservas infinitas (considerada en 50 años) tendrán un factor 0. Mientras que para aquellas que no son gestionadas de manera sostenible (p. ej., deforestación) es aplicado un factor de recurso correspondiente.

Toxicidad Potencial

La toxicidad potencial se calcula utilizando la clasificación de materiales peligrosos en virtud de la legislación de la Unión Europea. Para determinar la toxicidad potencial, el análisis de ecoeficiencia utiliza las guías de clasificación y etiquetado de la Ley Alemana para la industria química. A los compuestos peligrosos

se les asignan factores basados en una escala logarítmica de acuerdo con su símbolo de peligrosidad. Por ejemplo, la clasificación puede estar basada en los valores relevantes como el DL50. Los pasos del proceso de producción, uso y eliminación son evaluados por separado y ponderados también con diferentes factores. Etapas en donde los seres humanos pueden entrar en contacto directo con las sustancias se ponderan más severamente que en los casos donde no exista exposición. El modelo de cálculo fue propuesto inicialmente por Landsiedel y Sailing (2002) y es esencialmente un sistema de puntuación basado en los principios de evaluación de riesgo ambiental (riesgo como el producto de peligro por exposición). Otras modificaciones fueron efectuadas posteriormente por Sailing et al. (2005) en donde los diferentes factores de puntuación se calculan utilizando las propiedades fisicoquímicas y datos ecotoxicológicos disponibles para las sustancias a evaluar. Estos se resumen en un solo factor, una puntuación medioambiental (ES), que es útil para resaltar las debilidades y fortalezas, debidas a los efectos ecotoxicológicos, de cada alternativa en un análisis de Ecoeficiencia. El uso de este modelo es necesario especialmente en los casos en que los productos van directamente al medio ambiente.

Uso del Suelo

El análisis que considera la utilización de la tierra se efectúa con una categoría de impacto ambiental que evalúa el grado de desarrollo necesario de la tierra para cumplir con los requerimientos del proyecto. El uso de la tierra está dividido en 5 subcategorías: a) Sin desarrollo – no se tocan los ecosistemas, bosques, lagos, ríos y humedales; b) Desarrollo parcial - agricultura orgánica, tierra verde, barbecho, agricultura heterogénea; c) Desarrollada - la agricultura convencional, que modifica las áreas; d) Cubiertas - zonas pavimentadas a largo plazo, zonas industriales, vertederos, edificadas; y e) Cubiertas y divididas - áreas pavimentadas a largo plazo que dividen ecosistemas, áreas de transportes, vías ferroviarias, canales. Los resultados del uso de la tierra se calcula en función de la cantidad total de tierra que se utiliza (m^2), donde de las cinco categorías se aplican factores de ponderación sólo a las categorías b, c, d y e para reflejar un mayor potencial de impacto. Los factores de ponderación para el cambio del uso de la tierra se basan en la índice de Hemeroby, en el que se describen varias formas de utilización del terreno.

Riesgo Potencial

El uso indebido y potencial de riesgo refleja el peligro de los accidentes durante la fabricación, uso y reciclaje del producto. El enfoque adoptado es similar al análisis de riesgos en el caso de seguridad de una planta en la que la probabilidad de ocurrencia y el nivel de daños son estimados. Los valores que se utilizan para los productos individuales no son absolutos, sino sólo comparativos. Las cantidades utilizadas en la evaluación son las estadísticas de los accidentes de trabajo de los empleados entregados por las asociaciones aseguradoras, los accidentes de transporte, los riesgos por uso indebido, la seguridad de las plantas, el comportamiento en incendios, etc. Otros criterios tales como el uso de la tierra, el nivel de ruido y defectos de cUn sistema absoluto de la clase empleado por distancia al objetivo enfoques, por ejemplo, alidad pueden ser introducidos y adaptados a un objetivo en particular.

4.2.3. Normalización y Ponderación

A menudo la representación de una multiplicidad de resultados individuales obtenidos es opaca, es difícil de interpretar y, por consiguiente, no resulta significativa. En este sentido, la BASF ha desarrollado un método por el cual los parámetros ecológicos se combinan y en una última instancia se representa gráficamente con un solo punto en un sistema de coordenadas. Se ha incluido una puntuación relativa y la diferencias entre alternativas se contemplan en la distancia a la diagonal. Por lo tanto, la ecoeficiencia sólo proporcionan información comparativa y no valores absolutos. El primer paso para comprimir los datos ecológicos es la normalización. Para ello se le concede un valor de 1 a la alternativa menos favorable y todas las restantes obtienen un valor entre 0 y 1 según la relación con esta. El siguiente paso es combinar los valores normalizados a través de un sistema de ponderación para formar un valor total de las emisiones. Este sistema de ponderación se compone de dos esquemas, uno de factores sociales de ponderación (basado en opinión pública) y otro de factores científicos de ponderación (basado en investigaciones).

4.2.4. Representaciones Gráficas

Huella ambiental de la BASF Seguido de la normalización y ponderación, los valores se resumen en un diagrama especial, la huella ambiental de la BASF. Este gráfico representa una descripción gráfica de los pros y los contras ecológicos

4.2 Análisis de Ecoeficiencia de la BASF

de las alternativas bajo consideración. La alternativa, que tiene un valor de 1 es la alternativa menos favorable en la comparación en cuestión. En este sentido la alternativa que se encuentra más hacia el centro es la mejor (Fig. 4.3). La huella ambiental permite identificar generadores de impacto ambiental y dar pistas sobre las áreas en las que debe lograr mejoras con el fin de que el conjunto sea optimizado.

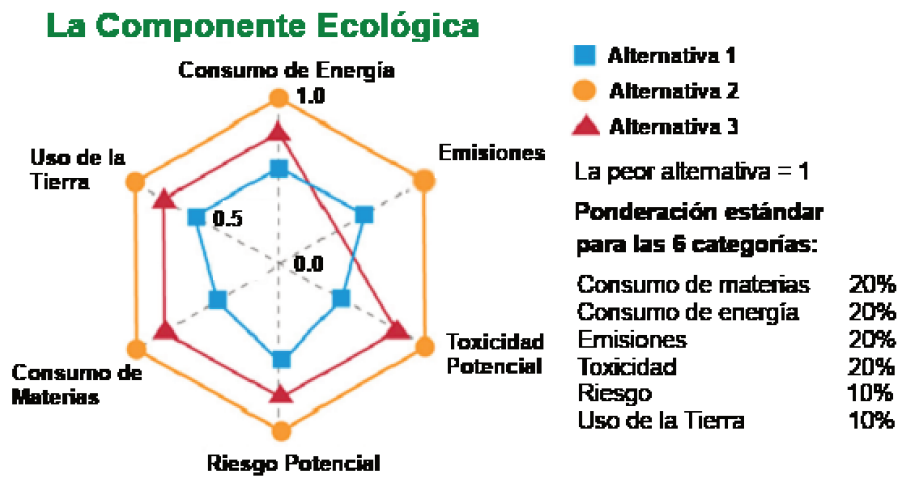


Figura 4.3.: Huella ambiental de la BASF aplicada en 3 alternativas diferentes

Cálculo del portfolio de Ecoeficiencia de la BASF

El portfolio de ecoeficiencia fue desarrollado para representar gráficamente los resultados económicos y ambientales en una sola matriz de 2x2 (Fig. 4.4). Los valores normalizados de la huella ambiental se agregan en un único impacto ambiental relativo a través de la utilización de la ponderación (factores sociales y científicos) y los costos son contrastados contra algunas características económicas, por ejemplo el PBI del lugar donde se aplica el método. En este caso, los impactos ambientales y los costos son igualmente importantes, la alternativa más ecoeficiente es la aquella con el mayor distancia perpendicular por sobre la diagonal.

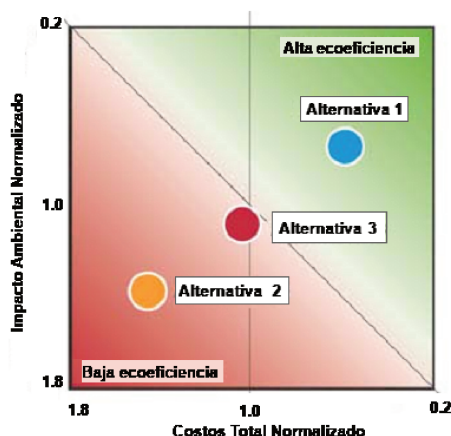


Figura 4.4.: Portfolio de Ecoeficiencia de la BASF para una comparación entre 3 alternativas

4.3. Análisis del Ciclo de Vida

La creciente preocupación a nivel mundial por el impacto medioambiental, producto de las distintas actividades humanas, ha conducido a la búsqueda de soluciones más “verdes”, y aquéllos que hayan sido capacitados en Química Verde estarán en mejores condiciones para hacer frente a estos problemas. Algunas métricas tales como Economía del Átomo (AE, Atom Economy) y el Factor Ambiental (EF, Environmental Factor) son comúnmente utilizadas para evaluar cuán verde es un proceso. Una ventaja que presentan estas métricas es la simplicidad de su cuantificación, aunque en algunos casos no brindan suficiente información para la selección de un proceso verde. Existen otros tipos de métricas, tales como aquéllas usadas en el Análisis del Ciclo de Vida (ACV - LCA, Life Cycle Assessment), que son más informativas respecto del impacto medioambiental. El ACV es una herramienta que permite evaluar los aspectos ambientales y los impactos potenciales a lo largo de la vida de un producto; desde la adquisición de la materia prima, pasando por la producción, el uso y la eliminación. La estructura general, los principios y los requisitos para conducir y reportar estudios de ACV están establecidos en la Serie de normas ISO 14040.

4.3.1. Introducción

La evaluación o ACV comprende el análisis de algunos aspectos, fundamentalmente ambientales, de un sistema de producción, pasando a través de todas las

etapas de su existencia. También se denomina "enfoque de ciclo de vida", "análisis de la cuna a la tumba" o "ecobalance", haciendo referencia a una emergente herramienta y técnica diseñada para ayudar a la gestión ambiental y, a largo plazo, al desarrollo sostenible. Los primeros estudios que contemplaron aspectos del ciclo de vida de productos y materiales datan a partir de finales de los años sesenta y principios de los setenta, y se centraron en cuestiones tales como la eficiencia energética, el consumo de las materias primas y, en cierta medida, a la eliminación de los residuos. Sin embargo, el uso de esta herramienta ha tomado relevancia a comienzo de los noventa y se ha extendido en los últimos años, sobretodo debido a la emisión de certificaciones ambientales y normas internacionales (ISO 14040, 2006) que distingue a aquellas compañías con un sistema de gestión ambiental eficiente.

4.3.2. Aplicación

Las metodologías ACV fueron desarrolladas originalmente para ayudar en la toma de decisiones distinguiendo su aplicación a productos, sistemas de producción y servicios. Durante su evolución han emergido una serie de aplicaciones, algunos ejemplos que pueden citarse son para el uso industrial interno (desarrollo de producto y mejoras, planificación estratégica interna y apoyo a la toma de decisiones en política de industria, gestión de los residuos) y en el uso industrial externo (relacionadas al marketing y formulación de políticas gubernamentales, en áreas de etiquetado ecológico, adquisiciones sostenibles, compras verdes). El uso del ACV para la toma de decisiones estratégicas, como por ejemplo, escoger entre dos o más sistemas diferentes que ofrecen una misma función o materia prima, ha generado con frecuencia ciertas controversias acerca de la validez de tales evaluaciones. Sin embargo, estas disputas han demostrado ser de gran valor ayudando al desarrollo de una adecuada metodología y calidad de datos, garantizando que la definición del límite y la funcionalidad sean cubiertas de manera adecuada y trLCA transparente. Esto se debe a que, en los estudios comparativos, la equivalencia de los sistemas que se someten a comparación debe ser evaluada antes de interpretar los resultados. Además, estos sistemas deberán ser comparados con una misma unidad funcional y con equivalentes consideraciones metodológicas tales como el rendimiento, las fronteras del sistema, la calidad de los datos, los procedimientos de asignación, las normas de decisión para evaluación de entradas y salidas y la cuantificación de impactos.

Si existen diferencias entre los sistemas, sobre todo en relación a estos últimos parámetros, éstas deben ser identificadas y notificadas.

4.3.3. Niveles de sofisticación según la aplicación

4.3.3.1. ACV Conceptual – Pensamiento del Ciclo de Vida

El ACV conceptual o pensamiento del Ciclo de Vida es el primer y más simple nivel de ACV. En este nivel el enfoque es usado para hacer una evaluación de los aspectos ambientales en función de un limitado y generalmente cualitativo inventario. Ampliamente utilizado para la toma de decisiones claves sobre marketing verde de productos y el desarrollo de nuevos productos, que no requieren necesariamente de un gran análisis cuantitativo, sino más bien la comprensión de ciertas ventajas, desventajas y de la incertidumbre existente respecto de un nuevo producto. Los resultados del ACV conceptual pueden presentarse utilizando simples afirmaciones cualitativas o sistemas de calificación, indicando cuales componentes o materiales tienen un mayor impacto ambiental y por qué. En el inventario pueden ocurrir omisiones de una o más etapas del proyecto, por ejemplo, aquellas en las que el tomador de decisiones no tiene ninguna opción de mejora. Otra posibilidad es reducir el número de parámetros examinados, por ejemplo, investigando sólo el consumo de energía en el ciclo de vida y no las emisiones asociadas conjuntamente a su contribución a los diversos impactos ambientales. Cabe destacar que este enfoque no es adecuado para los propósitos de difusión pública de los resultados. Sin embargo, puede ayudar a identificar productos que tienen una ventaja competitiva en términos de la reducción del impacto ambiental.

4.3.3.2. ACV Simplificado

Es una aplicación de la metodología ACV realizando un enfoque amplio pero de baja complejidad en la evaluación, es decir que se abarca todo el ciclo de vida pero de manera superficial; por ejemplo utilizando datos genéricos (cualitativa y/o cuantitativos), cánones estándar para el transporte y producción energética. Luego, es seguida de una evaluación simplificada, la cual puede centrarse en los aspectos más importantes dentro del ámbito del medio ambiente y/o potenciales impactos ambientales y/o de las etapas del ciclo de vida y/o fases del ACV y una

4.3 Análisis del Ciclo de Vida

evaluación final minuciosa de la fiabilidad de los resultados obtenidos. El objetivo del ACV simplificado es proporcionar esencialmente los mismos resultados que uno detallado, pero con una reducción significativa de los gastos y el tiempo empleado. Sin embargo, la simplificación puede representar un dilema, dada la probabilidad de que afecte a la precisión y fiabilidad de los resultados. Por lo tanto, el principal objeto de la simplificación es la identificación de áreas dentro del ciclo de vida que puedan ser omitidas o simplificadas considerablemente sin comprometer el resultado global.

Tabla 4.1.: Niveles de sofisticación de un ACV

| Aplicación | Nivel de detalles en el ACV | | | Comentarios |
|-------------------------------|-----------------------------|--------------|-----------|---|
| | Conceptual | Simplificado | Detallado | |
| Diseño para el Medio Ambiente | X | X | | Sin vínculos formales con el ACV |
| Desarrollo de un producto | X | X | X | Grandes variaciones en la sofisticación |
| Mejora de un producto | | X | | Basado en productos existentes |
| Reclamos Ambientales | X | | | Raramente basado en un ACV |
| Ecoetiquetado | X | | | Los criterios de desarrollo requieren un ACV |
| Declaraciones Ambientales | | | X | Inventario y/o Análisis de Impacto |
| Marketing de la Empresa | | X | X | Inclusión de un reporte ambiental final |
| Planeamiento Estratégico | X | X | | Desarrollo gradual del conocimiento de un ACV |
| Compras Verdes | X | X | | No tan detallado como en el ecoetiquetado |
| Impuestos Ambientales | | X | | Reducir el número de parámetros es suficiente |
| Selección de packaging | X | | X | Inventario detallado, definición del alcance |

El proceso de simplificación del análisis consta habitualmente de tres etapas que se encuentran iterativamente relacionadas:

- Selección: En esta etapa se identifican aquellas partes del sistema (ciclo de vida) o de los flujos elementales que son importantes o aquellos que carecen de datos.
- Simplificación: Se utilizan los resultados de la etapa anterior con el objeto de centrar las futuras labores en la partes importantes del sistema o flujos elementales.

- Evaluación de confiabilidad: Esta última etapa se utiliza para comprobar que la simplificación no haya reducido significativamente la confiabilidad del resultado global.

4.3.3.3. ACV detallado

Según la SETAC (Klöpffer, 2006) el ACV es un proceso utilizado para evaluar los impactos ambientales asociados a un sistema de producción o actividad mediante la identificación y la descripción cuantitativa de la energía y los materiales utilizados, y los desechos liberados en el medio ambiente, evaluando los impactos de estos materiales y energía utilizada sobre el medio ambiente.

La evaluación incluye todo el ciclo de vida del producto o de la actividad, que abarca la extracción y transformación de materias primas, fabricación, distribución, utilización, reutilización, mantenimiento, reciclaje y disposición final, y todo el transporte involucrado entre cada etapa. Es pertinente mencionar que el ACV aborda la temática de los impactos ambientales del sistema bajo estudio, en áreas como las de los impactos a los sistemas ecológicos, salud humana y agotamiento de los recursos; sin incluir cuestiones económicas o efectos sociales.

Por otro lado, la norma ISO/FDIS estándar para un ACV (ISO 14040, 2006) ofrece la siguiente definición: “es una técnica para evaluar los aspectos medioambientales y los impactos potenciales asociados a un producto, a través de: la recopilación de un inventario de las entradas y salidas del sistema; la evaluación de los posibles impactos ambientales asociados a las entradas y salidas; la interpretación de los resultados del análisis de inventario y del impacto en cada una de las fases en relación a los objetivos del estudio”. Estudia los aspectos medioambientales y los potenciales impactos durante toda la vida de un producto, desde la adquisición de la materia prima atravesando la producción, utilización y eliminación. Las categorías generales de los impactos ambientales que requieren consideración son el uso de los recursos, salud humana y consecuencias ecológicas.

Marco metodológico de un ACV detallado A continuación se presenta un marco metodológico para una evaluación del ciclo de vida detallada (Guinée et al., 2004). Éste puede ser considerado como una caja de herramientas donde cada componente individual se puede seleccionar, dependiendo de la aplicación que le será dada. Es decir, no hay una forma única de efectuar un ACV. Como se mencionó anteriormente, la técnica puede aplicarse con distintos niveles de

4.3 Análisis del Ciclo de Vida

complejidad, en la medida en que el enfoque de ciclo de vida se conserve. Sin embargo, sea cual fuere el nivel deseado de sofisticación hay algunos requisitos básicos que deben ser satisfechos como: una declaración clara y explícita del propósito y objetivo del estudio, las referencias de la metodológicas utilizadas (definición de la unidad funcional, las fronteras del sistema, y los criterios de asignación). Estos requisitos se pueden resumir como una necesidad para la transparencia en el estudio y deberán ser claros para todos los lectores del informe. Los principios, procedimientos y métodos se presentan sobre la base de la terminología y la estructura de los Sistemas de Gestión Ambiental ISO. Como se muestra en la Fig. 4.5 la evaluación del ciclo de vida marco es descrita por cuatro fases:

1. Definición de alcance y objetivos
2. Análisis de Inventario
3. Evaluación de Impactos
4. Interpretación

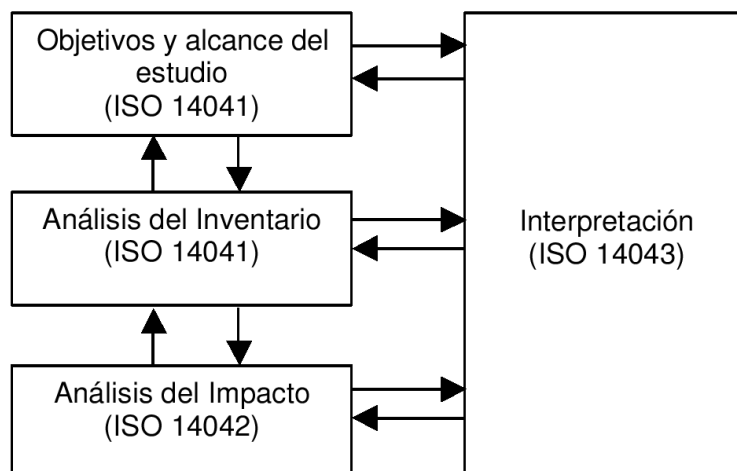


Figura 4.5.: Metodología ACV - Fases de un ACV (ISO 14040, 2006)

La doble flecha entre las fases indica la naturaleza interactiva de ACV ya que al hacer la evaluación de los impactos puede llegar a ser evidente la falta de cierta información que determine la realización de mejoras en el análisis de inventario o incluso si la interpretación de los resultados llega a ser insuficiente para satisfacer las necesidades requeridas en la programación, puede ser necesaria la revisión de la definición del alcance y objetivo.

1. Definición de alcance y objetivos La definición del propósito del ACV es una parte importante de la definición del objetivo. También, debe incluirse el uso previsto de los resultados y el público a quien está destinado la comunicación de los resultados. Algunos ejemplos de objetivos de una evaluación del ciclo de vida pueden ser: comparar dos o más productos diferentes que cumplen la misma función con el fin de utilizar esa información en el marketing de los productos o regular el uso de los mismos; identificar posibilidades de mejora en futuros desarrollos de productos existentes o en el diseño de uno nuevo; identificar áreas o etapas del ciclo de vida de un producto que pueden resultar en la creación de etiquetas ecológicas. Por último, se debe mencionar que el objetivo puede ser redefinido como resultado de lo obtenido en la fase de interpretación, lo que demuestra la fuerte interacción existente entre las fases.

En la definición del alcance del ACV se establecen las fronteras de la evaluación, es decir lo que se incluye dentro del sistema, y qué métodos de evaluación detallada se han de utilizar. El alcance debe estar lo suficientemente definido como para asegurar que la amplitud, la profundidad y el detalle del estudio son compatibles y suficientes para abordar los objetivos establecidos. Debido a que el ACV es una técnica iterativa, el alcance del estudio también puede ser modificado cuando el estudio se está llevando a cabo y a medida que se recoge información adicional no contemplada.

Unidad Funcional La definición de la unidad funcional o de la característica del rendimiento es el cimiento para el ACV porque la unidad funcional establece la escala de comparación para dos o más productos o procesos, incluyendo el mejoramiento de los mismos (sistema de producción o servicio). Todos los datos recogidos en la fase de inventario estarán relacionados con la unidad funcional. Al comparar diferentes productos que cumplen la misma función, la definición de la unidad funcional es de particular importancia. Un sistema de servicio como el tratamiento de los efluentes domésticos puede generar varios productos: abono biológico (a través de compostaje aeróbico o anaeróbico del material orgánico generado), energía (biogás a partir de la digestión anaeróbica) e incluso el mismo efluente tratado. La selección de la unidad funcional estará ligada con el objetivo buscado y la misma podrá variar si es que se plantea buscar el sistema más eficiente energéticamente, aquel que mayor cantidad de abono provea, el que trate la mayor cantidad de efluente posible o alguna combinación entre éstas.

Límites del sistema Los límites del sistema definen los procesos y operaciones (producción, transporte, gestión de residuos), entradas y salidas a tener en cuenta en el ACV. La entrada puede ser la misma para todo el conjunto de la producción, o para un proceso único y lo mismo sucede para la salida. La definición de fronteras del sistema es una operación bastante subjetiva e incluye los siguientes límites (Lindfors et al., 1995): las fronteras geográficas, los límites del ciclo de vida (etapas consideradas) y los límites entre la tecnósfera y la biósfera. Debido a la subjetividad de la definición de las fronteras, la transparencia del proceso y exposición de las asunciones hechas son extremadamente importantes. El tratamiento de las aguas residuales es un ejemplo de un proceso habitualmente omitido cuando se definen los límites del sistema.

Calidad de los datos La calidad de los datos utilizados en el Inventario del Ciclo de Vida (ICV) se refleja naturalmente en la calidad final del análisis. La calidad de los datos puede ser descrita y evaluada en diferentes formas. Es importante que estas operaciones se efectúen de forma sistemática, permitiendo el entendimiento y control de la calidad de los datos reales.

Proceso de revisión En otras normas ambientales esta etapa se encuentra representada por la certificación de un sistema o producto o la acreditación del laboratorio de medición. El objetivo del proceso de examen crítico es el de garantizar la calidad de la evaluación del Ciclo de Vida. El análisis puede ser interno, externo o incluir a las partes interesadas tal como fue establecido previamente en la definición del alcance y objetivos. El proceso de examen crítico debe garantizar que los métodos utilizados para llevar a cabo el ACV son técnica y científicamente válidos, además coherentes con la normativa internacional. Por otro lado, debe avalar que los datos utilizados son apropiados y razonables en relación con el objetivo del estudio, y finalmente, que las interpretaciones reflejen las limitaciones identificadas y el objetivo del estudio.

2. Análisis de Inventario El Inventario de Ciclo de Vida (ICV) es la segunda fase del ACV y puede ser apoyado por un diagrama de flujo del sistema. Cada una de las diferentes fases puede estar compuesta de diferentes procesos, por

ejemplo, la producción de diferentes tipos de materia prima que luego se combinan en la fase de producción. También debe considerarse que las diferentes fases se encuentran, a menudo, conectadas mediante procesos de transporte. Por lo general, la presencia de reúsos o reciclados implican procesos más limpios. El resumen realizado a través de un diagrama de procesos adecuado es crucial para el éxito del estudio, ya que ayuda a evitar la omisión de los procesos importantes y además tiene una función extra para una correcta presentación del informe del ACV.

Recolección de datos El análisis de inventario incluye la recolección y el tratamiento de los datos que se utilizan en la cuantificación del uso de bienes materiales, energía consumida, residuos generados y emisiones liberadas para cada una de las fases del ciclo de vida, y también para todo el ciclo de vida. Los datos pueden ser específicos de una zona o también más genéricos. Estos datos deben ser recogidos en cada uno de los procesos individuales del ciclo de vida, pudiendo ser cuantitativos o cualitativos.

Los datos cuantitativos son importantes en las comparaciones de los procesos o en la utilización de diferentes materiales, pero suelen ser escasos o de mala calidad. Los datos cualitativos son más descriptivos y pueden ser utilizados para aspectos ambientales o etapas del ciclo de vida que no pueden ser cuantificadas. La recolección de datos es la parte de mayor trabajo intensivo en esta metodología, especialmente si se requieren datos específicos de un sitio en particular y para todos los procesos individuales analizados dentro del ACV. Los resultados obtenidos pueden presentarse en una tabla de inventario.

Al hacer un ACV detallado estas tablas de inventario son invariablemente detalladas, intrincadas y complejas, mientras que las tablas de inventario necesarias en el contexto de un ACV simplificado pueden resultar más sencillas, si es que así se establece en la definición del objetivo y alcance. Un ejemplo de simplificación es focalizarse sólo en ciertas emisiones como el dióxido de carbono, dióxido de azufre y los óxidos de nitrógeno. En el apéndice se describe detalladamente las entradas y salidas brutas dentro de una tabla de inventario, las cuales se encuentran asociadas a la producción de 1kg de PVC (Tab.A.34).

Refinado de los límites del sistema Los límites del sistema son definidos como una parte del alcance. Después de la recolección inicial de datos, las fronteras del sistema pueden ser perfeccionadas como resultado de la exclusión de

fases de ciclo de vida, la exclusión de flujos de materiales o la inclusión de nuevas unidades de proceso que se muestren significativas en el análisis de sensibilidad. Reflejando la naturaleza iterativa del ACV, las decisiones relativas a la inclusión de datos se basarán en un análisis de sensibilidad para determinar su importancia verificando así el análisis inicial efectuado. El límite inicial del sistema deberá ser revisado de acuerdo con el criterio de corte establecido en la definición del alcance.

Procedimientos de cálculo No existen exigencias formales para el cálculo en un ACV. Debido a la cantidad de datos es recomendado como mínimo elaborar una hoja de cálculo de propósito específico.

Validación de datos La validación de datos tiene que ser realizada durante el proceso de recolección de datos a fin de mejorar la calidad general de los mismos. La validación sistemática de los datos puede señalar áreas en las que la calidad de los mismos deba ser mejorada o, por ejemplo, servir de ayuda para determinar que datos faltantes que pueden encontrarse en otros procesos similares que ya fueron analizados previamente.

Relacionamiento de datos Los datos fundamentales de entrada y salida se encuentran muy a menudo expresados en unidades arbitrarias por ejemplo, el consumo de energía como MJ/máquina/semana o las emisiones de metales pesados en un sistema de aguas residuales en mg metales/litro de agua residual. El consumo de una máquina específica o el flujo de aguas residuales rara vez se encuentran relacionados con la producción del producto evaluado, sino que están vinculados a una serie de productos similares o, quizás, a una actividad específica de producción. Para cada uno de los procesos unitarios debe ser determinado un flujo adecuado de referencia (por ejemplo 1 kg de material o 1 MJ de energía). Los datos cuantitativos de entrada y de salida de los procesos individuales se calcularán en relación con este flujo de referencia, que al estar interconectados, permiten luego un cálculo simplificado del sistema completo. El flujo de referencia o unidad funcional será definido con el fin de describir y cubrir la producción real o función del producto.

Asignación y reciclado Al realizar un ACV de un sistema complejo, es posible que no se puedan manejar todos los impactos y resultados dentro de las fronteras del sistema. Este problema puede ser resuelto por cualquiera de los siguientes medios: ampliar el sistema para incluir todas las entradas y las salidas o asignar los impactos ambientales pertinentes en áreas específicas del sistema estudiado. La asignación se define como la partición de los flujos de entrada y/o salida de un proceso perteneciente al sistema estudio. Puede ser necesaria cuando se trata con:

- Procesos de múltiples salidas, donde más de un producto es generado y cada uno de éstos atraviesa los límites del sistema; procesos con múltiples ingresos, como el tratamiento de residuos, donde habitualmente existe una relación estricta entre las entradas y las emisiones generadas.
- Reciclos de bucle abierto, donde un material desechado abandona el sistema y se utiliza como materia prima por otro sistema, fuera de los límites del sistema estudiado.

Cuando se requiera evitar la asignación, por ejemplo, ampliando las fronteras del sistema existe el riesgo de que el sistema sea demasiado complejo, haciendo que la recopilación de datos, la evaluación de los efectos y la interpretación pueda ser demasiado costosa y poco realista en términos de tiempo y dinero. La discusión de los métodos de asignación es amplia en el ámbito del ACV, se recomienda buscar maneras de evitarlo y utilizarlo en ocasiones muy específicas, no obstante, mediante chequeos posteriores en la fase de interpretación se puede dilucidar la necesidad de incluir o evitar las asignaciones.

3. Evaluación de impactos La evaluación de los impactos ambientales es la tercera fase en una evaluación del ciclo de vida. La evaluación de impacto puede ser expresada como un proceso cuantitativo y/o cualitativo para caracterizar y evaluar los efectos de las intervenciones ambientales identificadas en la tabla de inventario (Heijungs y Hofstetter, 1996). Por lo general, debe contener los siguientes temas principales:

Definición de la categoría El Análisis de Impacto del Ciclo de Vida (AICV) supone como primer elemento la definición de las categorías de impacto a considerarse (ISO 14040, 2006). Ésta es una continuidad de las decisiones tomadas

en la fase de definición de objetivo y alcance. La selección de categorías se debe apoyar en el tipo de información que se recolectó en la fase de inventario, en los límites definidos en el objetivo y alcance del estudio. Inicialmente, en diversos trabajos han sido propuestas numerosas categorías para el AICV. La mayoría de los estudios posteriores han seleccionado sus categorías en base a estos trabajos anteriores y evitando así definir sus propias categorías.

La selección de las categorías debe ser coherente con el objetivo y alcance del estudio y no debe ser utilizada para evitar o encubrir las cuestiones ambientales. Las categorías de impacto regularmente consideradas son: utilización de recursos abióticos, utilización de recursos bióticos, uso de la tierra, calentamiento global, reducción de ozono estratosférico, impactos ecotoxicológicos, impactos toxicológicos humanos, formación de oxidantes fotoquímicos, acidificación, eutrofización y ambiente laboral.

Clasificación La evaluación del impacto del ciclo de vida incluye como segundo elemento a la clasificación de los datos del inventario de entrada y salida. Éste es esencialmente un paso cualitativo basado principalmente en el análisis científico de los procesos ambientales pertinentes. La clasificación se encarga de establecer aquellos posibles impactos ambientales utilizando el inventario de datos de entrada y de salida, indicando a qué categorías de impacto pertenece cada flujo.

Pueden existir flujos que contribuyen a diferentes categorías de impacto y por lo tanto, tienen que ser computados las veces que sean necesarias. Este múltiple cómputo resultante es aceptable si los efectos son independientes unos de otros, mientras que si son pertenecientes a la misma rama categórica este recuento no resulta pertinente y debe ser omitido. Por último, es importante destacar que cada categoría puede clasificarse según la escala del área de afectación en: Impactos Globales, Impactos Continentales, Impactos Regionales e Impactos Locales.

Caracterización El AICV incluye como tercer elemento la caracterización o normalización de los datos especificados anteriormente durante el inventariado (ICV). La caracterización es principalmente un paso cuantitativo basado en el análisis científico de los procesos ambientales pertinentes. La misma se encarga de asignar la contribución relativa de cada flujo de entrada y salida del inventario a cada una de las categorías de impacto seleccionadas. Esta contribución potencial sobre el medio ambiente es estimada a través de ecuaciones características

que incluyen el uso de factores de equivalencia , Ec.(4.7).

$$\text{Potencial Calentamiento Global (kg CO}_2\text{eq)} = \sum_i GWP_i \cdot m_i \quad (4.7)$$

donde $GWP_i = \text{Factor de impacto para potencial de Calentamiento Global del componente } i$
 $m_i = \text{Flujo másico de la corriente } i$

Los factores de equivalencia permiten referenciar o convertir los datos del inventario en valores únicos para cada categoría de impacto seleccionada anteriormente. Para algunas de las categorías de impacto ambiental hay un consenso sobre aquellos factores de equivalencia utilizados en la estimación del impacto total (potencial de calentamiento global, destrucción de capa de ozono), en tanto que los factores de equivalencia para otros impactos ambientales aún no han sido completamente consensuados (utilización de recursos bióticos, uso de la tierra). Hasta la fecha, no se ha logrado un consenso para una única lista predefinida de las categorías de impacto. Por lo tanto, las categorías de impacto son seleccionadas con regularidad de una lista preliminar de ejemplos publicados anteriormente. El consenso sobre el manejo de las categorías de impacto ha sido obtenidos sólo para la cuantificación de los impactos globales.

Valoración/ponderación El elemento anterior, la caracterización, resulta en un valor cuantitativo para las diferentes categorías de impacto, por ejemplo kg de CO_2 para el calentamiento global, kg CFC-11 para la destrucción de la capa de ozono, entre otros. La comparación rápida entre estas categorías no es posible. Por lo tanto, el AICV debe incluir como cuarto elemento una valoración y ponderación (asignación de pesos) entre las categorías de impacto.

La ponderación apunta a pesar, y si es posible, sumar los resultados de impacto del ciclo de vida de las diferentes categorías de evaluación a fin de determinar una importancia relativa y total de los diferentes resultados. El proceso de ponderación no es técnico, científico u objetivo como los son los resultados de la evaluación de impactos del ciclo de vida, a menudo están basados en valores políticos o éticos.

4. Interpretación La interpretación es la cuarta y última fase de la Evaluación del Ciclo de Vida (ACV) y se realiza en interacción con las otras tres fases descritas anteriormente. Si los resultados del análisis de inventario o la evaluación

4.4 Comentarios sobre las metodologías

del impacto no cumplen con los requisitos definidos en la primera fase, el análisis de inventario debe ser mejorado, por ejemplo a través de la revisión de las fronteras del sistema, la recopilación de más datos, seguidos de una mejora de la evaluación del impacto. Este proceso iterativo se debe repetir hasta que los requisitos de la fase de especificación de objetivo se cumplan. Esta fase contiene los siguientes temas principales (ISO 14040, 2006).

Identificación de cuestiones importantes de contaminación El objetivo de este paso es estructurar la información del análisis de inventario, y si ya fue efectuado el AICV determinar los problemas importantes sobre el medio ambiente en conformidad con el objetivo y alcance definido.

Evaluación El segundo paso de la interpretación es el primer lugar donde se lleva a cabo un control cualitativo de la selección de los datos, los procesos, etc. Aquí se pueden discutir las posibles consecuencias de dejar fuera cierta información. En segundo lugar, sirve para aplicar un análisis sistemático cualitativo o cuantitativo de las consecuencias de cambios en los datos de entrada, y, en tercer lugar, es útil para discutir las variaciones identificadas en el marco de los objetivos y alcance propuestos, por ejemplo, la calidad de los datos del estudio. Una evaluación completa debe contener los tres siguientes elementos: comprobación de integridad, comprobación de sensibilidad y comprobación de coherencia. Y puede estar complementado por los resultados de: análisis de incertidumbre y evaluación de la calidad de los datos.

Conclusiones y recomendaciones El paso final de la interpretación es más o menos similar a la tradicional parte final de una evaluación científica y técnica o de investigación. El objetivo de este tercer paso es llegar a conclusiones y recomendaciones para el informe del ACV. Este paso es importante para mejorar la preparación del informe y ayudar a la transparencia del estudio. Ambos son esenciales para los lectores del informe del ACV.

4.4. Comentarios sobre las metodologías

Primeramente se debe mencionar que las tres metodologías evaluadas presentan buenos y variados sistemas para la determinación de los impactos ambienta-

les. Cada uno utiliza diferentes formas de cuantificarlos, y allí radica la principal diferencia encontrada entre ellos.

El algoritmo WAR propone 8 categorías de impacto ambiental, lo que parece poco si se considera que la utilización de la tierra, el consumo de recursos y los impactos vinculados a eutrofización no son considerados, ya que estas categorías resultan importantes para evaluar el comportamiento de una planta de tratamiento de aguas residuales. Sin duda alguna, el mayor déficit del método es su capacidad para utilizarlo sólo en la evaluación de la etapa de operación de un proyecto (es difícil de aplicar en las otras etapas). No obstante, resulta muy indicado para evaluar aquellos procesos en los que se producen diferentes tipos de químicos y donde la teoría de la Química Verde cumple un rol importante, sobre todo en acciones que tiendan a reemplazar materiales peligrosos o contaminantes por otros inocuos o más amigables con el medio ambiente sin afectar significativamente el rendimiento del proceso.

Por otra parte, la segunda metodología (Ecoeficiencia de la BASF) es más completa que la evaluada anteriormente. Si bien algunas categorías se repiten, esta última considera todo tipo de emisiones hacia el ambiente (de efluentes líquidos, sólidos y/o gaseosos) que resulta más apropiado para analizar alternativas relacionadas con el tratamiento de aguas residuales. Al igual que en la metodología anterior se considera tanto el consumo de energía necesaria para el proceso como la toxicidad potencial de los compuestos involucrados.

Esta metodología incluye otras categorías importantes como el consumo de materias y la utilización del suelo. De todos modos, lo que mejora aún más las características de la metodología es la inclusión de un análisis completo de cada una de las etapas de un proyecto. Sin embargo, solo existe un modo de efectuar el cálculo de los impactos y es el propuesto por los autores, por lo tanto el enfoque del análisis solo es posible de variar a través de una ponderación. Esto se puede visualizar en aquellas subcategorías donde no están establecidas un método estándar. Por último, se puede efectuar una pequeña crítica al modo de representar gráficamente los impactos a través de la huella (área); ya que dos alternativas pueden generar una misma área y poseer diferentes impactos en las categorías evaluadas, siendo difícil concluir cual está por encima del otro si es necesaria una toma de decisiones, problema que puede ser resuelto si se incorpora la variable económica a través del portfolio de Ecoeficiencia siendo necesario el análisis de costos correspondiente.

Finalmente, la tercera alternativa analizada fue el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) la cual, al igual que el Análisis de Ecoeficiencia de la BASF, es una metodología

compleja que se va conociendo a medida que se realizan estudios ambientales utilizándola, y como es sabido, es capaz de evaluar todas o cada una de las etapas de un proyecto. Aunque la cantidad de datos necesarios puede llegar a ser muy alta, sobre todo para proyectos de gran envergadura, la diferencia con la segunda alternativa radica en que las bases de datos pueden estar disponibles y claramente indexadas, ya sea de manera gratuita (de libre acceso) o en bases de datos privadas.

Otra diferencia notoria con la segunda metodología es la capacidad que tiene el ACV de contemplar una gran variedad de metodologías de cuantificación de impactos (IMPACT, IPCC, CML), de este modo la personalización del análisis puede tener mayor efectividad y no depender solamente de los factores de ponderación, que sólo suelen impactar de una manera superficial sobre los resultados finales y no en la cuantificación intrínseca de los impactos.

4.5. Aplicación del ACV

La presente sección no pretende efectuar un análisis exhaustivo en cada una de las etapas del ciclo de vida de las alternativas evaluadas en el capítulo anterior, empleando un mayor esfuerzo en la etapa de funcionamiento, dado que según la bibliografía analizada es considerada como la más relevante y en la que mayores diferencias se presentan entre cada uno de los diseños evaluados (Tillman et al., 1998; Lundin et al., 2002; Gallego et al., 2008). En consecuencia, el objetivo central se enfoca en determinar la mejor opción considerando el impacto ambiental asociado a la fase de operación tanto del tratamiento del efluente líquido como de lodos biológicos asociados al funcionamiento de una EDAR. Las simulaciones efectuadas con el software GPS-X (Hydromantis, 2011) corresponden al tratamiento del efluente líquido con el posterior tratamiento de los sólidos, mientras que el destino final de esos lodos no fueron simulados sino calculados a través de datos secundarios.

4.5.1. Resultados del ACV

Objetivo Según informes publicados por el Banco Mundial en 1995 (World Bank, 1995) la contaminación ambiental en la Argentina es mayor a la que se podría esperar en un país con un nivel de desarrollo mediano a alto, y la falta de adecuada recolección, tratamiento y descarga de aguas negras, ha originado

una situación ambiental altamente vulnerable, particularmente en las márgenes de las grandes áreas urbanas. Por tales motivos, una comparación entre los distintos diseños de plantas de tratamientos es necesaria a los efectos de establecer una escala óptima de funcionamiento y amigabilidad ambiental. Anteriormente, Foley et al. (2010) han efectuado comparaciones a través del uso de simulaciones y herramientas de ACV. La diferencia con el presente trabajo radica tanto en el lugar de aplicación del estudio, donde los indicadores tendrán un peso diferente y por otro lado, el uso de un simulador diferente con otras características del efluente que permitirá obtener resultados comparables.

Alcance El presente trabajo no pretende efectuar un análisis exhaustivo en cada una de las etapas del ciclo de vida de las alternativas evaluadas, empleando un mayor esfuerzo sólo en la etapa de funcionamiento, dado que es considerada como la más relevante (Emmerson, 2007 y Rodriguez Garcia et al., 2011) y en la que mayores diferencias se presentarán entre cada uno de los diseños evaluados. En consecuencia, la evaluación se efectuó considerando el impacto ambiental asociado a la fase operativa del tratamiento del efluente líquido municipal, la descarga final del efluente tratado y el tratamiento de lodos con su posterior destino.

Asunciones y limitaciones Todos los escenarios fueron construidos utilizando el paquete de simulación GPS-X v6.0.2. Este simulador tiene incorporado diferentes modelos biológicos, en este caso se optó por aquel más completo y novedoso llamado “Mantis 2” que incluye todos los procesos vinculados a la remoción de nitrógeno y fósforo, con 52 variables de estado disponibles (Hydro-mantis, 2011). Sólo se llevaron a cabo simulaciones en estado estacionario sin contemplar variaciones en el caudal o modificaciones por el clima. Los parámetros básicos de diseño como los tiempos de retención hidráulico (HRT) y biológico (SRT), la concentración de sólidos suspendidos dentro de los reactores (MLSS) y el reciclaje de barros fueron utilizados para la construcción de cada uno de los escenarios y se resumen en la sec. 3.6.

A través del software OpenLCA se confeccionaron los esquemas para cada una de las alternativas, volcando los datos producidos en el análisis de inventario (datos primarios y secundarios), obteniendo el valor de los impactos ambientales de cada alternativa seleccionada. Se destaca que el método utilizado para la cuantificación de impactos es el CML2001 (Guinée et. al, 2004) del cual se escogieron índices de ciertas categorías cumpliendo con un criterio de representatividad.

Unidad funcional La definición de la unidad funcional o características de funcionamiento es la base de un ACV porque es con esta que se establece la escala de comparación de dos o más productos o incluso la mejora de un producto. Sabido es que la función principal de una planta depuradora es el tratamiento de un efluente (con el objetivo de reducir la carga orgánica, los nutrientes y sólidos suspendidos) con el fin de alcanzar valores satisfactorios antes del volcado en cursos naturales de agua. Fue utilizada una unidad funcional basada en la cantidad de población servida (p.e.), facilitando la comparación entre las alternativas propuestas y trabajos anteriores donde también han utilizado el mismo parámetro (Tillman et al., 1998; Lundin et al., 2002; Gallego et al., 2008). Con un caudal de diseño de 2000 m³/d y un consumo diario de 400 L/hab/d (ASSA, 2011) más un coeficiente de retorno de 0.8 (Orozco Jaramillo, 2005) la población servida resulta de 6500 hab.

Sistema Estudiado Se consideró como el punto inicial del sistema analizado a la entrada del efluente al establecimiento depurador. Un resumen del sistema estudiado se puede apreciar en Fig. 4.6, donde también se discriminan aquellos datos que se obtuvieron en las simulaciones (datos primarios), de aquellos que fueron obtenidos de bibliografía ante la imposibilidad de simularlos (datos secundarios).



Figura 4.6.: Esquema cualitativo del sistema estudiado y fuente de los datos utilizados

Internamente, el sistema está compuesto de dos líneas de tratamiento, una correspondiente al efluente líquido que ingresa a la planta depuradora y otra línea perteneciente a los barros biológicos generados durante el proceso de remoción. El primer subsistema presenta 4 alternativas diferentes: Tratamiento Convencional, UCT modificado (Proceso de la Universidad de Cape Town), Bardenpho de 5 etapas y una modificación de este último (sec.3.6). Por otro lado, el segundo

subsistema contempla un mismo tratamiento inicial de lodos para todas las alternativas: espesador, digestor y deshidratador; diferenciándose en el destino final que tendrán en cada alternativa: disposición, incineración, aplicación en tierra y compostaje (Fig.4.6).

Calidad de los datos Los datos utilizados para la confección del análisis de inventario se dividen según la procedencia en dos tipos, aquellos primarios que fueron obtenidos a través de las simulaciones de cada una de las alternativas correspondientes al primer subsistema y del tratamiento inicial de lodos conformado por un espesador, un digestor y deshidratador. El resto de los datos usados fueron secundarios, debido a que la última etapa del subsistema biosólidos no pudo ser simulada con el software disponible, para suplir esta deficiencia se utilizaron datos extraídos de publicaciones anteriores a los efectos de incluir el destino final de los lodos dentro del sistema.

Análisis de Inventario A través de las diferentes simulaciones efectuadas (datos primarios) y los cálculos suplementarios (datos secundarios) se elaboró el inventario de flujos correspondiente a cada una de las alternativas estudiadas. Para el subsistema líquido los parámetros considerados fueron el caudal, la cantidad de materia orgánica (DQO), nitrógeno en sus diferentes formas, fósforo como fosfato y la cuantificación de la utilización de energía. Para esta última se consideró el consumo por parte de los reactores, las bombas que transportan el efluente y los barros, sumado a parte del tratamiento de los barros generados (espesador, digestor y deshidratador). En la Tab.4.2 se pueden observar el inventario de ingreso y emisiones para cada una de las alternativas.

La parte restante del tratamiento de barros que no pudo ser simulada, fue analizada de manera separada a través del uso de datos secundarios. Para cada una de las cuatro alternativas analizadas se requirieron diferentes parámetros, principalmente la cantidad de energía requerida para llevar a cabo el tratamiento, los porcentajes de reducción y el consumo de combustible para el transporte del producto o residuo.

El consumo energético del proceso de incineración es de 1,14 KWh/kg y el porcentaje de reducción es del 90 % (Turovsky, 2006). Las alternativas restantes no conllevan un consumo de energía. La distancia contemplada para el transporte fue de 40 km y el consumo de combustible de 0,263 kgdiesel/tn (Suh y Rousseaux, 2001). En la Tab.4.3 se puede observar los datos más relevantes de la

4.5 Aplicación del ACV

Tabla 4.2.: Inventario resumido de entradas y salidas para un año de funcionamiento del subsistema efluente líquido

| Subsistema Efluente Líquido | | | | | | |
|-----------------------------|----------------|---------|--------------|----------------|--------------------|------------------------|
| Descripción | Unidad | Entrada | Convencional | UCT Modificado | Bardenpho 5 Etapas | Bardenpho 5 Modificado |
| Caudal | m ³ | 730 000 | 729 453 | 729 453 | 729 672 | 729 635 |
| DQO | kg | 313 900 | 25 716 | 25 581 | 24 706 | 24 678 |
| Amoníaco-N | kg | 18 250 | 100 | 829 | 614 | 943 |
| Nitrato-N | kg | 0 | 26 | 249 | 816 | 1148 |
| Nitrato-N | kg | 0 | 21 650 | 6587 | 3206 | 3432 |
| NKT | kg | 29 200 | 1831 | 2518 | 2259 | 2597 |
| Fosfato-P | kg | 5840 | 5573 | 1949 | 3747 | 3641 |
| Energía | KWh | - | 52163 | 46761 | 42 613 | 45 625 |
| Lodos | kg | - | 86 140 | 106 945 | 95 995 | 97 455 |

cuantificación de entradas y salidas para los procesos encargados de darle un destino final a los lodos tratados dentro de cada alternativa evaluada.

Tabla 4.3.: Inventario resumido de entradas y salidas para un año de funcionamiento del subsistema sólido

| Subsistema Efluente Sólido | | | | | | |
|----------------------------|-------------|----------------------|--------------|----------------|--------------------|------------------------|
| | Descripción | Unidad | Convencional | UCT Modificado | Bardenpho 5 Etapas | Bardenpho 5 Modificado |
| Incineración | Energía | kWh | 15 320 | 19 020 | 17 073 | 17 333 |
| | Cenizas | kg | 7274 | 9031 | 8106 | 8230 |
| | Transporte | kg _{Diesel} | 27 931 | 34 677 | 31 126 | 31 600 |
| Disposición Final | Lodo | kg | 86 140 | 106 945 | 95 995 | 97 455 |
| | Transporte | kg _{Diesel} | 330 760 | 410 647 | 368 602 | 37 4208 |
| Compostaje | Compost | kg | 77 526 | 96 251 | 86 396 | 87 710 |
| | Transporte | kg _{Diesel} | 297 684 | 369 583 | 33 1741 | 33 6787 |
| Aplicación en tierra | Lodo | kg | 86140 | 106 945 | 95 995 | 97 455 |
| | Transporte | kg _{Diesel} | 330 760 | 410 647 | 368 602 | 374 208 |

Es importante destacar que las fuente de energías se han adaptado a la matriz energética local disponible, los cálculos del consumo de fuel oil, diesel y de gas natural se basaron en la información proporcionada por la Secretaría de Energía (2010) y los flujos resultantes que se incluyeron en el ICV . Mayor información sobre el Inventario del Ciclo de Vida y la distribución porcentual de los tipos de generación de energía en Argentina puede ser consultada en la sec. A.4.3 del apéndice.

Evaluación de Impactos De acuerdo con Renou et al. (2008) la selección de la metodología usada en el AICV influye en los resultados obtenidos en el ACV. Por lo tanto, la selección de una metodología adecuada es crucial para lograr los objetivos propuestos. En el presente trabajo, el método utilizado para la cuantificación de impactos fue el CML 2001 (Guinée et al., 2002) debido a su variedad en categorías de impacto y resultados precisos mostrados en los estudios anteriores (Suh y Rousseaux, 2001; Consonni et al., 2005; Ortiz et al., 2010; Freitas de Alvarenga et al., 2012).

Los diagramas para cada alternativa analizada fueron construidos con el software OpenLCA, los datos producidos anteriormente del ICV se utilizaron para obtener los valores de impacto. Dada la cantidad de categorías de impacto un determinado número de índices fue escogido para satisfacer un criterio de representatividad de las cuestiones ambientales seleccionadas. Por ejemplo, la categoría de calentamiento global se relacionó con el consumo de energía, la toxicidad se vinculó al manejo de compuestos peligrosos, la eutrofización con la emisión de nutrientes y el uso de la tierra con la demanda de infraestructura.

Las categorías utilizadas fueron: Uso del suelo, Potencial de ecotoxicidad acuática en agua dulce (FAETP 20a), Potencial toxicidad humana (HTP 20a), Potencial ecotoxicidad terrestre (TETP 20a), Potencial cambio climático (GWP 20a) y Potencial de eutrofización. El sufijo 20a representa que los impactos potenciales se determinan para un horizonte temporal de 20 años. La selección de este horizonte responde a la cantidad de años en la cual se prevee que la planta mantendrá las mismas condiciones de funcionamiento, además, se han encontrado pequeñas diferencias en el cálculo de los impactos potenciales a diferentes horizontes temporales siempre y cuando los metales pesados sean despreciados en el medio marino o el agua subterránea (Huijbregts et al., 2001).

Resultados e Interpretación Como era de esperarse, a medida que el esquema crece en complejidad la eficiencia de remoción de la planta mejora. En comparación con el Tratamiento Convencional, una eliminación del 60 % de nitrógeno y 51 % de fósforo fue obtenida para la alternativa UCT modificado (UCTM), un 85 % y 24 % respectivamente para la opción Bardenpho de 5 etapas (BDPHO 5) y finalmente un 85 % y 26 % respectivamente para la modificación de la opción anterior (BDPHO 5M).

A continuación, la Fig.4.7 muestra un gráfico de barras que resume las comparaciones realizadas entre las alternativas del subsistema líquido. En el eje de ordenadas se indica el porcentaje de impacto de cada alternativa y en el eje de

4.5 Aplicación del ACV

abscisas se muestra cada categoría. Se puede observar que el software usado otorga un porcentaje de impacto de 100 % a las alternativas que tienen el mayor impacto en cada categoría, el resto se calcula en relación a este máximo. Se puede observar que la alternativa convencional presentó el mayor impacto en todas las categorías a excepción del Uso del suelo, mientras que las alternativas restantes mostraron un comportamiento opuesto, con valores inferiores tanto en las categorías de toxicidad como en el calentamiento global y eutrofización, mostrando casi un doble impacto en el uso de la tierra lo que demuestra un mayor requerimiento de infraestructura.

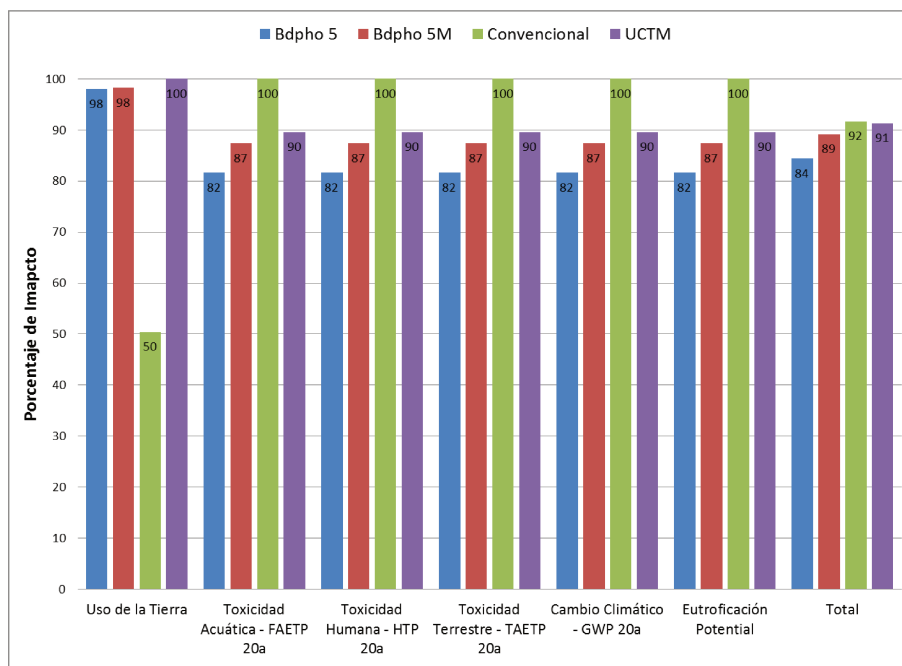


Figura 4.7.: Comparación de los impactos ambientales producidos por las alternativas del subsistema líquido

Los resultados obtenidos indican que el consumo de energía fue mayor para la alternativa convencional y esto se debe principalmente a los equipos de aireación. Se observó que la inclusión de los procesos anóxicos y/o anaeróbicos reducen el consumo de electricidad, sin embargo, el uso excesivo de reciclos internos actúa de manera negativa aumentando las necesidades de energía y por lo tanto los impactos. Además, el requisito de infraestructura y complejidad operativa crecen con la mejora de la eliminación de nutrientes, claramente debido a la presencia de reciclos internos, y de los reactores anaerobios y anóxicos. Cuando se considera la categoría de eutrofización, el análisis puede ser dividido en dos partes; uno correspondiente a las emisiones de fósforo y otro a las de nitrógeno. Es evidente que los procesos de remoción de nutrientes contribuyen en ambas

reducciones, además, si la alternativa tiene un menor consumo de energía también ayuda a reducir la cantidad de óxidos de nitrógeno (NOx) liberados al medio ambiente.

Una comparación entre las variantes de gestión final de los lodos aplicadas a la alternativa del subsistema líquido más amigable con el medio ambiente, Bardenpho de 5 etapas es mostrada en la Fig. 4.8. Como se observa en ésta última, se encontraron leves diferencias entre el compostaje, la aplicación al suelo y la disposición final en las categorías relacionadas con la toxicidad, la eutrofización y el consumo de energía. La categoría de uso del suelo muestra un impacto mucho menor si el proceso de incineración está involucrado, pero las restantes categorías lo convierten en un proceso de mayor impacto debido al consumo energético.

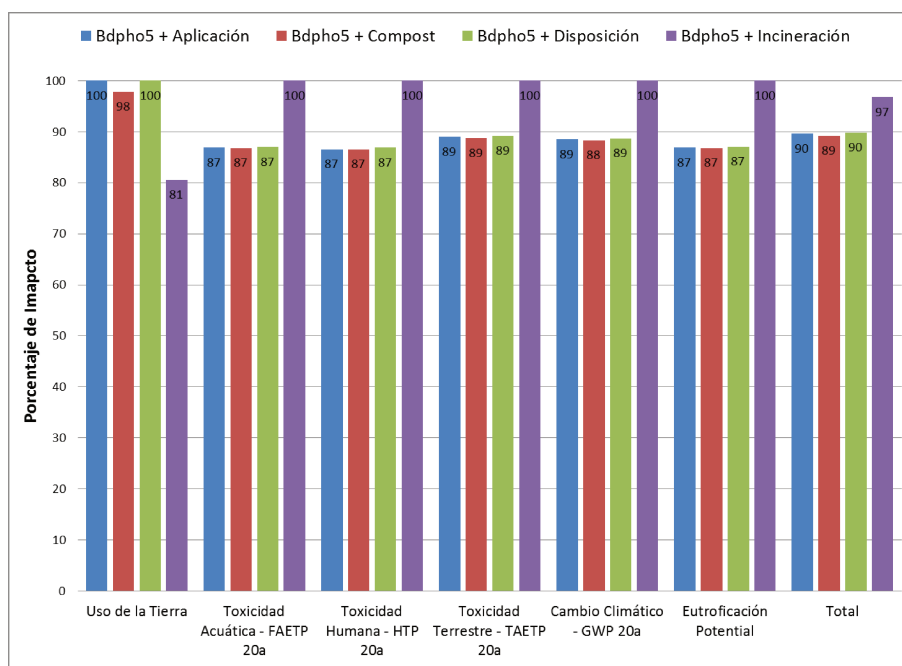


Figura 4.8.: Comparación entre las alternativas para el subsistema sólido aplicadas a la alternativa Bardenpho de 5 etapas

El último tema analizado fue la categoría de Uso del suelo. La Fig. 4.9 muestra una comparación entre la alternativa que hace un mayor uso de la tierra (proceso convencional + disposición final de lodos) y aquella que tienen un menor uso (Proceso convencional con incineración de lodos) y otras dos opciones con características similares. La comparación reveló que la incineración reduce el uso del suelo en aproximadamente 50% si es aplicada a la opción convencional y 20% si la opción Bardenpho de 5 etapas es la elegida. Sin embargo, la

4.6 Comentarios finales

incineración tiene un impacto negativo en las categorías restantes, por lo que la alternativa del proceso Bardenpho de 5 etapas + disposición final es una mejor opción a pesar de tener una mayor utilización del suelo.

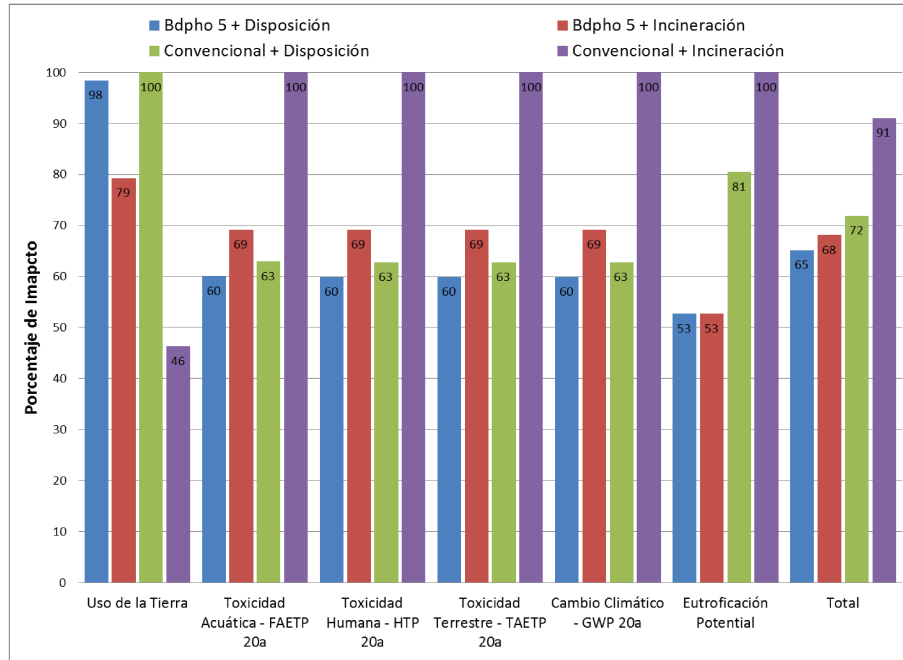


Figura 4.9.: Comparación entre las alternativas que hace un mayor y menor Uso del Suelo

4.6. Comentarios finales

La inclusión de remoción biológica de nutrientes mejora significativamente la calidad del efluente y reduce el consumo de energía debido a la inclusión de los procesos anaerobios y anóxicos. La alternativa Bardenpho de 5 etapas aparece como la opción más amigable al medio ambiente. Sin embargo, su complejidad en la operación representa un desafío importante en pos de obtener una mejor calidad en el vertido del efluente y un biosólido más enriquecido útil para la aplicación al suelo o compostaje. La disposición final, con control de los lixiviados y del gas generado, también es una opción que genera poco impacto sobre el medio ambiente.

Algunas cuestiones como la sorción de los metales pesados (Ingrid y Cuevas, 1999) y la de los PPCPs (Daughton y Ternes, 1999) en los biosólidos deben ser incluidas en futuros análisis para poder descartar posibles efectos negativos de la reutilización de los biosólidos. Los primeros contaminantes mencionados

han sido ampliamente estudiados y además se encuentran regulados, por lo que serán omitidos dado que no es intención del presente trabajo incluirlos en la evaluación, sin embargo aquellos mencionados en segundo lugar son tema de interés y motivo de evaluación en el Capítulo 6.

4.7. Bibliografía del Capítulo

- [FreitasdeAlvarenga-2012] FREITAS DE ALVARENGA, R. A., V.P. DA SILVA JR., y S.R. SOARES. «Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production.» *Journal of Cleaner Production*, 28, (2012), 25–32.
- [ASSA-2011] ASSA, Empresa de Aguas Santafesinas S.A. «La provisión equitativa de agua potable es un reto clave en las ciudades.», 2011. Diario Paraninfo, Marzo 2011, pág. 6.
- [WorldBank-2005] BANK, World. «Managing environmental pollution: Issues and options (Vol. 1 of 2).» *Inf. téc.*, Latin America and the Caribbean, Country Department I. Environment and Urban Development Division. World Bank, Washington., 2005.
- [Boustead-1994] BOUSTEAD, I. «Eco-Profiles of the European Plastics Industry, Report 6: Polyvinyl Chloride (PVC).» *Inf. téc.*, The European Centre for Plastics in the Environment, Bélgica, Bruselas, 1994.
- [Bradlee-2009] BRADLEE, C., D. STEINMETZ, P. SALING, y B. UHLMAN. «Validation and Verification of Eco-efficiency Analyses.» *Inf. téc.*, BASF Corporation, 2009.
- [Cabezas-1999] CABEZAS, Bare J. C. Mallick S. K., H. «Pollution prevention with chemical process simulators: the generalizad waste (WAR) algorithm - full version.» *Computers and Chemical Engineering*, 23, (1999), 623–634.
- [Consonni-2005] CONSONNI, S., M. GIUGLIANO, y M. GROSSO. «Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste: Part B: Emission and cost estimates.» *Waste Management*, 25(2), (2005), 137–148.
- [Daughton-1999] DAUGHTON, C.G., y T.A. TERNES. «Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: Agents of Subtle Change?» *Environmental Health Perspectives*, 107(6), (1999), 907–938.

- [Emmerson-2007] EMMERSON, R.H., G.K. MORSE, J.N. LESTER, y D.R. EDGE. «The Life-Cycle Analysis of Small-Scale Sewage Treatment Processes.» *Water Environtal Journal*, 9, (2007), 317–325.
- [SecretariaEnergia-2010] DE ENERGÍA, Secretaría. «Información del Mercado, Secretaría de Energía de la Nación.», 2010. URL http://energia3.mecon.gov.ar/contenidos/archivos/Reorganizacion/informacion_del_mercado/publicaciones/mercado_electrico/estadisticosectorelectrico/2010/parte1y2/genpotcombpanuario10.zip.
- [Foley-2010] FOLEY, J., D. DE HAAS, K. HARTLEY, y P. LANT. «Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems.» *Water Research*, 44, (2010), 1654–1666.
- [Gallego-2008] GALLEGO, A., A. HOSPIDO, M.T. MOREIRA, y G. FEIJOO. «Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations.» *Resource Conservation and Recycling*, 52, (2008), 931–940.
- [Guinee-2004] GUINÉE, J. B., M. GORRÉE, R. HEIJUNGS, G. HUPPES, R. KLEIJN, A. DE KONING, L. VAN OERS, A. WEGENER SLEESWIJK, S. SUH, y H. UDO DE HAES. *Handbook on Life Cycle Assessment*. Kluwer Academic Publishers, 2004.
- [Heijungs-1996] HEIJUNGS, R., y P. HOFSTETTER. *Towards a methodology for life impact assesment*, Society of Environment Toxicity and Chemistry of Europe, Bruselas - Bélgica., 1996 .
- [Hilaly-1995] HILALY, A. K., y S. K. SIKDAR. «Pollution balance method and the demonstration of its application to minimizing waste in a biochemical process.» *Industrial and Engineering Chemical Research*, 34, (1995), 2051–2059.
- [Huijbregts-2001] HUIJBREGTS, M.A., J. B. GUINÉE, y L. REIJNDERS. «Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. III: Export of potential impact over time and space.» *Chemosphere*, 44(1), (2001), 59–65.

4.7 Bibliografía del Capítulo

- [Hydromantis-2011] HYDROMANTIS, Inc. «GPS-X User's manual.» *Inf. téc.*, Hydromantis, Inc., Hamilton, Ontario (Canada), 2011.
- [Ingrid-1999] INGRID, W., y G. CUEVAS. «Chemical fractionation of heavy metals in a soil amended with repeated sewage sludge application.» *Science of the Total Environment*, 226, (1999), 113–119.
- [Kloppfer-2006] KLÖPFFER, W. «The Role of SETAC in the Development of LCA.» *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(1), (2006), 116–122.
- [Landsiedel-2002] LANDSIEDEL, R., y P. SALING. «Assessment of Toxicological Risks for Life Cycle Assessment and Ecoefficiency Analysis.» *International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(5), (2002), 261–268.
- [Lindfors-1995] LINDFORS, L., K. CHRISTIANSEN, L. HOFFMAN, Y. VIRTANEN, V. JUNTILLA, Hanssen O., A. RÖNNING, T. EKVALL, y G. FINNVEDEN. *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*. Copenhagen: Nordic Council of Ministers, 1995.
- [Lundin-2002] LUNDIN, M., y G. MORRISON. «A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators for urban water systems.» *Urban Water Journal*, 4, (2002), 145–152.
- [OrozcoJaramillo-2005] OROZCO JARAMILLO, A. *Bioingeniería de las aguas residuales: teoría y diseño*. Editorial Acodal, 2005.
- [Ortiz-2010] ORTIZ, O., J.C. PASQUALINO, y F. CASTELLS. «Environmental performance of construction waste: Comparing three scenarios from a case study in Catalonia, Spain.» *Waste Management*, 30, (2010), 646–654.
- [Renou-2008] RENOU, S., J.S. THOMAS, E. Aoustin, y M.N. PONS. «Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA.» *Journal of Cleaner Production*, 16, (2008), 1098–1105.
- [RodriguezGarcia-2011] RODRÍGUEZ GARCÍA, G., M. MOLINOS SENANTE, A. HOSPIDO, F. HERNÁNDEZ SANCHO, M.T. MOREI-

- RA, y G. FEIJOO. «Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plant.» *Water Research*, 45, (2011), 5997–6010.
- [Saling-2002] SALING, P., A. KICHERER, B. DITTRICH-KRÄMER, R. WITTLINGER, W. ZOMBIK, W. SCHMIDT, I. Schrott, y S. SCHMIDT. «Eco-efficiency Analysis by BASF: The Method.» *International Journal of Life Cycle Assessment LCA*, 7(4), (2002), 203–218.
- [Saling-2005] SALING, P., R. MAISCH, M. SILVANI, y N. KÖNIG. «Assessing the Environmental-Hazard Potential for Life Cycle Assessment, Eco-Efficiency and SEEBalance.» *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(5), (2005), 364–371.
- [ISO-2006] FOR STANDARDIZATION, International Organization. «ISO 14040:2006.», 2006.
- [Suh-2001] SUH, J.H., y P. ROUSSEAU. «An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios.» *Resource Conservation and Recycling*, 35, (2001), 191–200.
- [Tillman-1998] TILLMAN, A.M., M. SVINGBY, y H. LUNDSTRÖM. «Life Cycle Assessment of Municipal Waste Water Systems.» *International Journal of Li*, 3, (1998), 145–157.
- [Turovskiy-2006] TUROVSKIY, I., y P.K. MATHAI. *Wastewater Sludge Processing*. John Wiley & Sons, Inc., 2006.
- [Young-1999] YOUNG, D. M., y H. CABEZAS. «Designing sustainable processes with simulation: the waste reduction (WAR) algorithm.» *Computers and Chemical Engineering*, 23, (1999), 1477–1491.
- [Young-2000] YOUNG, D. M., R. SHARP, y H. CABEZAS. «The waste reduction (WAR) algorithm: environmental impacts, energy consumption, and engineering economics.» *Waste Management*, 20, (2000), 605–615.

5. Evaluación del comportamiento de los PPCP en EDARs

En el presente capítulo se desarrolla con mayor profundidad la temática del comportamiento de los PPCPs dentro de las plantas destinadas a tratar los líquidos residuales generados en los domicilios particulares (efluentes municipales). La actual preocupación por este tipo de contaminantes emergentes ha crecido de una manera tal que las publicaciones relacionadas con el tema se han incrementado en un número considerable en los últimos años.

De manera inicial se introduce a la problemática de los PPCPs en los sistemas de aguas residuales, para abordar posteriormente los mecanismos principales que sintetizan el comportamiento de este tipo de contaminantes en los sistemas estudiados. Estos mecanismos permitirán efectuar una clasificación de acuerdo a las características que cada compuesto posee y su reacción ante determinadas condiciones dentro del sistema. Específicamente, si cada compuesto es factible de ser biodegradado o no, o por ejemplo, si tienen determinada tendencia a acumularse en una de las fases en particular. Finalmente, a través del análisis del comportamiento se intenta establecer el grado de avance en el estado de arte de la problemática abordada y la necesidad de mayor investigación en algún tópico particular. Posteriormente, este análisis debe ser considerado en las simulaciones que incluyan a los PPCP dentro de las plantas de tratamiento evaluadas a los efectos de verificar la capacidad de remoción de las diferentes alternativas.

5.1. Introducción

Estudios anteriores han examinado el comportamiento de PPCPs en diferentes sistemas incluyendo aguas residuales, biorreactores de membrana, reactores batch (SBRs), filtros de arena y humedales. Algunos de estos estudios se centraron únicamente en la biodegradación como único proceso de eliminación, mientras que otros examinaron la remoción general debido a una combinación de procesos, incluyendo la biodegradación. Estos experimentos se han llevado a cabo en diferentes escalas, que van desde experimentos a nivel de laboratorio a la escala real mediante estudios efectuados en campo.

Dentro de las estaciones depuradoras de aguas residuales los PPCPs pueden degradarse y mineralizarse rápidamente, o bien pueden permanecer de manera invariable. La mayoría de los estudios utilizan el término remoción para describir la eliminación de los compuestos sin considerar el grado de biodegradación. Sin embargo, la mera desaparición del compuesto de la fase líquida no implica una exclusiva biodegradación. Sin controles adecuados de los mecanismos físico-químicos de eliminación en el lugar, la pérdida del compuesto no puede ser atribuida a la biotransformación hacia otro compuesto desconocido, metabolito y/o mineralización. Sólo la vigilancia de los metabolitos o productos finales de la mineralización, más el control de los mecanismos físico-químicos puede proporcionar información sobre el grado de biotransformación. Con el fin de determinar la biodegradabilidad de los PPCPs, estudios detallados de biodegradación son necesarios, los cuales pueden ser experimentos de mineralización y/o estudios de la rutas de biodegradación.

A su vez, los compuestos resistentes a la degradación pueden permanecer disueltos en la fase acuosa o adsorberse en los barros. Factores importantes para tipificar este comportamiento son las propiedades físicoquímicas y electrostáticas de los compuestos (Schwarzenbach et al., 2003). La volatilización y fotooxidación, también fueron evaluados para la remoción PPCPs en EDARs y, en muchos casos, los mecanismos principales no pudieron ser distinguidos fácilmente. Estudios anteriores han concluido que sólo dos de estos mecanismos, la degradación microbiana y la sorción en sólidos en suspensión, son realmente relevantes para el grupo de compuestos evaluados (Ternes et al., 2004a).

5.2. Eliminación durante el tratamiento primario

La bibliografía relacionada a la eliminación de los PPCPs en el primer estaje de una EDARs es realmente escasa. Un estudio de dos procesos físicoquímicos, de coagulación-floculación y flotación, han sido evaluados para mejorar la reducción de algunos PPCPs presentes en las aguas residuales (Carballa et al., 2005). Compuestos con altas características de adsorción (altos valores de K_d), como nitroalmizcles (Galaxolida y Tonalida) y el Diclofenac, fueron significativamente eliminados durante el proceso de coagulación-floculación con eficiencias del 70 % en un intervalo de temperatura de 12 a 25 °C.

Los compuestos lipofílicos, como los almizcles, son principalmente absorbidos por las fracciones lipídicas de los lodos, mientras que los compuestos ácidos, como el Diclofenac, son absorbidos principalmente debido a las interacciones electrostáticas. En cuanto a los compuestos con menores valores de K_d , como el Diazepam, la Carbamazepina, el Ibuprofeno y el Naproxeno, se redujeron en un grado menor, Diazepam y Naproxeno hasta en un 25%; o bien, no fueron afectados en ninguna condición probada (Carbamazepina e Ibuprofeno).

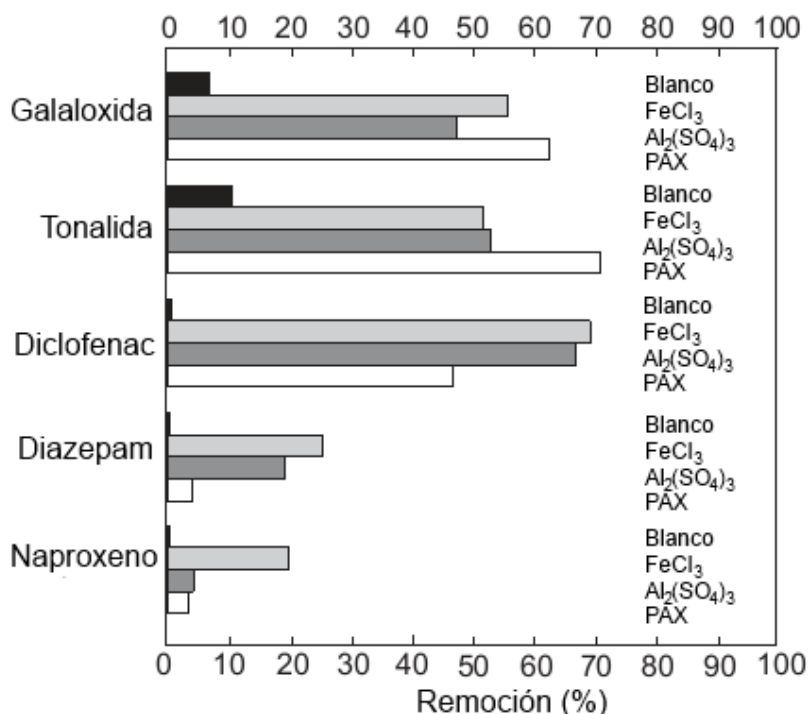


Figura 5.1.: Eficiencias de remoción en la fase acuosa obtenida durante ensayos de coagulación-floculación

5.3. Degradación de PPCPs en EDARs

Uno de los primeros estudios vinculados con el tema fue efectuado por Daughton y Ternes (1999), en el cual se analizó un grupo de los antibióticos, como resultado se observó que las penicilinas se hidrolizaron fácilmente en el agua y las tetraciclinas precipitaron fácilmente con cationes como el Calcio, de esta manera se acumularon en los fangos residuales. Posteriormente, Heberer (2002) analizó 4 de los analgésicos más comúnmente utilizados (Paracetamol, Ácido Acetilsalicílico, Ibuprofeno y Diclofenac) hallando que los tres primeros son fácilmente degradados en las plantas depuradoras, mientras que el Diclofenac presentó bajos valores de eliminación.

Otro trabajo realizado, en éste caso por Drewes et al. (2002), analizó el destino de diferentes PPCPs con aguas provenientes del tratamiento secundario y terciario, la cual fue utilizada posteriormente para efectuar la recarga de aguas subterráneas. Como resultado observaron que la concentración de drogas antiinflamatorias fue de 2 a 3 órdenes de magnitud más alta en el efluente secundario en comparación con el efluente terciario, tanto las drogas antiepilépticas, como la Carbamazepina y Primidona, y el agente de contraste, Iopromida, permanecieron en el agua tratada sin alteración.

Estudios posteriores realizados en el laboratorio por Strenn et al. (2004) con analgésicos, antibióticos, antilipemiantes y anticonvulsivos han demostrado una alta degradación para compuestos como Ibuprofeno y Bezabifrato (>90%) para edades de barro activado mayores a 4 *d*. Mientras que antibióticos, como el Sulfametoxazol y la Roxitromicina, fueron degradados en un rango del 60-70%. Otros compuestos como el Diazepam y la Carbamazepina no sufrieron degradación importante. A diferencia de los casos anteriores, el Diclofenac presentó un mayor porcentaje de remoción a bajas edades del barro (mayor generación de barro nuevo), por lo que se dedujo que el principal mecanismo de eliminación para este compuesto es la adsorción. Por último, el compuesto utilizado como agente de contraste, Iopromida, presentó bajos valores de remoción y comportamiento muy confuso.

Otros ensayos a escala de laboratorio, que emplearon un reactor convencional de lodos activados y un biorreactor de membrana (MBR) para diferentes edades de barro, fueron efectuados por Clara et al. (2004). Las sustancias seleccionadas en este caso fueron el antiepiléptico Carbamazepina, los analgésicos Diclofenac e Ibuprofeno, el regulador lipídico Bezafibrato, los almizcles policíclicos Tonalida y Galaxolida y el anticonceptivo 17 α -ethinylestradiol. En el mismo no se detec-

taron diferencias significativas en la eficiencia de remoción entre ambos tipos de reactores, sólo que las sustancias con un alto potencial de adsorción se presentaron en cantidades ligeramente superiores en el reactor convencional, cuestión que puede ser atribuída a la menor cantidad de sólidos en suspensión que presenta el efluente del MBR.

Posteriormente, Joss et al. (2005) estudiaron la eliminación de siete productos farmacéuticos y dos fragancias en unidades biológicas de diversas plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. Se concluyó que la remoción de los productos farmacéuticos se debió principalmente a transformación biológica, cuyos porcentajes de remoción fue variando de cantidades insignificantes (10 %, Carbamazepina) a muy importantes (90 %, Ibuprofeno), no se encontraron relaciones cuantitativas entre la estructura y la transformación biológica. Las dos fragancias (HHCB, AHTN) estudiadas fueron removidas principalmente por la sorción en los lodos.

Por último, se destacaron dos resultados importantes: primero que los compuestos estudiados sufren una transformación y sorción comparable en los diferentes tipos de reactores. Segundo que aquellos compuestos que muestran un coeficiente de absorción (K_d) por debajo de 300 L/kg la sorción no es relevante y su transformación puede evaluarse comparando las concentraciones afluentes y efluentes.

Trece compuestos farmacéuticos y cosméticos fueron estudiados a lo largo de las diferentes unidades de una planta municipal de tratamiento de aguas residuales (STP), con el fin de establecer su destino en cada etapa y la eficiencia de remoción (Carballa et al., 2004). Sólo 8 de estos compuestos fueron cuantificados (Galaxolida, Tonalida, Ibuprofeno, Naproxeno, Sulfametoxazol, Estrona, Estradiol e Iopromida), mientras que el resto se encontraron por debajo de los límites de detección (Carbamecepina, Diazepam, Diclofenac, Roxitromicina y Etinilestradiol).

En este caso se observó que, durante el tratamiento primario, sólo las fragancias se eliminaron parcialmente con eficiencias de un 20-50 % para la Galaxolida y la Tonalida. Sin embargo, el tratamiento aeróbico causó una reducción importante en todos los compuestos detectados, de entre el 35 y el 75 %, con la excepción de la Iopromida. La eficiencia de remoción de la EPTAR osciló entre 70 y 90 % para fragancias, entre 45 y 70 % para compuestos ácidos, alrededor del 67 % para el Estradiol y el 57 % para el antibiótico Sulfametoxazol.

A continuación los resultados obtenidos en cada uno de los trabajos analizados son resumidos en la Tab. 5.1. Estos resultados permiten saber de antemano con

5.3 Degradación de PPCPs en EDARs

qué tipo de compuesto nos encontramos, si éste es biodegradable o no, y en algunos casos, observaciones que permiten definir el perfil de cada uno de los compuestos analizados.

Tabla 5.1.: Tabla resumen del porcentaje de reducción de PPCPs en tratamientos convencionales

| Degradación de PPCP's con tratamientos convencionales | | | | |
|---|---|---------------|---|---|
| Autor | PPCP's | % Eliminación | Tratamiento | Observaciones |
| Carballa et. al., 2005 | Ibuprofeno | muy baja | Tratamiento primario (Adsorción a partículas) | Permanecen en la fase acuosa |
| | Naproxeno | | | |
| | Sulfametoxazol | | | |
| | Iopromida | | | |
| Drewers, 2002 | Analgésicos | elevada | Tratamiento biológico con variación del SRT | |
| | Antilipemiantes | | | |
| Strenn, 2004 | Bezafibrato | 10-97% | | Eliminación independiente del SRT |
| | Ibuprofeno | 12-86% | | |
| | Diclofenac | muy baja | | |
| | Ibuprofeno y benzafibrato | 90% | | |
| Strenn (2004), Ternes (1999), Heberer (2002), Clara (2004) | Carbamecequina | 0% | EDARs | No hubo eliminación significativa |
| Santos et. al., 2007 | Carbamecequina | 0-25% | EDARs | Mucha variación en resultados |
| | Ibuprofeno | 88-93% | | |
| | Naproxeno | 40-90% | | |
| Carballa et. al., 2004 | Fragancias y estradiol | 20-50% | Tratamiento primario (Adsorción a partículas) | En la separación de gruesos |
| | Compuestos ácidos, antibióticos y estrona | muy baja | Tratamiento Primario | |
| | Iopromida | 0% | Tratamiento Biológico | |
| | Fragancias | 70-90% | | |
| | Compuestos ácidos | 40-70% | | |
| | Estradiol | 67% | | |
| | Sulfametoxazol | 57% | | |
| | | | Oxidación a estrona | |

5.3.1. Cinética de degradación

De acuerdo con los experimentos realizados en reactores batch (Ternes et al., 2004a), la degradación de Fármacos y Productos de Cuidado Personal (PPCPs) puede ser descrita por una cinética de pseudo primer orden:

$$\frac{dS_i}{dt} = -k_{i,bio} \cdot X_{SS} \cdot S_i \quad (5.1)$$

t : Tiempo [d]

$k_{i,bio}$: Constante cinética para la degradación de pseudo primer orden [$L/gSS \cdot d$]

X_{SS} : Concentración de sólidos suspendidos [gSS/L]

S_i : Concentración de la fracción soluble del compuesto i dentro del reactor batch [$\mu g/L$]

5.3.1.1. Condiciones Aeróbicas

A fin de evitar la laboriosa medición de compuestos absorbidos, puede ser útil reformular la Ec.5.1 usando sólo la concentración soluble del compuesto i , (S_i) y suponiendo un equilibrio rápido en el mecanismo de sorción. El coeficiente de sorción K_d es definido, para condiciones de equilibrio y dentro de un reactor biológico donde se encuentra presente una determinada concentración de barro secundario (Ternes et al., 2004b; Wang y Grady, 1995), por la siguiente relación:

$$K_{i,d} = \frac{X_i}{X_{SS} \cdot S_i} \quad (5.2)$$

$K_{i,d}$: Coeficiente de sorción para el barro secundario [L/gSS]

X_i : Concentración del compuesto absorbido expresada por unidad de volumen de reactor [$\mu g/L$]

Por otro lado, la concentración total de un compuesto i se puede expresar a través de la siguiente suma:

$$C_i = S_i + X_i = S_i (1 + K_{i,d} X_{SS}) \quad (5.3)$$

La asunción de que el mecanismo de sorción es rápido, en comparación con el proceso de degradación biológica (Wang and Grady, 1995), permite el uso

5.3 Degradación de PPCPs en EDARs

de la Ec.5.2 bajo condiciones determinadas. En experimentos anteriores, llevados a cabo en reactores batch por Ternes et al. (2004a) se observó que el equilibrio se alcanzó después de 0.5 h y se estimó un valor para la constante de velocidad de semiproceso de sorción de $k_{i,sor} \geq 25 \text{ L/gSS} \cdot d$. Luego, si $k_{i,biol} \leq 0,1 \cdot k_{i,sor} \leq 2,5 \text{ L/gSS} \cdot d$, es decir la velocidad de degradación es mucho menor a la velocidad de sorción, el equilibrio de sorción es alcanzado sin una modificación del comportamiento biológico (Wang and Grady, 1995). Si se observan los valores de $k_{i,biol}$ de la mayoría de los compuestos investigados (Fig.5.2) se puede constatar que el equilibrio puede ser asumido debido a que los compuestos son degradados a una tasa $k_{i,biol} \leq 2,5 \text{ L/gSS} \cdot d$.

Finalmente, sustituyendo las Ec.5.2 y 5.3 en la Ec.5.1, la variación temporal de la concentración soluble del compuesto i se puede reescribir del siguiente modo:

$$\frac{dS_i}{dt} = -\frac{k_{i,biol}}{1 + K_{i,d}X_{SS}} \cdot X_{SS} \cdot S_i \quad (5.4)$$

Si una cantidad del compuesto menor al 10% es sorbida, es decir $K_{i,d}X_{SS} \leq 0,1$ este término puede ser despreciado (Ternes et al., 2004a). Analizando los casos estudiados se puede constatar que la concentración de barros fue de $X_{SS} = 0,55 \text{ gSS/L}$. Además, como para la mayoría de los compuestos estudiados se comprobó $K_{i,d} \leq 0,2 \text{ L/gSS}$ y como resultado la Ec.5.4 se reduce a una ecuación más simple:

$$\frac{dS_i}{dt} = -k_{i,biol} \cdot X_{SS} \cdot S_i \quad (5.5)$$

Las constantes de velocidad de degradación biológica de pseudo primer orden fueron observadas en experimentos efectuados en reactores Batch, con barros activados provenientes de plantas de tratamiento en funcionamiento cuya edad supera los 8 días. Para aquellos casos donde se efectuaron múltiples observaciones, las barras de error indican el rango de variación (mínimo y máximo) en la Fig.5.2.

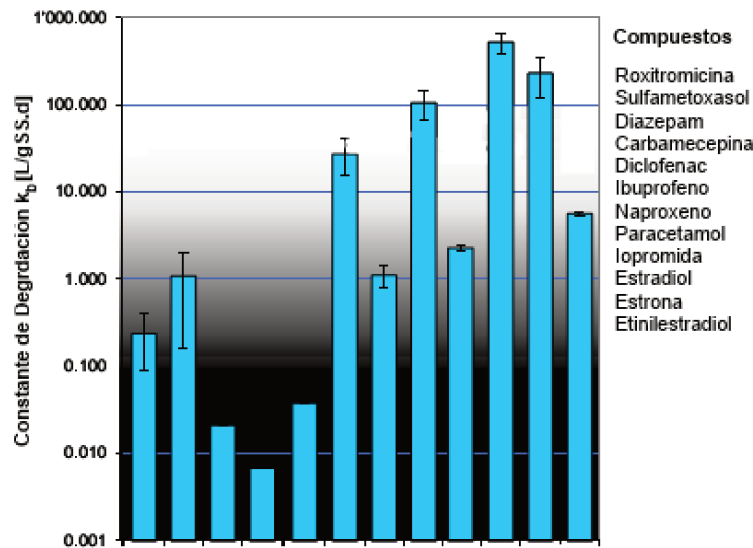


Figura 5.2.: Constantes de degradación biológica de pseudo primer orden.

5.3.1.2. Efecto de la edad del barro en la constante de degradación

Como la constante de reacción $k_{i,bio}$ es expresada en base a la concentración de sólidos suspendidos, esta no solo depende de la degradabilidad específica de cada compuesto, sino también de la composición del lodo. De esta manera se asume que la edad del barro puede influir en tres maneras diferentes:

Biodiversidad de la biomasa activa De acuerdo con la velocidad específica de crecimiento, cada especie de microorganismo tiene su edad biológica mínima característica (el tiempo de residencia promedio dentro del reactor) requerida para permitir la sedimentación de una población estable. Para la eliminación de un número significativo de PPCPs un tiempo biológico mayor de 10 d es crucial para la biodegradación.

Proporción de biomasa activa en relación con los sólidos suspendidos totales Cuanto mayor sea la edad del barro mayor cantidad de éste se encontrará ya estabilizado y en consecuencia se incrementarán la fracciones de materia inorgánica e inerte presentes. Por lo tanto, el valor de $k_{i,bio}$ tenderá a disminuir cuando la edad del barro incremente demasiado.

Disminución de la producción específica de lodos Con el aumento de edad de los lodos el efecto de la descomposición de lodos es más importante y por ende la cantidad de barro producida tiende a decaer.

5.3.1.3. Balance de materia en un sistema (pistón y mezcla completa)

Un balance de materia para la cantidad de barros presentes en un sistema, en este caso aplicado a cualquier tipo de reactor demuestra que:

$$V \cdot SS = SRT \cdot SP \cdot Q \quad (5.6)$$

V : Volumen del Reactor [m^3]

SS : Concentración de sólidos suspendidos [gSS/L]

SRT : Edad del barro [d]

Q : Caudal del agua residual tratada [m^3/d]

SP : Producción específica de barros por cantidad de agua tratada [gSS/m^3]

Lo que implica claramente que $SS \cdot HRT = SRT \cdot SP$ ya que el tiempo de retención (HRT) se obtiene al dividir el volumen por el caudal (V/Q). Por lo tanto, si se consideran las Ec.5.1 y 5.6, la cantidad relativa degradada de un compuesto i en un reactor Batch o de flujo continuo, está dada por la Ec.5.7:

$$\frac{C_{i,out}}{C_{i,in}} = e^{-k_{i,bio} \cdot SS \cdot HRT} = e^{-k_{i,bio} \cdot SRT \cdot SP} \quad (5.7)$$

La toma de muestras en plantas efectuada a escala real por Ternes et al. (2004a) estuvo generalmente de acuerdo con los valores cinéticos medidos, lo que significa implícitamente que la fracción de los conjugados de cada compuesto en el afluente no tiene un impacto importante en la eliminación aparente (a excepción de sulfametoxazol y los estrógenos); de otro modo diferencias significativas son de esperar entre los experimentos a escala de laboratorio (solamente con especies no conjugados) en comparación con las plantas a escala completa (que contiene la proporción de conjugados encontrados habitualmente).

5.3.2. Consideraciones Finales

Los principales mecanismos implicados en la eficiencia de eliminación de PPCPs son biodegradación (por ejemplo, oxidación, hidrólisis, desmetilación, la partición de grupos funcionales), sorción sobre el lodo o las partículas (por interacciones hidrofóbicas o electrostáticas), la filtración y la oxidación química. La pérdida por volatilización puede ser considerada como despreciable para la mayoría de los

PPCPs, a excepción de las fragancias o almizcles que pueden ser ligeramente volátiles (Larsen et al., 2004).

5.3.2.1. Degradabilidad

Según los estudios efectuados por Ternes et al. (2004a) la degradación biológica de PPCPs puede ser descrita por una reacción de pseudo primer orden. Además, una clasificación basada en el valor obtenido para la constante de degradación de los PPCPs puede ser efectuada:

- Si $k_{i,biol} < 0,1 [L/gSS \cdot d]$ no se observa degradación biológica sustancial.
- Si $0,1 [L/gSS \cdot d] < k_{i,biol} < 10 [L/gSS \cdot d]$ el grado de degradación dependerá en gran medida de la configuración de los reactores.
- Si $k_{i,biol} > 10 [L/gSS \cdot d]$ más del 95 % puede ser removido por degradación biológica.

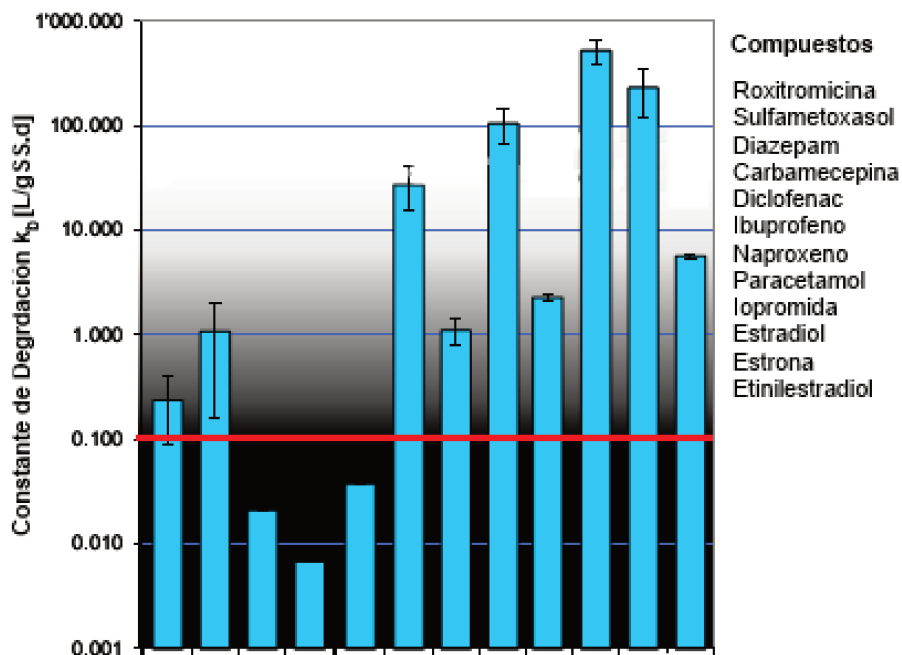


Figura 5.3.: Remoción de PPCPs en plantas de tratamiento de aguas residuales

La línea roja en el valor $0.1 L/gSS \cdot d$ indica el límite por debajo del cual no se espera una degradación significativa en una planta de tratamiento típica de líquidos residuales domiciliarios.

5.3.2.2. Remoción de PPCPs en función del HRT y SRT

El tiempo de retención hidráulico (HRT) y el tiempo de retención de lodos (SRT) se utilizan a menudo para explicar la variación de la eficiencia de eliminación de los PPCPs en plantas depuradoras (Henze et al, 1996; Clara et al, 2005). De hecho, altos tiempos de retención permiten que reacciones de baja velocidad como los mecanismos de biodegradación y adsorción se produzcan.

Por varias razones, el análisis estadístico de la influencia de SRT y HRT fue difícil de realizar con la base de datos disponible en la bibliografía. En primer lugar, estos parámetros raras veces son mencionados en aquellos trabajos donde se analizan la remoción de PPCP en EDARs. En segundo lugar, la mayoría de los autores no especifican cómo se calcula HRT. En efecto, éste puede ser calculado de acuerdo a 2 definiciones diferentes, considerando el flujo de agua reciclada o no tenerla en cuenta en el cálculo. Esta diferencia de cálculo puede inducir a interpretaciones erróneas de la influencia de la TRH sobre el grado de remoción de los PPCP.

En tercer lugar, la remoción puede ser afectada por diversos factores, tales como la temperatura de la mezcla en el interior del reactor biológico (T), la presencia de inhibidores (antibióticos o metales), la concentración de la PPCP de interés en el influente, el pH en el reactor biológico, los sólidos suspendidos totales, la concentración de oxígeno disuelto, la condición de agitación, la naturaleza de la molécula y el tipo de proceso actuante. En cuarto lugar, es difícil llevar a cabo análisis de componentes principales y para poner a prueba el efecto de todos los factores, debido a que el conjunto de datos disponibles para cada molécula no es completo. En efecto, una descripción minuciosa del proceso EDAR, junto con todos los factores que intervienen no son habitualmente presentados en los trabajos relacionados con PPCPs y las EDARs. Y, por último, al probar la influencia de un parámetro en la eliminación, es necesario que los otros no varíen, algo que no es difícil de lograr en plantas de tratamiento en funcionamiento, siendo necesario efectuarlo en plantas a escala piloto con todas las limitaciones del caso.

5.3.2.3. Porcentajes de Remoción

Miege et al. (2009) han sido capaces de recopilar e identificar los PPCPs más investigados dentro de diferentes tipos de EDAR, haciendo hincapié en aquellos más persistentes en la fase disuelta. También computaron los valores cuantitativos y fiables sobre sus concentraciones, frecuencia de cuantificación y absorción

de unas 50 moléculas. Además, compararon diversos tipos de procesos EDAR para un número limitado de moléculas, señalado como tratamientos más eficientes a aquellos que emplean lodos activados en reactores biológicos de membrana Fig. 5.4.

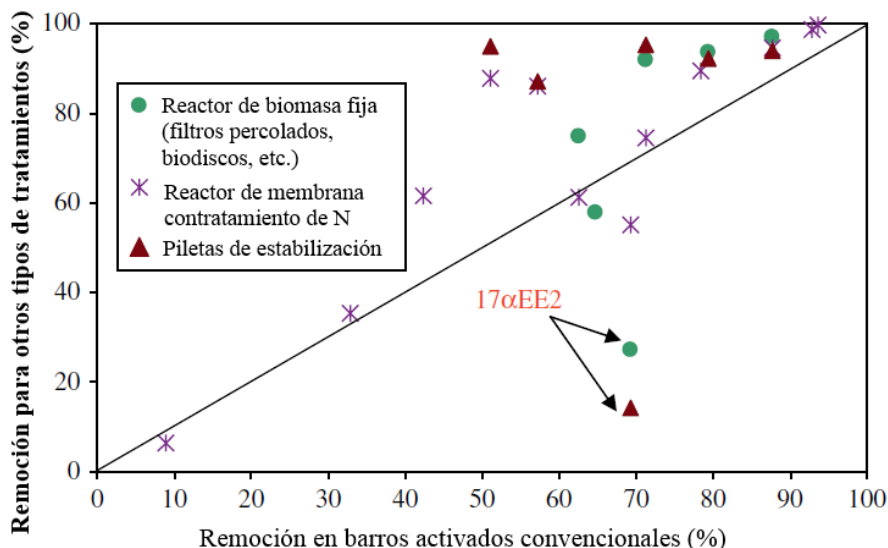


Figura 5.4.: Efecto de la inclusión de la remoción biológica de nitrógeno y fósforo y utilización de membranas en el porcentaje de remoción de los PPCPs. (Miege et al., 2009)

A continuación, en la Fig. 5.5 se observan los porcentajes de remoción observados en la recopilación de los datos disponibles en la bibliografía.

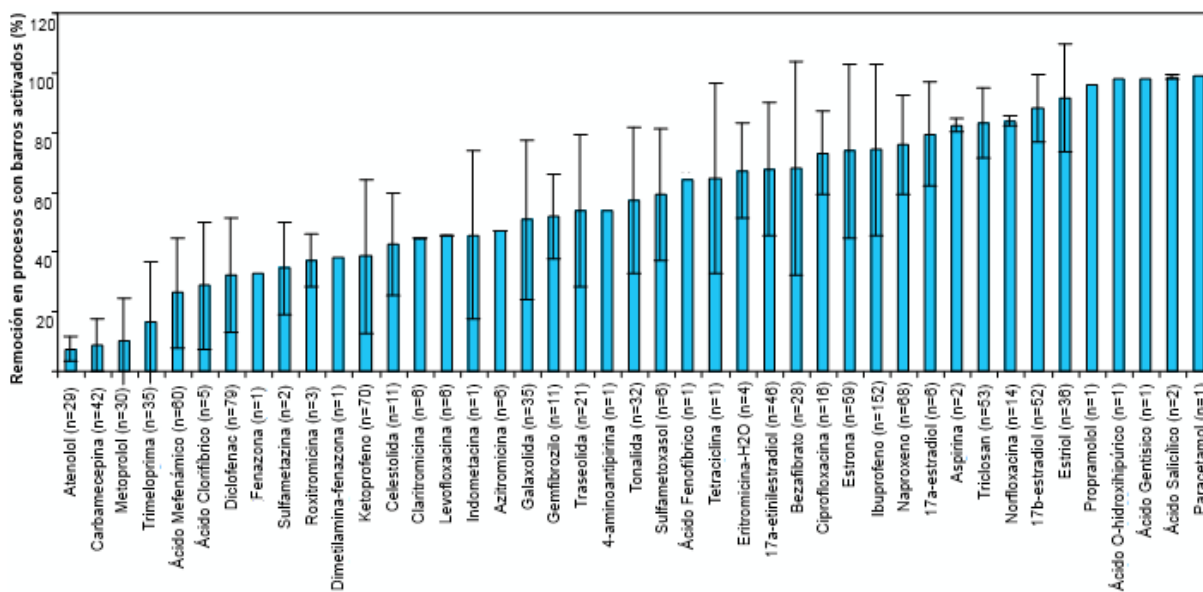


Figura 5.5.: Remoción de PPCP en plantas de tratamiento. Miege et al. (2009)

Estos resultados no tienen en cuenta la eliminación completa de los PPCP en la EDAR, ya que sólo las concentraciones disueltas fueron medidas y reportadas en la literatura. Esto probablemente no cambia drásticamente resultados para las moléculas hidrófilas, pero los compuestos hidrofóbicos no pueden ser dejados de lado, como es el caso de las hormonas. En la siguiente sección se abordará el tema de la sorción de los PPCP, considerado como uno de los procesos más importantes para la remoción de estos contaminantes.

5.4. Sorción de PPCPs

Muchas investigaciones relevantes han sido realizadas para el estudio de la degradación de PPCPs, no obstante, la información sobre el proceso de sorción es limitada. Por lo tanto, el objetivo de esta sección es resumir el estado de conocimiento sobre el tema, a los efectos de establecer su estado actual y aclarar necesidades en materia de investigación.

La inspección del material disponible arroja resultados positivos relacionados al entendimiento de los mecanismos involucrados. Sin embargo, se ha determinado que la sorción de muchos PPCPs en la biomasa no es ideal, sino un proceso relativamente complejo. Como resultado de esta complejidad los modelos simplificados propuestos no logran una descripción completa, más aún, la predicción dentro de los compartimentos ambientales no es suficientemente precisa en algunos casos.

5.4.1. Sorción de PPCPs en lodos secundarios

5.4.1.1. Mecanismos involucrados

La inspección del material disponible donde se ha estudiado la sorción de PPCPs muestra que existe un entendimiento del proceso. Larsen et al. (2004) afirman que el proceso de sorción, dentro de las plantas de tratamiento, depende de dos mecanismos principales: la absorción y la adsorción (Fig. 5.6). La absorción se produce por las interacciones hidrofóbicas de los grupos aromáticos y/o alifáticos con la membrana celular lipofílica y con la fracción lipídica del barro. La molécula absorbida penetra dentro de la matriz realizando un movimiento tridimensional, (Fig. 5.6).

Por otro lado, Schwarzenbach et al. (2003) afirman que la adsorción depende de las interacciones electrostáticas de los grupos cargados positivamente presen-

tes en los PPCPs con la superficie de la biomasa cargada negativamente. En este caso, la molécula adsorbida se adhiere a una superficie sin penetrar en la biomasa y el resultado es un movimiento bidimensional (Fig. 5.6).

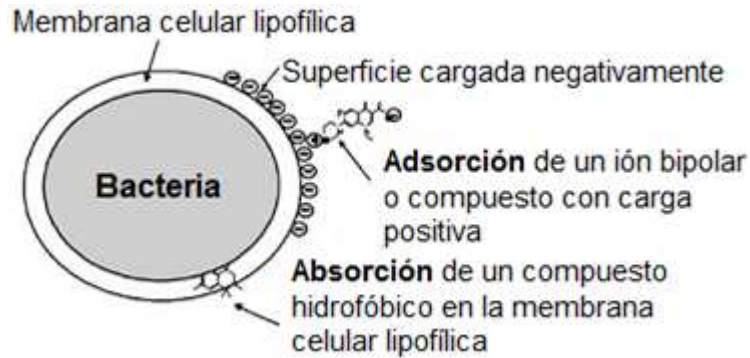


Figura 5.6.: Mecanismos presentes en la sorción de compuestos químicos en una bacteria.

Además, Ternes et al. (2004c) cita que, debido a que el pH del medio en interés puede afectar el comportamiento eléctrico de algunos compuestos, la especiación de los mismos es un factor que debe considerarse en el mecanismo de adsorción.

5.4.1.2. Modelos de Sorción y predicción de valores de $K_{d,i}$

El modelo propuesto por la mayoría de los autores que abordaron el modelado de la sorción de PPCPs es una correlación lineal. Larsen et al. (2004) y Ternes et al. (2004) plantearon en ambos trabajos una relación entre la concentración en la fase acuosa S_i (g/L) y la sorbida X_i (g/Kg):

$$X_i = K_{d,i} \cdot S_i \quad (5.8)$$

$K_{d,i}$ es el coeficiente de sorción (o coeficiente de distribución agua-lodo activado) para cada compuesto "i" analizado (L/kg). Si se busca estimar la cantidad de compuesto sorbido en un lodo secundario dentro de una planta de tratamiento, la concentración total de barros (X_{ss}) no es la que realmente interesa, sino que es aquella nueva cantidad generada dentro del mismo.

Debido a que el tiempo de retención de barros es más alto que el hidráulico, el barro recirculado durante el tratamiento puede considerarse en equilibrio con los

5.4 Sorción de PPCPs

compuestos disueltos en la fase acuosa. Por lo tanto solo el nuevo barro activado generado está disponible para la sorción.

La proporción de PPCP sorbido en el barro activado puede predecirse aproximadamente con la Ec.5.9 propuesta por Ternes et al. (2004c):

$$\frac{X_i}{X_i + S_i} = \frac{K_{d,i} \cdot X_{ss}}{1 + K_{d,i} \cdot X_{ss}} \quad (5.9)$$

Los cálculos efectuados a través de la Ec.5.9 se representaron en la Fig.5.7, en la cual se observa la dependencia del porcentaje sorbido de cuatro PPCPs diferentes en barros activados secundarios contra dos factores importantes a considerar en el estudio de este proceso: la producción de barros y el coeficiente de sorción ($K_{d,i}$).

Los resultados muestran una alta dependencia con la magnitud del coeficiente de sorción; siendo las fragancias, galaxolida (HHCB) y tonalida (AHTN), aquellas que presentan un valor más alto en dicho parámetro y un porcentaje mayor de compuesto sorbido. Contrariamente, el diclofenac (DCF) presenta un valor muy bajo en su constante y un porcentaje sorbido relativamente nulo. Por último, el 17a-etinilestradiol (EE2) presenta una sorción relativamente baja dado que su constante es un orden de magnitud menor respecto al valor de las fragancias.

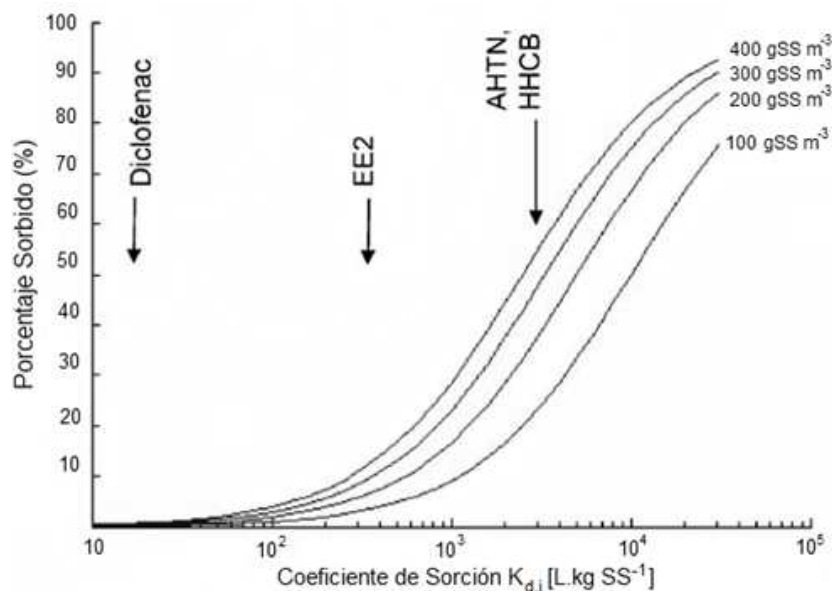


Figura 5.7.: Porcentaje de sorción para 4 compuestos diferentes en función de la producción de barros (100, 200, 300 y 400 $gSSm^{-3}$) y el valor de la constante de partición (fuente: Ternes et al., 2004)

Consecuentemente, si se considera esta alta dependencia del proceso de sorción respecto del valor de la constante de partición, y si además, se contempla el hecho de que para este tipo de compuestos los datos obtenidos por experimentación son escasos, la predicción de constantes de partición se convierte en una herramienta fundamental.

Como se ha mencionado anteriormente los mecanismos que permiten la sorción de compuestos sobre la biomasa están relacionados con dos instancias diferentes: interacciones hidrofóbicas y/o electrostáticas. En aquellos casos dominados por las interacciones hidrofóbicas, las estimaciones pueden efectuarse a partir de los valores de K_{ow} (coeficiente de partición octanol-agua) o en su defecto su valor corregido D_{ow} .

Es frecuente el uso de K_{oc} (coeficiente de partición referenciado al carbono orgánico) en lugar de $K_{d,i}$, el cual se calcula utilizando la Ec.5.10, que considera la fracción orgánica presente en el barro (f_{oc}) y permite uniformizar los valores sin importar la composición característica de cada lodo.

$$K_{d,i} = f_{oc} \cdot K_{oc} \quad (5.10)$$

Un ejemplo en esta materia son los resultados obtenidos por Carballa et al. (2008), que presentaron las siguientes ecuaciones como resultado de su investigación. En las mismas se ha utilizando el coeficiente de partición octanol-agua dependiente del pH (K_{oc}):

$$\log K_{oc} = 0,74 \cdot \log D_{ow} + 0,15 \quad (5.11)$$

Para moléculas neutras D_{ow} se obtiene a partir de:

$$\log D_{ow} = \log K_{ow} \quad (5.12)$$

Para moléculas con grupos funcionales ácidos (OH, COOH):

$$\log D_{ow} = \log K_{ow} + \log \frac{1}{1 + 10^{pH - pKa}} \quad (5.13)$$

5.4 Sorción de PPCPs

Para moléculas con grupos funcionales básicos (RNH_2 , R_2NH , RH_3):

$$\log D_{ow} = \log K_{ow} + \log \frac{1}{1 + 10^{pK_a - pH}} \quad (5.14)$$

Un hecho interesante, estudiado por Stevens-Garmon et al. (2011), que aquellos compuestos aromáticos cargados positivamente como la amitriptilina, clozapina, verapamil, risperidona o hidroxizina presentan altos valores de $K_{d,i}$, ver Tab.5.2. Por otro lado, compuestos eléctricamente neutros, como los estrógenos y sus derivados sintéticos (estrone, estradiol y etinilestradiol) también presentan valores relativamente importantes de $K_{d,i}$ y dada su naturaleza eléctrica representan un claro caso de sorción por hidrofobicidad.

Los números de la Tab.5.2 muestran que compuestos con cargas positivas se sorben a la superficie sólida de lodo activado mediante una interacción electrostática. Dado que los microorganismos presentan cargas negativas en su superficie, los mismos funcionan como intercambiadores catiónicos atrapando compuestos con cargas positivas. Por lo tanto, es de esperarse una mayor ligazón si se compara con el caso de un compuesto neutro.

Tabla 5.2.: Valores de $K_{d,i}$ y K_{oc} obtenidos por Stevens-Garmon et al. (2011), para diferentes compuestos en barros activados pertenecientes a dos plantas de tratamiento diferentes.

| Compuesto | Barros activados de Denver Metro | | Barros activados de Mines Park | | Carga a pH 7 | $(pK_{a1}; pK_{a2}/\alpha_1; \alpha_2)$ |
|-----------------|----------------------------------|---------------|--------------------------------|---------------|--------------|---|
| | $K_{d,i}$ (L/kgSS) | $\log K_{oc}$ | $K_{d,i}$ (L/kgSS) | $\log K_{oc}$ | | |
| Amitriptilina | 4555±386 | 4.01 | 2686±506 | 3.78 | Positivo | (9.76/99.8) |
| Verapamil | 1501±77 | 3.52 | 1232±149 | 3.44 | | (9.68/99.8) |
| Risperidona | 861±119 | 3.28 | 669±70 | 3.17 | | (8.76/98.3) |
| Clozapina | 1642±180 | 3.56 | 1153±160 | 3.41 | Pos/Neut | (7.35/69.1) |
| Hidroxizina | 819±125 | 3.26 | 808±171 | 3.25 | | (2.09;7.82/ 19.65;67.1) |
| Etinilestradiol | 1550±223 | 3.54 | 1103±76 | 3.39 | Neutro | (10.3/99.9) |
| Estrone | 645±87 | 3.16 | 607±48 | 3.13 | | (10.33/100) |
| Estradiol | 771±108 | 3.23 | 533±34 | 3.07 | | (10.33/100) |
| Gemfibrozilo | 45 | 2 | 30 | 1.82 | Negativo | (4.42/0.26) |
| Ibuprofeno | <30 | | <30 | | | (4.88/0.71) |
| Diclofenac | <31 | | <31 | | | (4.00/0.1) |
| Naproxeno | <32 | | <32 | | | (4.19/0.15) |
| Sulfametoxazol | <32 | | <32 | | | Neut/Neg |

A diferencia de la de los compuestos hidrofóbicos, donde la contribución por interacciones electrostáticas es importante, los compuestos con cargas positivas

no poseen un método de estimación precisa para la constante de sorción, y el valor de $K_{d,i}$ o K_{oc} debe ser encontrado empíricamente.

La diferencia entre las magnitudes para los diferentes casos puede observarse en la Fig. 5.8, donde Stevens-Garmon et al. (2011) presentan los valores de D_{ow} calculados versus los valores medidos de K_{oc} en una planta en Denver para compuestos con diferente tipo de cargas.

Como puede apreciarse en la Fig. 5.8 los compuestos neutros o negativamente cargados se ajustan ordenadamente estableciendo una relación lineal. Por otro lado, los compuestos con carga positiva se ven aislados en la gráfica, con una correlación observada débil ($R_2 = 0,61$, $n = 6$), sugiriendo que parte de la sorción de este tipo de compuestos está relacionada con interacciones hidrofóbicas. Sin embargo, debido a que el valor de $\log K_{oc}$ es superior al de compuestos no iónicos o cargados negativamente (con similares valores de $\log D_{ow}$) se manifiesta la presencia de otros tipos de mecanismos adicionales de sorción (interacciones electrostáticas) que alteran el valor de $K_{d,i}$ y el supuesto comportamiento lineal encontrado, existiendo una diferencia más marcada si es que esos mecanismos adicionales son dominantes en el proceso.

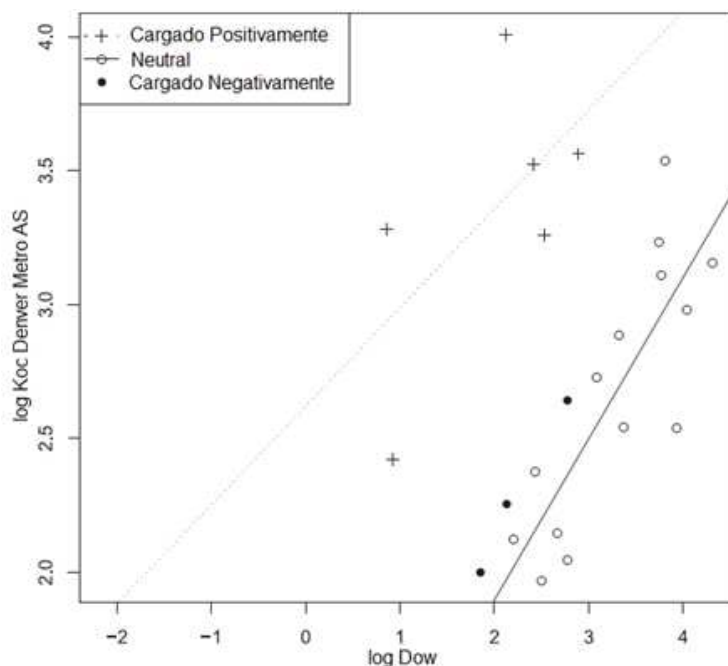


Figura 5.8.: Valores de $\log K_{oc}$ versus $\log D_{ow}$ en una planta en Denver para compuestos con diferente tipo de cargas (Stevens-Garmon et al., 2011).

5.4.1.3. Evaluación de LFERs

Las relaciones lineales de energía libre (LFERs) son habitualmente muy utilizadas en el campo de la predicción de valores para las constantes de partición ($\log K_{oc}$), normalmente se escriben en función de otra constante más conocida o fácil de medir ($\log K_{ow}$). A partir de tres modelos existentes basados en sistemas con suelos (Ec.5.15, 5.16 y 5.17), Stevens-Garmon et al. (2011) compararon la bondad de cada ecuación, para un grupo de compuestos no iónicos cuyos valores se midieron en una planta de barros activados en Denver. La Ec. 5.15 propuesta por Sablijc et al., (1995):

$$\log K_{oc} = 0,52 \cdot \log K_{ow} + 1,02 \quad (n = 390, R^2 = 0,83) \quad (5.15)$$

la Ec.5.16 por Gerstl (1990):

$$\log K_{oc} = 0,679 \cdot \log K_{ow} + 0,663 \quad (n = 419, R^2 = 0,83) \quad (5.16)$$

la Ec.5.17 por Huuskonen (2003):

$$\log K_{oc} = 0,6 \cdot \log K_{ow} + 0,84 \quad (n = 403, R^2 = 0,79) \quad (5.17)$$

Como resultado del estudio los autores obtuvieron que el modelo propuesto por Sablijc et al. (1995) es el que se ajustó a los datos con mayor precisión (Fig. 5.9), presentando un valor de RECM = 0.296 (raíz del error cuadrático medio). Por lo tanto, a pesar de que el modelo está basado en un sistema con suelo, puede resultar útil para predecir posibles valores de K_{oc} en barros activados.

Por otro lado, las mismas mediciones efectuadas por los autores, le permitieron a Stevens-Garmon et al. (2011) obtener otra correlación basada en un sistema con barros activados en lugar de uno basado en suelos:

$$\log K_{oc} = 0,602 \cdot \log K_{ow} + 0,695 \quad (RECM = 0,285) \quad (5.18)$$

Carballa et al. (2008) propusieron otro modelo (Ec.5.19) para la sorción de PPCPs en un sistema de barros activados en su etapa de digestión (tratamiento terciario)

rio), que analizaría la respuesta del proceso al cambio de las condiciones de operación:

$$\log K_{oc} = 0,74 \cdot \log K_{ow} + 0,15 \quad (5.19)$$

Los resultados obtenidos por Carballa et al. (2008) confirman que la sorción de PPCPs, bajo estas condiciones, no difieren de los valores obtenidos en estudios anteriores realizados con lodos primarios y secundarios; es decir, que bajo diferentes condiciones de operación (temperatura) y diferentes propiedades de barros, las propiedades de sorción de los compuestos traza no se ven afectadas. Al igual que otros autores (Hyland et al., 2012; Hörsing et al., 2011), los valores estimados a través de una ecuación LFER resultan aceptables para compuestos que interactúan hidrofólicamente, fallando en la predicción del comportamiento de compuestos iónicos o polares.

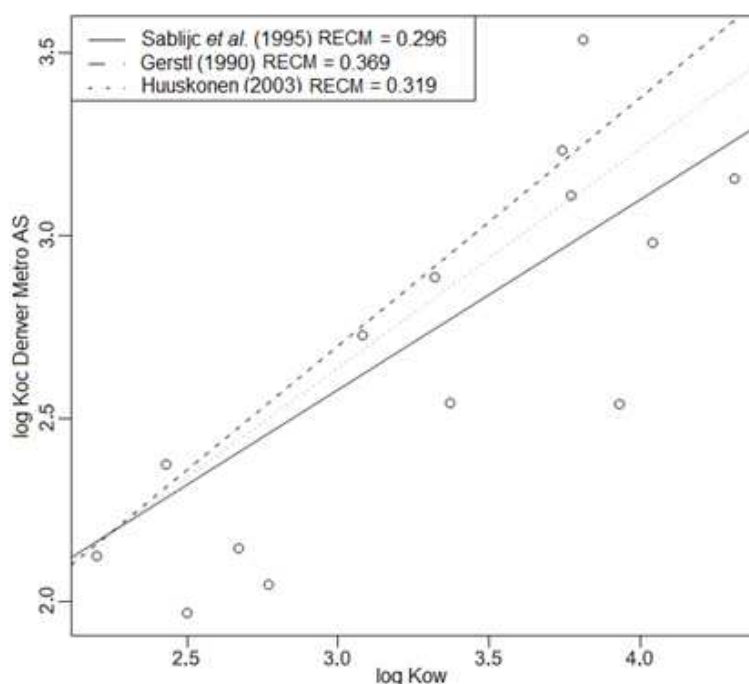


Figura 5.9.: Ajuste de modelos previamente publicados a los valores obtenidos de K_{oc} en la planta de tratamiento Denver Metro (Stevens-Garmon et al., 2011).

5.4.1.4. Corrección para compuestos cargados positivamente

De acuerdo al estudio efectuado por Stevens-Garmon et al. (2011) se seleccionaron y clasificaron PPCPS de acuerdo a los tres tipos de cargas eléctricas

posibles: neutros, con carga positiva y con carga negativa. Dicha clasificación, se relacionó al comportamiento mostrado de cada compuesto en el proceso de adsorción. La Fig. 5.8 muestra el valor de K_d normalizado con la fracción orgánica ($\log K_{OC}$) en función del coeficiente de distribución octanol-agua (D_{OW}) apreciándose la diferencia existente entre aquellos compuestos con carga positiva de aquellos con carga negativa o neutra.

A continuación, el análisis de las ecuaciones paramétricas propuestas para la estimación de K_{OC} (Carballa et al. 2008; Stevens-Garmon et al. 2011) revela la necesidad de incluir otro parámetro en la ecuación de predicción, que contemple la propiedad eléctrica de la molécula. Para dicha tarea se seleccionaron diferentes propiedades, relacionadas con el tamaño de la molécula y su composición estructural. Dado que estas propiedades no brindaron una mejor explicación del parámetro buscado, se optó por un parámetro útil en la predicción del transporte de fármacos, el área superficial molecular polar (PSA). El valor se obtuvo a través del cálculo efectuados por el visor de propiedades, para lo cual se requirió la introducción de la estructuras moleculares (Chemaxon, 2014).

Posteriormente, se intentó inicialmente con una regresión múltiparamétrica para obtener una mejor ecuación predictiva que agrupe a todos los PPCPs. Sin embargo, la inclusión de dicho parámetro no logró explicar de mejor manera el valor de K_d , ya que dicho parámetro afectaba a todo el rango de compuestos analizados. Como solución a este problema se propuso una corrección válida solamente para aquellos compuestos que presentan carga positiva (5.20).

$$\log K_{OC} = 0,54 \cdot \log D_{OW} - 0,815 \cdot \log PSA + 0,84 \quad (5.20)$$

La ecuación de predicción que se obtuvo con la corrección propuesta mejora los resultados obtenidos por los autores anteriores con un valor de RMSE de 0.368. Puede apreciarse en la Fig. 5.10 como los valores corregidos se ajustan de una mejor manera a una línea recta.

A través de la corrección efectuada mediante la introducción del parámetro PSA se mejoró la performance de la ecuación predictiva para el valor de K_d , convirtiéndola en una herramienta útil para el cálculo de futuros PPCPs estudiados.

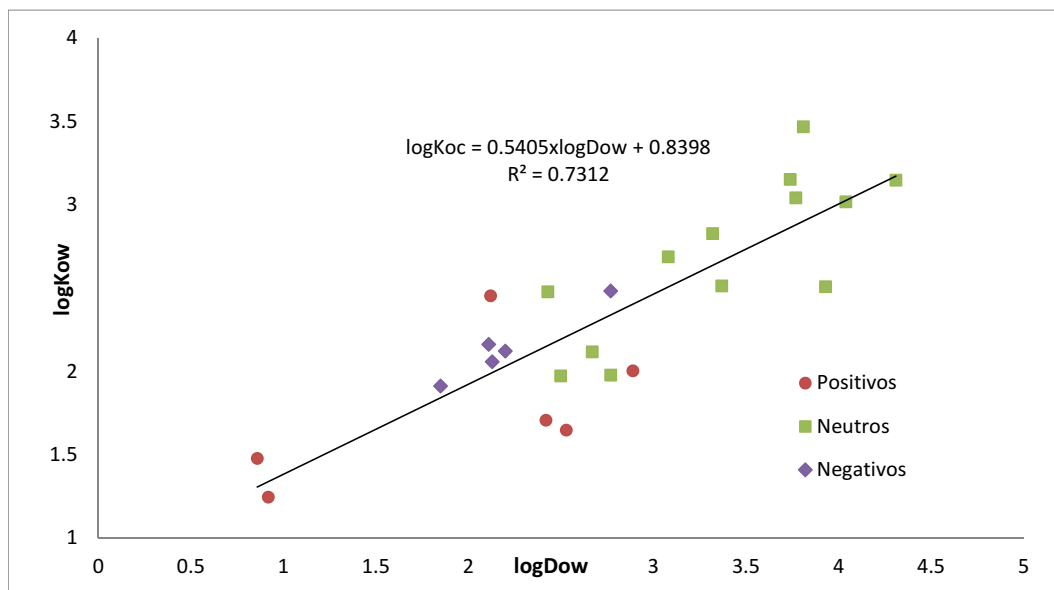


Figura 5.10.: Ajuste de la ecuación corregida con los valores medidos por Stevens-Garmon et al. (2011).

5.4.1.5. Dependencia con el pH

Otro aspecto observado por Urase y Kikuta (2005) es la dependencia del proceso de sorción bajo diferentes condiciones de pH. La Fig.5.11a muestra los resultados obtenidos a pH = 6.7; mientras que la Fig.5.11b lo hace para pH = 5.6. En condiciones neutras, la relación entre $\log K_{d,i}$ y $\log K_{ow}$ es lineal para compuestos neutros como 17 b-estradiol (E2), 17a-etinilestradiol (EE2), bisfenol A (BPA), estrona (E1), benzofenona (BZP), propifenazona (PPZ) y carbamazepina (CBZ), los cuales no presentan grupos carboxilos hidrofílicos (Fig.5.11a). Por otro lado, la relación encontrada no fue lineal para compuestos como gemfibrozilo (GFZ), ácido clofibríco (CA), ibuprofeno (IBP), fenoprofeno (FEP), ketoprofeno (KEP), naproxeno (NPX), diclofenac (DCF) e indometacina (IDM), esto se debe a que estos fármacos son iones en condiciones neutras de pH (Fig.5.11a). Sin embargo, bajo condiciones ácidas de pH, estos compuestos se encuentran eléctricamente neutros y la sorción es dominada completamente por interacciones hidrofóbicas, presentando una relación aproximadamente lineal entre $\log K_{d,i}$ y $\log K_{ow}$ (Fig.5.11b).

5.4 Sorción de PPCPs

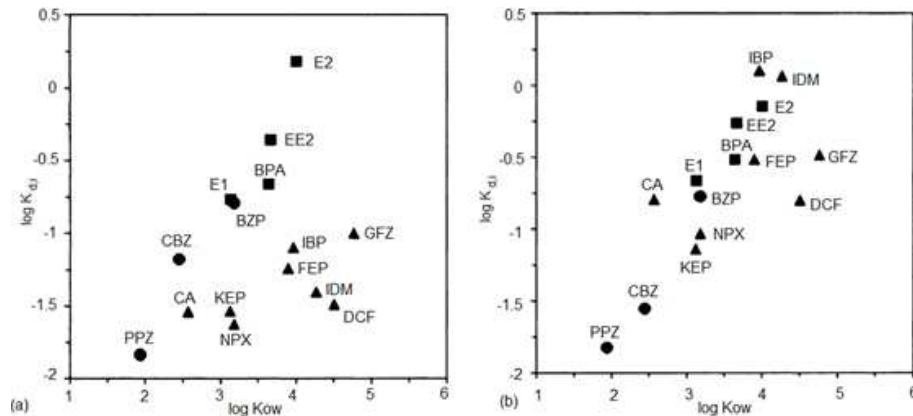


Figura 5.11.: Valores de $\log K_{d,i}$ versus $\log K_{ow}$ para compuestos con diferente tipo de cargas y para diferentes condiciones: (a) pH=6.7, (b) pH=5.6 (fuente: Urase & Kikuta, 2005). Compuestos: 17 β -estradiol (E2), 17 α -etinilestradiol (EE2), bisfenol A (BPA), estrona (E1), benzofenona (BZP), propifenazona (PPZ) y carbamazepina (CBZ), gemfibrozilo (GFZ), ácido clofibrico (CA), ibuprofeno (IBP), fenoprofeno (FEP), ketoprofeno (KEP), naproxeno (NPX), diclofenac (DCF) e indometacina (IDM).

Finalmente, conviene destacar la aplicación reciente de métodos multiparamétricos (ppLFER) del tipo propuesto por Nguyen et al. (2005) o la estimación de K_{oc} en la sorción de pesticidas y otros compuestos orgánicos multifuncionales en suelos (Bonner y Goss, 2011a, b). Si bien, los resultados obtenidos por Card et al. (2012) para la sorción de hormonas naturales han demostrado un mejor ajuste empleando una LFER en lugar de utilizar relaciones multiparamétricas, esta diferencia podría explicarse por las limitaciones en la estimación de los predictores usados en la regresión y a la incertidumbre vinculada a este tipo de compuestos escasamente estudiados.

5.4.2. Sorción de PPCPs en lodos digeridos

El estudio de los PPCPs dentro de la etapa de digestión de sólidos es uno de los tópicos menos estudiados dentro del amplio espectro de operaciones habituales en una EDAR. Carballa et al. (2008) han determinado, a partir de mediciones en la fase líquida y sólida, el coeficiente de distribución de sólido-agua (K_d) y el coeficiente de distribución en base al carbono orgánico presente (K_{OC}) de 12 sustancias clasificadas como PPCPs, entre ellas fragancias de almizcle, productos farmacéuticos y estrógenos, tanto de lodos digeridos provenientes de operaciones en condiciones mesófilas como termófilas.

Los resultados obtenidos indican que estos coeficientes pueden ser utilizados

para evaluar el destino de PPCPs durante el tratamiento de lodos, lo que permite un ahorro tanto de tiempo como de dinero, ya que se evita el tedioso análisis de las muestras de lodos y la medición de concentraciones en ambas fases. Además, estos coeficientes proporcionan la información necesaria para efectuar el cálculo destinado a estimar el porcentaje de cada sustancia, tanto de la fracción que está siendo sorbida en el lodo digerido (la cual proseguirá en las diversas etapas de gestión), como de aquella fracción que permanece disuelta en la fase líquida (sobrenadante que luego se recicla a la línea de agua). Ambas medidas son importantes con el objetivo de tener una perspectiva total del comportamiento de PPCPs en las EDARs, y no sólo en la línea de agua como es informado a menudo.

Los resultados indican que la sorción en el lodo digerido es un proceso relevante para las fragancias de almizcle y para los estrógenos (Tab.5.3). Debido a las elevadas concentraciones totales de sólidos en suspensión (TSS) de lodo digerido (alrededor de 35 g/L), las fragancias de almizcle y los estrógenos son absorbidos entre un 80-99 % en partículas, por lo que menos del 20 % de estos compuestos se encontrará disuelto. Sin embargo, para el resto de los compuestos analizados la adsorción en el lodo digerido resulta un proceso de menor importancia.

Tabla 5.3.: Resumen de valores obtenidos de $\log K_{OC}$ y $\log K_d$ para los PPCPs estudiados por Carballa et al. (2008)

| Compuesto | Propiedades | | Mediciones | |
|------------------------------|---------------|--------------|---------------|------------|
| | $\log K_{OW}$ | pK_a | $\log K_{OC}$ | $\log K_d$ |
| Galaxolida | 5.9 | – | 4.48–5.96 | 3.45–4.30 |
| Tonalida | 5.8 | – | 4.67–6.04 | 3.70–4.43 |
| Carbamecepina | 2.45 | <1; 13.9 | 2.26–3.48 | 1.31–1.83 |
| Ibuprofeno | 4 | 4.5–5.2 | 1.82–3.12 | 1.00–1.78 |
| Naproxeno | 3.2 | 4.2 | 2.00–3.00 | 1.03–1.71 |
| Diclofenac | 4.5 | 4.15 | 2.20–3.42 | 1.26–2.18 |
| Iopromida | –2.3 | 9.9 | 1.81–2.88 | 0.72–1.48 |
| Sulfametoxazol | 0.89 | 1.8; 5.6–5.7 | 2.06–3.47 | 0.77–1.79 |
| Roxitromicina | 2.4–2.7 | 9.2 | 2.09–3.15 | 1.14–1.92 |
| Estrona | 4.1 | 10.4 | 3.00–4.18 | 2.18–2.77 |
| 17- α Etinilestradiol | 4.2 | 10.4–10.7 | 2.90–4.16 | 2.08–2.85 |

Contrariamente a lo esperado, las diferentes condiciones operacionales de digestión anaeróbica no cambian las propiedades de los lodos resultantes, de manera tal que las características de sorción no se ven afectadas. En general, los valores obtenidos por Carballa et al. (2008) están en el mismo rango que los reportados en la literatura para lodos primarios y secundarios, pero son significativamente

más altos que los estimados a partir de los enfoques simples con valores de K_{ow} . Esto se debe probablemente al hecho comentado anteriormente de que este enfoque, utilizando como parámetro el $\log K_{ow}$, sólo describe interacciones hidrofóbicas sin considerar las interacciones adicionales en aquellos compuestos que presentan características polares e iónicas.

5.4.3. Consideraciones Finales

Los estudios efectuados han determinado que la sorción de muchos PPCPs en la biomasa es un proceso relativamente complejo, principalmente para aquellos compuestos que presentan cargas positivas. Los compuestos cuya sorción depende sólo de interacciones hidrofóbicas (eléctricamente neutros o negativos), donde no intervienen interacciones electrostáticas entre la molécula y la superficie de la biomasa, han mostrado un comportamiento más simple. Consecuentemente, los modelos tipo LFERs propuestos por los diferentes autores logran una descripción adecuada para los compuestos neutros y cargados negativamente, pero deficiente para compuestos que presentan cargas positivas. Las futuras investigaciones deben apuntar a incluir el factor electrostático dentro del modelado del proceso de sorción, e incluir esa propiedad dentro de los predictores en una relación de energía libre multiparamétrica (ppLFER). Para hacer esto posible es necesaria mayor información sobre la sorción de los PPCPs y sus metabolitos.

5.5. Bibliografía del Capítulo

- [Bronner-2011a] BRONNER, G., y K. GOSS. «Predicting sorption of pesticides and other multifunctional organic chemicals to soil organic carbon.» *Environmental Science Technology*, 45, (2011), 1307–1312.
- [Bronner-2011b] —. «Sorption of organic chemicals to soil organic matter: Influence of soil variability and pH dependence.» *Environmental Science Technology*, 45, (2011), 1313–1319.
- [Carballa-2008] CARBALLA, G., M. and Fink, F. OMIL, J. LEMA, y T. TERNES. «Determination of the solid-water distribution coefficient (Kd) for pharmaceuticals, estrogens and musk fragrances in digested sludge.» *Water research*, 42, (2008), 287–295.
- [Carballa-2005] CARBALLA, M., F. OMIL, y J.M. LEMA. «Removal of cosmetic ingredients and pharmaceuticals in sewage primary treatment.» *Water Research*, 39, (2005), 4790–4796.
- [Carballa-2004] CARBALLA, M., F. OMIL, J.M. LEMA, M. LLOMPART, C. GARCÍA-JARES, I. RODRÍGUEZ, M. GÓMEZ, y T. d TERNES. «Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant.» *Water Research*, 38, (2004), 2918–2926.
- [Card-2012] CARD, M., L. CHIN, Y.P. an Lee, y B. KHAN. «Prediction and experimental evaluation of soil sorption by natural hormones and hormone mimics.» *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60, (2012), 1480–1487.
- [Clara-2004] CLARA, M., B. STRENN, M. AUSSERLEITNER, y N. KREUZINGER. «Comparison of the behaviour of selected micropollutants in a membrane bioreactor and a conventional wastewater treatment plant.» *Water Science and Technology*, 50(5), (2004), 29–36.
- [Daughton-1999] DAUGHTON, C.G., y T.A. TERNES. «Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment:

- Agents of Subtle Change?» *Environmental Health Perspectives*, 107(6), (1999), 907–938.
- [Drewes-2002] DREWES, J.E., T. HEBERER, y K. REDDERSEN. «Fate of pharmaceuticals during indirect potable reuse.» *Water Science and Technology*, 46(3), (2002), 73–80.
- [Gerstl-1990] GERSTL, Z. «Estimation of organic chemical sorption by soils.» *Journal of Contaminant Hydrology*, 6, (1990), 357–375.
- [Heberer-2002] —. «Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data.» *Toxicology Letters*, 131(1-2), (2002), 5–17.
- [Horsing-2011] HÖRSING, M., A. LEDIN, R. GRABIC, J. FICK, M. TYSKLIND, J.C. JANSEN, y H. ANDERSEN. «Determination of sorption of seventy-five pharmaceuticals in sewage sludge.» *Water Research*, 45, (2011), 4470–4482.
- [Huuskonen-2003] HUUSKONEN, J. «Prediction of soil sorption coefficient of diverse organic chemicals from molecular structure.» *Journal of Chemical Information and Computer Sciences*, 43, (2003), 1457–1462.
- [Hyland-2012] HYLAND, K., E. DICKENSON, J. DREWES, y C. HIGGINS. «Sorption of ionized and neutral emerging trace organic compounds onto activated sludge from different wastewater treatment configurations.» *Water Research*, 46, (2012), 1958–1968.
- [Joss-2005] JOSS, A., E. KELLER, A.C. ALDER, A. GÖBEL, C.S. MCARDELL, T. TERNES, y H. SIEGRIST. «Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment.» *Water Research*, 39, (2005), 3139–3152.
- [Larsen-2004] LARSEN, T.A., J. LIENERT, A. JOSS, y H. SIEGRIST. «How to avoid pharmaceuticals in the aquatic environment.» *Journal of Biotechnology*, 113, (2004), 295–304.
- [Miege-2009] MIEGE, C., J. CHOUBERT, L. RIBEIRO, M. EUSEBE,

- y M. COQUERY. «Fate of pharmaceutical and personal care products in wastewater treatment plants - Conception of a database and first results.» *Environmental Pollution*, 157, (2009), 1721–1726.
- [Nguyen-2005] NGUYEN, T., K. GOSS, y W. BALL. «Polyparameter linear free energy relationships for estimating the equilibrium partition of organic compounds between water and the natural organic matter in soils and sediments.» *Environmental Science & Technology*, 39(4), (2005), 913–924.
- [Sabljić-1995] SABLJIC, A., H. GÜSTEN, H. VERHAAR, y J. HERMENS. «QSAR modeling of soil sorption. Improvements and systematics of log K_{oc} vs. log K_{ow} correlations.» *Chemosphere*, 31, (1995), 4489–4514.
- [Schwarzenbach-2003] SCHWARZENBACH, R. P., P. M. GSCHWEND, y D. M. IMBODEN. *Environmental Organic Chemistry, 2nd Ed.*, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey., 2003 257 – 330.
- [StevensGarmon-2011] STEVENS-GARMON, J., J. DREWES, S.J. KHAN, J.A. McDONALD, y E.R.V. DICKENSON. «Sorption of emerging trace organic compounds onto wastewater sludge solids.» *Water Research*, 45, (2011), 3417–3426.
- [Strenn-2004] STRENN, B., M. CLARA, O. GANS, y N. KREUZINGER. «Carbamazepine, diclofenac, ibuprofen and bezafibrate - investigations on the behaviour of selected pharmaceuticals during wastewater treatment.» *Water Science and Technology*, 50(5), (2004), 269–276.
- [Ternes-2004c] TERNES, T., N. HERRMANN, M. BONERZ, T. KNACKER, H. SIEGRIST, y A. JOSS. «A rapid method to measure the solid-water distribution coefficient for pharmaceutical and musk fragrances.» *Water Research*, 38, (2004), 4075–4084.
- [Ternes-2004a] TERNES, T.A., T. JANEX-HABIBI. M.L.AND KNACKER, N. KREUZINGER, y H. SIEGRIST. «Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking

5.5 Bibliografía del Capítulo

- Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse.» *Inf. téc.*, Project acronym POSEIDON, 2004.
- [Ternes-2004b] TERNES, T.A., A. JOSS, y H. SIEGRIST. «Scrutinizing Pharmaceuticals and Personal Care Products in Wastewater Treatment.» *Environmental Science Technology*, 38(20), (2004), 392A–399A.
- [Urase-2005] URASE, T., y T. KIKUTA. «Separate estimation of adsorption and degradation of pharmaceutical substances and estrogens in the activated sludge process.» *Water Research*, 39, (2005), 1289–1300.
- [Wang-1995] WANG, X., y C. J. GRADY. «Effects of biosorption and dissolution on the biodegradation of di-n-butyl phthalate.» *Water Environment Research*, 67(5), (1995), 863–871.

6. Simulaciones de PPCPs en EDARs

El principal objetivo de este capítulo es analizar el comportamiento de los PPCPs dentro de las alternativas propuestas para el tratamiento de aguas residuales domiciliarias. Primeramente, se incluirán estos compuestos dentro de las simulaciones, para luego observar el proceder de los mismos dentro del recorrido en cada una de las etapas de una planta de tratamiento.

Como se mencionó en el Capítulo anterior, los dos principales caminos de remoción que experimentan los PPCPs dentro de las EDARs son la biodegradación y la sorción (Ternes et al., 2004a), por lo tanto resultará importante determinar la proporción de cada uno de los compuestos en ambas fases, líquida (efluente tratado) y sólida (biomasa). En la fase líquida, permitirá conocer la cantidad de compuestos que serán descargados con el efluente, mientras que aquella proporción resultante sorbida en el lodo será la que prosiga en la línea de tratamiento de lodos.

Estas dos proporciones resultarán de gran importancia en la evaluación de la performance de cada una de las alternativas evaluadas. La primera cantidad servirá para determinar la calidad del agua tratada y si ésta resulta apropiada para su posible reutilización, o en su defecto para determinar el impacto que tendrá su vertido. Por otro lado, la segunda cantidad permitirá saber en qué medida es adecuada la adopción de una determinada manera de gestionar los lodos generados en el proceso.

Dada la dificultad que conlleva este tipo de acciones, es vital la asistencia en esta tarea de evaluación, es decir la inclusión de una métrica ambiental que permita cuantificar y comparar la performance de cada una de las alternativas. Es objetivo de la parte final de este capítulo hacer uso de esta herramienta para realizar la evaluación desde un enfoque global del problema, a través de valores objetivos que permitan determinar el grado de los impactos generados en el ambiente.

6.1. Simulaciones incluyendo los PPCPs

Anteriormente, las simulaciones desarrolladas para la evaluación de las alternativas propuestas en el Capítulo 3 (pág. 85) se efectuaron con un caudal de 2000 m^3/d , considerado en la mayor parte de la bibliografía como aquel caudal mínimo necesario para efectuar el tratamiento del efluente mediante un sistema de barros activados (Tchobanoglous et al., 2003; WEF, 1998). En esta etapa, el caudal del efluente utilizado fue aumentado hasta 20 000 m^3/d , esto responde al valor promedio de los caudales de aquellas plantas de tratamiento en las que fueron evaluados algunos PPCPs utilizados en la simulación (Ternes et al., 2004a; Carballa et al., 2004; Joss et al., 2005). Los parámetros más importantes utilizados en las simulaciones se detallan en la Tab.6.1, extraídos de la bibliografía especializada (Tchobanoglous et al., 2003; Turovsky y Mathai, 2006). De igual modo, se expone la información necesaria que fundamenta la utilización de cada uno de los equipos incluidos en el armado de los esquemas.

Tabla 6.1.: Descripción breve y parámetros utilizados para diseñar las alternativas de tratamiento

| Equipo | Descripción | Parámetros |
|--------------------|--|--|
| Reactor Anaeróbico | Es necesario un ambiente anaerobio estricto para que se produzca la liberación de fósforo y captación de materia orgánica | HRT 1 - 2 h SRT 1 - 2 d |
| Reactor Anóxico | Las condiciones anóxicas son ideales para el proceso de desnitrificación, donde son reducidos los nitratos | HRT 2 - 4 h SRT 2 - 4 d |
| Reactor Aeróbico | Tanto la reducción de materia orgánica, como la captura de fósforo por parte de los OAF se producen aeróbicamente. Inevitablemente también se produce la nitrificación. | HRT 4 - 8 h SRT 4 - 8 d |
| Clarificador | La separación de los lodos generados tiene dos objetivos, concentrar la biomasa para poder tratarla posteriormente o reciclarla y retirar el fósforo que fue acumulado en las células. | HRT 2 - 2.5 h Carga Volumétrica $24 m^3/m^2 \cdot d$ |
| Espesador | El espesado por gravedad es el método más simple y comúnmente utilizado para concentrar lodos para su tratamiento | HRT 15h Carga de Sólidos $25 - 80 kg/m^2 \cdot d$ |
| Digestor | La digestión anaerobia es uno de los procesos más antiguos y ampliamente utilizado para la estabilización de los lodos. Debido a la capacidad de recuperación de energía, se eligió un digestor anaeróbico mesofílico. | SRT 15 - 20d Carga de Sólidos $1.6 - 3.2 kgSSV/m^3$ |

6.1.1. Tratamiento Convencional

Inicialmente se simuló un esquema de tratamiento convencional (Fig. 6.1), el cual no contempla denitrificación y consta de dos reactores aeróbicos de 2800 m^3 seguido de dos clarificadores secundarios de 500 m^2 de área útil cada uno. Para el tratamiento de los barros se adoptó un espesador de decantación gravitatoria de un área transversal de 35 m^2 y un digestor anaeróbico cuyo volumen calculado fue de 1000 m^3 . Como parámetros operacionales más importantes de la planta de tratamiento convencional se adoptaron, un tiempo de retención hidráulico (HRT) de 4 h y un tiempo de retención de sólidos (SRT) de 8 d para el diseño de los reactores aeróbicos, sin descuidar la carga volumétrica ($0.89 \text{ kgDBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$) y la relación de alimentación/microorganismos ($0.27 \text{ kgDBO}_5/\text{kgSSV} \cdot \text{d}$). Para los clarificadores un tiempo de retención mayor a las 2 h fue utilizado, además de verificar la carga de sólidos como parámetro de eficiencia. El tiempo de espesado previsto fue de 15 h , mientras que el tiempo de digestión se fijó en 20 d , de acuerdo con lo recomendado por Turovsky y Mathai, (2006). Por otro lado el reciclo de lodos se fijó a un 60% del efluente principal.

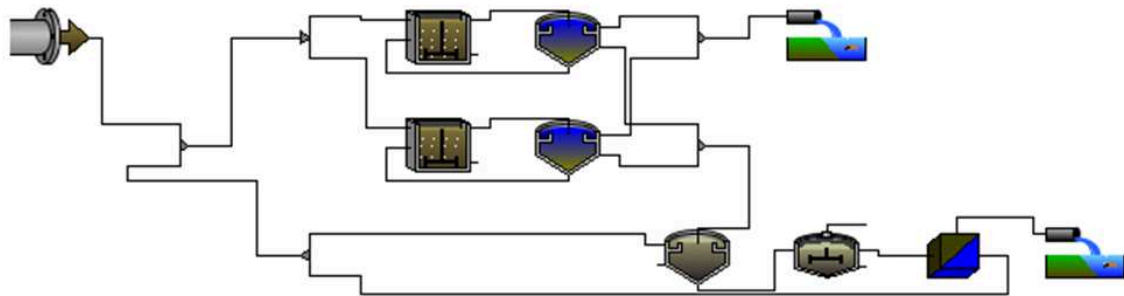


Figura 6.1.: Esquema para el tratamiento convencional simulado con un caudal de $20\,000 \text{ m}^3/\text{d}$

6.1.2. Proceso UCTM

En esta alternativa el esquema presenta un total de 8 reactores distribuidos en dos líneas paralelas de 4 reactores en serie, los cuales se distribuyen del siguiente modo, un anaeróbico de 400 m^3 , seguido de 2 reactores anóxicos de 1200 m^3 y 1600 m^3 , por último, un reactor aeróbico de 4500 m^3 al final de la línea. Posteriormente, al igual que en el caso anterior, los barros son separados por un clarificador de 500 m^2 de área transversal. Para el tratamiento de los barros se adoptó un espesador por decantación gravitatoria, cuya área transversal resultó

6.1 Simulaciones incluyendo los PPCPs

de 80 m^2 y un digestor anaeróbico de un volumen obtenido de 1000 m^3 . Cada uno de los componentes se puede observar en el esquema de simulación presentado en la Fig. 6.2. El reciclo de lodos se fijó en un 60 % del efluente principal, mientras que el valor del reciclo interno se fijó en un 50 % del caudal influente a la planta. Los parámetros operaciones considerados fueron el tiempo de residencia hidráulico y el tiempo de retención de sólidos para cada uno de los reactores que componen el esquema.

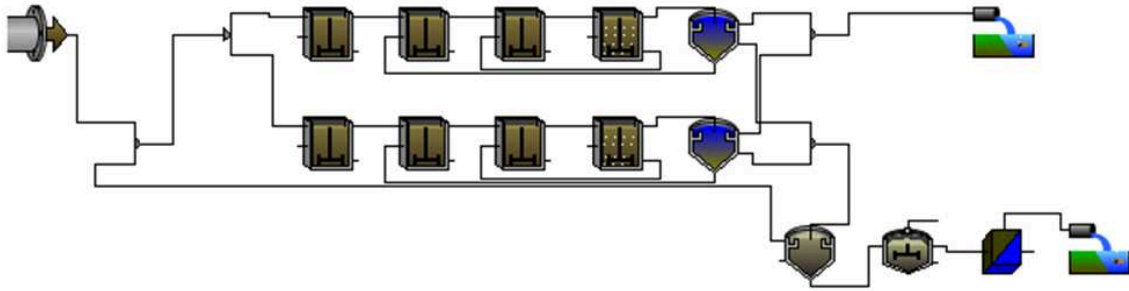


Figura 6.2.: Esquema para el proceso de la Universidad de Cape Town Modificado para un caudal de $20\,000 \text{ m}^3/\text{d}$

6.1.3. Proceso Bardenpho de 5 Etapas

Se diferencia de la opción anterior por poseer dos líneas en paralelo con 5 reactores en tándem, es decir un total de 10 reactores (Fig. 6.3), los cuales fueron colocados en la siguiente secuencia: un reactor anaeróbico de 500 m^3 al principio, seguido de uno anóxico de 1500 m^3 , luego un reactor aeróbico de 4200 m^3 , otro reactor anóxico de 1500 m^3 y finalmente uno aeróbico más pequeño de 100 m^3 . Para el tratamiento de los lodos, fue seleccionado un sedimentador secundario cuya área de trabajo es de 500 m^2 . Por otro lado, la estabilización de lodos se efectuó a través de una digestión anaeróbica en un reactor de 1200 m^3 , previamente se utilizó un espesador de lodos (80 m^2 de sección útil) para reducir la cantidad procesada durante estabilización. A diferencia del caso anterior, el reciclo de lodos se fijó en un 50 % del efluente principal, mientras que el valor del reciclo interno se fijó en un 50 % del caudal influente a la planta. Los parámetros operaciones considerados fueron el tiempo de residencia hidráulico y el tiempo de retención de sólidos para cada uno de los reactores que componen el esquema.

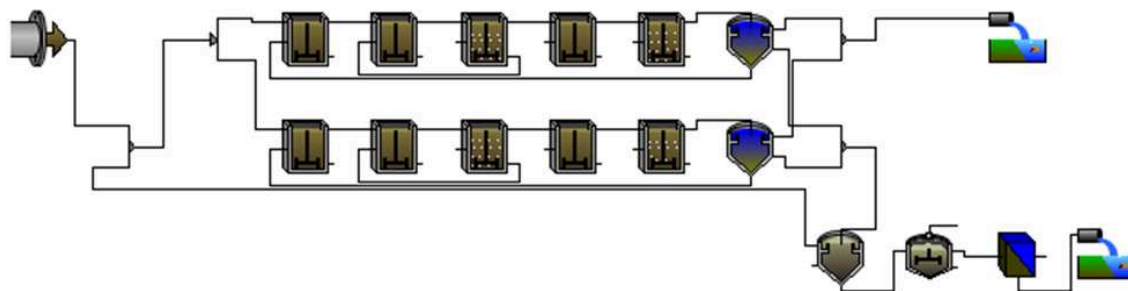


Figura 6.3.: Esquema para el proceso Bardenpho de 5 Etapas para un caudal de $20\,000\ m^3/d$

6.1.4. Resultados obtenidos

6.1.4.1. Remoción de Nutrientes y consumo energético

En la Tab. 6.2 se observan los resultados obtenidos en las simulaciones, la misma condensa los valores de aquellos parámetros más importantes evaluados para un día de operación. La cantidad de energía requerida y la masa de lodos generados también fueron incluidas en la tabla, a los efectos de establecerlos como posibles parámetros útiles para evaluar la performance de cada alternativa.

Tabla 6.2.: Resumen de los resultados obtenidos en las simulaciones para 1 día de operación

| Descripción | | | Salida | | |
|-----------------|-------------------|---------|--------------|-------|-------------|
| Parámetros | Unidades | Entrada | Convencional | UCTM | Bardenpho 5 |
| Efluente | m ³ /d | 20000 | 19950 | 19950 | 19950 |
| DQO | mg/L | 232.716 | 67.2 | 67.2 | 34.39 |
| DBO | mg/L | 430 | 14.15 | 4.77 | 3.95 |
| Amoníaco | mg/L | 29 | 0.39 | 0.56 | 0.98 |
| NO ₃ | mg/L | 0 | 26.39 | 10 | 4.51 |
| NT | mg/L | 40 | 31 | 13 | 9.28 |
| PO ₄ | mg/L | 8 | 7.11 | 0.23 | 1.9 |
| FT | mg/L | 10 | 7.99 | 1.23 | 2.7 |
| Energía | kWh/d | - | 5217 | 5153 | 5205 |
| Lodos | kg/d | - | 1916 | 2618 | 2516 |
| Gases | m ³ /d | - | 620 | 558 | 527 |
| CO ₂ | m ³ /d | - | 384 | 295 | 288 |
| CH ₄ | m ³ /d | - | 229 | 251 | 236 |

Analizando estrictamente los resultados en el tratamiento de líquidos se puede observar que la inclusión de procesos de remoción biológica de nutrientes (remoción conjunta de nitrógeno y fósforo) resulta doblemente beneficiosa. Por un lado,

mejoran la calidad del efluente tratado, reduciendo notablemente la cantidad de nutrientes que se emitirán a través de su vertido, y por otro lado, los resultados indican una pequeña reducción del consumo energético en comparación con la primera alternativa evaluada (Convencional). Que se explica por el menor consumo por parte de los equipos de aireación, dado que la inclusión de los procesos anóxicos y anaeróbicos reduce el consumo eléctrico necesario para generar el ambiente aeróbico propicio para la reducción de la materia orgánica.

Como contrapartida, la complejidad infraestructural y operacional es incrementada, ya que este tipo de operaciones que obtienen una mayor eliminación de los nutrientes requieren de la presencia de reactores anaeróbicos y anóxicos, los cuales exigen que determinadas características ambientales deban ser cubiertas dentro de los recintos, entre ellas la ausencia de oxígeno y la operación de personal calificado.

Finalmente, se puede destacar una disminución en la generación de lodos en aquellos procesos que remueven nutrientes (UCTM y Bardenpho 5), que en un principio puede presentarse como un residuo a tratar pero las características que le confieren la presencia de los nutrientes removidos ayudan a repensar su posterior manejo aprovechando esta composición (compostaje, aplicación en tierra), temática que será abordada al final del capítulo.

Los resultados detallados de cada una de las alternativas simuladas se encuentran resumidos en el Apéndice correspondiente a partir de la página 282.

6.1.4.2. Remoción de PPCPs

Anteriormente, en el Capítulo 5 (pág. 159), se describieron los posibles mecanismos de remoción de PPCPs en las plantas de tratamiento. A partir de la bibliografía analizada se puede decir que los dos procesos principales de remoción de PPCPs se darán en: (1) Las zonas aeróbicas, en donde la degradación biológica de los PPCPs ha sido observada como un proceso de pseudo primer orden (Ternes et al., 2004a), y (2) el digestor anaeróbico, donde la sorción de los lodos resulta más importante debido al mayor tiempo de residencia existente y una mayor cantidad de sólidos presentes (Ternes et al. 2004c; Carballa et al., 2008).

El primero de los dos procesos es fuertemente dependiente de:

1. La biodegradabilidad del PPCP, característica intrínseca de cada compuesto que puede ser representada a través de su constante de degradación,

$$k_{i,biol}$$

2. Concentración de biomasa activa, que será variable de acuerdo a la operación y diseño de la planta.
3. Edad del barro, parámetro que interviene en el diseño de la planta y que puede ser modificado a través de la operación de la misma.

Mientras que el segundo proceso, en un principio, depende de:

1. La característica sorptiva del PPCP, característica intrínseca de cada compuesto representada a través de su constante de sorción, $K_{d,i}$.
2. La cantidad presente de barros, que será variable de acuerdo con la operación y diseño de la planta.

Es decir que este proceso no es afectado por el tipo y edad de los barros (dentro del rango operativo), tampoco por la temperatura a la cual se desarrolla el proceso (Carballa et al., 2008; Stevens-Garmon et al., 2011).

A continuación, en la Tab.6.3 se resumen los principales datos utilizados en las simulaciones para cada uno de los compuestos analizados. En el lado izquierdo de la misma se presentan cada uno de los compuestos estudiados. Posteriormente, los valores de las constantes cinéticas de degradación ($k_{i,bio}$) y la constante de sorción ($K_{d,i}$), así como también la concentración promedio con la que ingresan a una planta de tratamiento. La introducción de cada uno de los compuestos dentro del software de simulación se efectuó a través del código ACSL (Advanced Continuous Simulation Language).

En la Tab.6.4 se muestran los valores obtenidos para la concentración de cada PPCPs, en $\mu g/L$, para las simulaciones de los procesos analizados. Avanzando de izquierda a derecha se observan los resultados de cada una de las alternativas analizadas: Convencional, proceso Modificado de la Universidad de Cape Town (UCTM) y Bardenpho de Cinco Etapas (BDPHO5). Dentro de la misma tabla se pueden apreciar las concentraciones de los PPCPs a la salida del último reactor, tanto la disuelta en la fase líquida (soluble) como aquella adherida al barro (sorbida). Ambos valores se expresaron en $\mu g/L$ para explicitar el posterior cálculo de los porcentajes de remoción.

6.1 Simulaciones incluyendo los PPCPs

Tabla 6.3.: Datos principales utilizados en las simulaciones de cada uno de los compuestos

| Nombre | Valores principales | | |
|----------------|----------------------|-------------|--------------------------------------|
| | $k_b(L/gSS \cdot d)$ | $K_d(L/kg)$ | Concentración promedio ($\mu g/L$) |
| Carbamecepinga | 0.01 | 1.2 | 0.931 |
| Diclofenac | 0.25 | 16 | 1.275 |
| Estrona | 250 | 250 | 0.5628 |
| Etinilstradiol | 7.5 | 391.5 | 0.157 |
| Galaxolida | 0.05 | 1807 | 2.507 |
| Ibuprofeno | 23 | 7.1 | 15.47 |
| Iopromida | 1.5 | 11 | 3.532 |
| Naproxeno | 1.15 | 13 | 8.108 |
| Roxitromicina | 0.35 | 170 | 0.0615 |
| Sulfametoxazol | 0.05 | 260 | 0.168 |
| Tonalida | 0.03 | 2372 | 0.99 |

Tabla 6.4.: Valores obtenidos para la concentración de PPCPs en $\mu g/L$ para las simulaciones de los procesos analizados

| Proceso | Convencional | | UCTM | | BDPHO5 | |
|----------------|--------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | Soluble | Sorbido | Soluble | Sorbido | Soluble | Sorbido |
| Carbamecepinga | 0.924 | 0.002 | 0.927 | 0.001 | 0.93 | 0.001 |
| Diazepam | 0.448 | 0.021 | 0.455 | 0.013 | 0.472 | 0.005 |
| Diclofenac | 1.12 | 0.0405 | 1.21 | 0.012 | 1.21 | 0.018 |
| Estrona | 0.003 | 0.002 | 0.01 | 0.001 | 0.011 | 0.002 |
| Etinilstradiol | 0.021 | 0.018 | 0.054 | 0.013 | 0.052 | 0.019 |
| Galaxolida | 0.484 | 1.97 | 0.858 | 1.61 | 0.916 | 1.57 |
| Ibuprofeno | 1.52 | 0.024 | 1.53 | 0.015 | 3.31 | 0.022 |
| Iopromida | 2.17 | 0.053 | 2.78 | 0.019 | 2.83 | 0.029 |
| Naproxeno | 5.43 | 0.159 | 6.71 | 0.055 | 6.78 | 0.083 |
| Roxitromicina | 0.039 | 0.015 | 0.052 | 0.005 | 0.05 | 0.008 |
| Sulfametoxazol | 0.104 | 0.061 | 0.144 | 0.023 | 0.134 | 0.033 |
| Tonalida | 0.154 | 0.825 | 0.225 | 0.753 | 0.303 | 0.682 |

En la Fig. 6.4 se presenta un gráfico de barras que expone el grado de remoción, la suma de la degradación más la sorción experimentada por cada uno de los PPCPs. Inicialmente, pueden distinguirse tres grupos: aquellos que experimentan una alta (> 60%), moderada (> 15%) y baja remoción (< 15%).

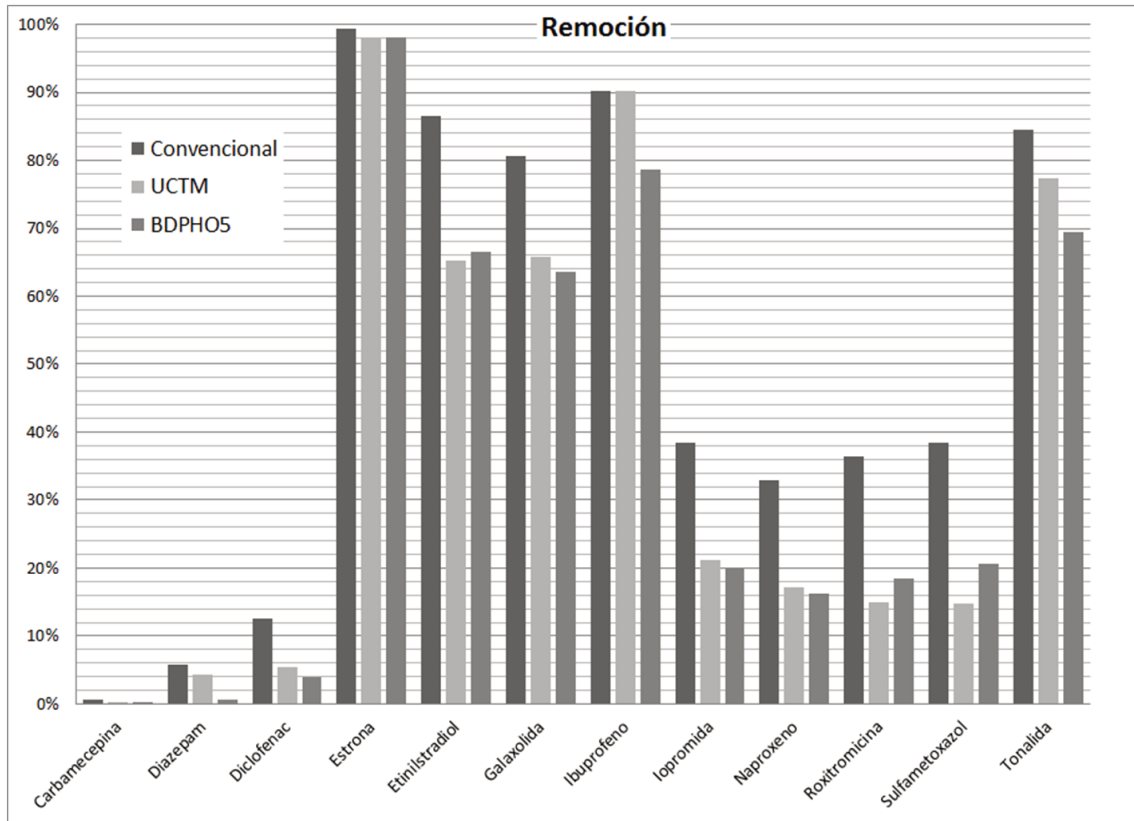


Figura 6.4.: Porcentaje de remoción de los diferentes compuestos para el mecanismo de degradación para cada alternativa evaluada

Degradación Biológica

La utilización de las simulaciones computacionales permite realizar cálculos que en circunstancias reales no se podrían efectuar. En este caso, disponer de los parámetros representativos de ambos procesos, puede ayudar al análisis separado de ambos procesos. Observando de este modo, qué parte de la remoción se lleva a cabo por la degradación del compuesto y qué cantidad es debida a la sorción en los lodos presentes en el tratamiento. Para esto, se llevaron a cabo simulaciones para cada uno de los compuestos evaluados sin considerar la sorción de los compuestos (una constante de sorción nula) por lo que la cantidad removida de cada compuesto se deberá exclusivamente al proceso de degradación biológica.

6.1 Simulaciones incluyendo los PPCPs

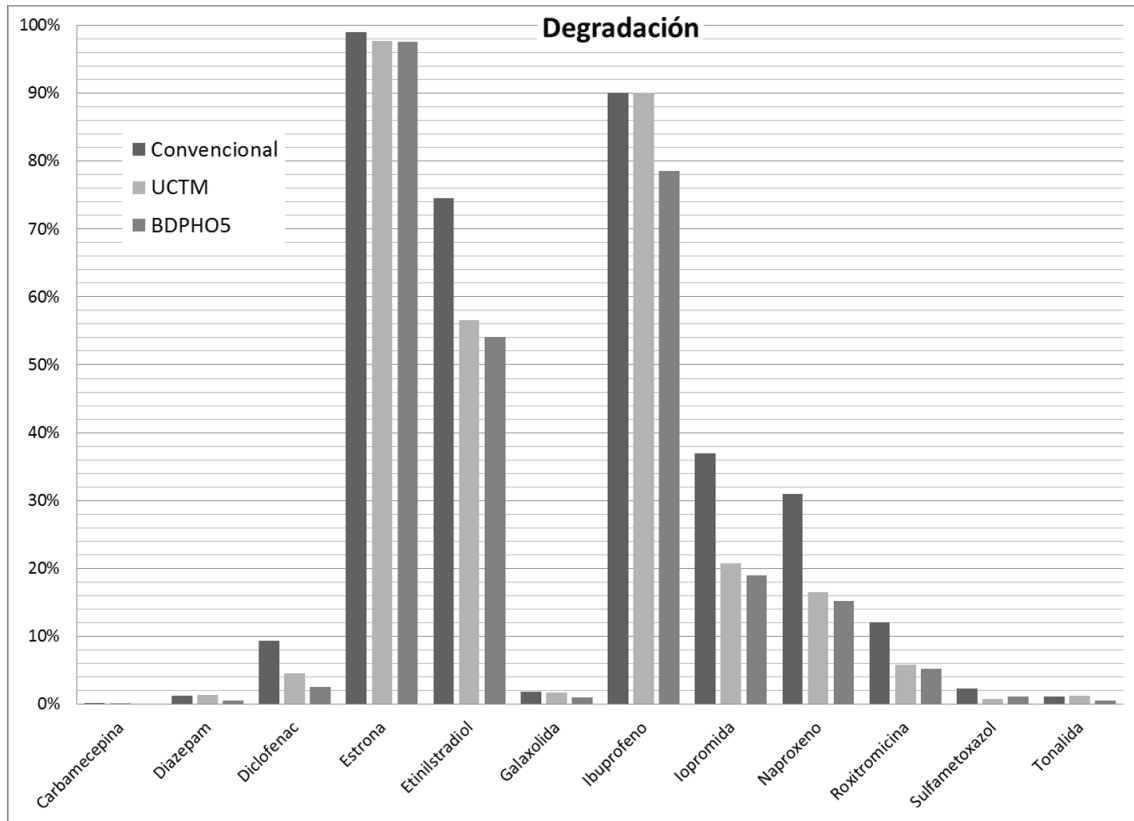


Figura 6.5.: Porcentaje de remoción de los diferentes compuestos para el mecanismo de degradación para cada alternativa evaluada

Como se puede apreciar, tres compuestos experimentan una alta degradación por parte de los microorganismos (80-100 %), éstos son el Ibuprofeno (IBU), la Estrona (E1) y el 17- α Etililestradiol (EE2). En contraposición, la Carbamecepina (BCZ), el Sulfametoxazol (SMX) y los almizcles, Galaxolida (HHCB) y Tonalida (AHTN) atraviesan el tratamiento sin recibir una transformación importante (< 5%). Por otro lado, tanto la Iopromida (IOP) como el Naproxeno (NPX) sufren una degradación moderada (30-60 %), mientras que el Diclofenac (DIC) y la Roxitromicina (ROX) experimentan una leve transformación (5-20 %). Por último, se observa una leve dependencia de acuerdo a la alternativa evaluada, con una mayor remoción manifestada a favor de la alternativa Convencional, esto se debe principalmente a la mayor cantidad de organismos heterótrofos presentes en el sistema.

Sorción

Para el mecanismo de sorción de los PPCPs se observan los resultados del comportamiento de cada uno de los compuestos en la Fig.6.6, un gráfico de

barras donde se observa claramente el grado de remoción generado a partir de este mecanismo y el pequeño grado de variabilidad según la alternativa que resulta involucrada, con una leve ventaja para el proceso convencional.

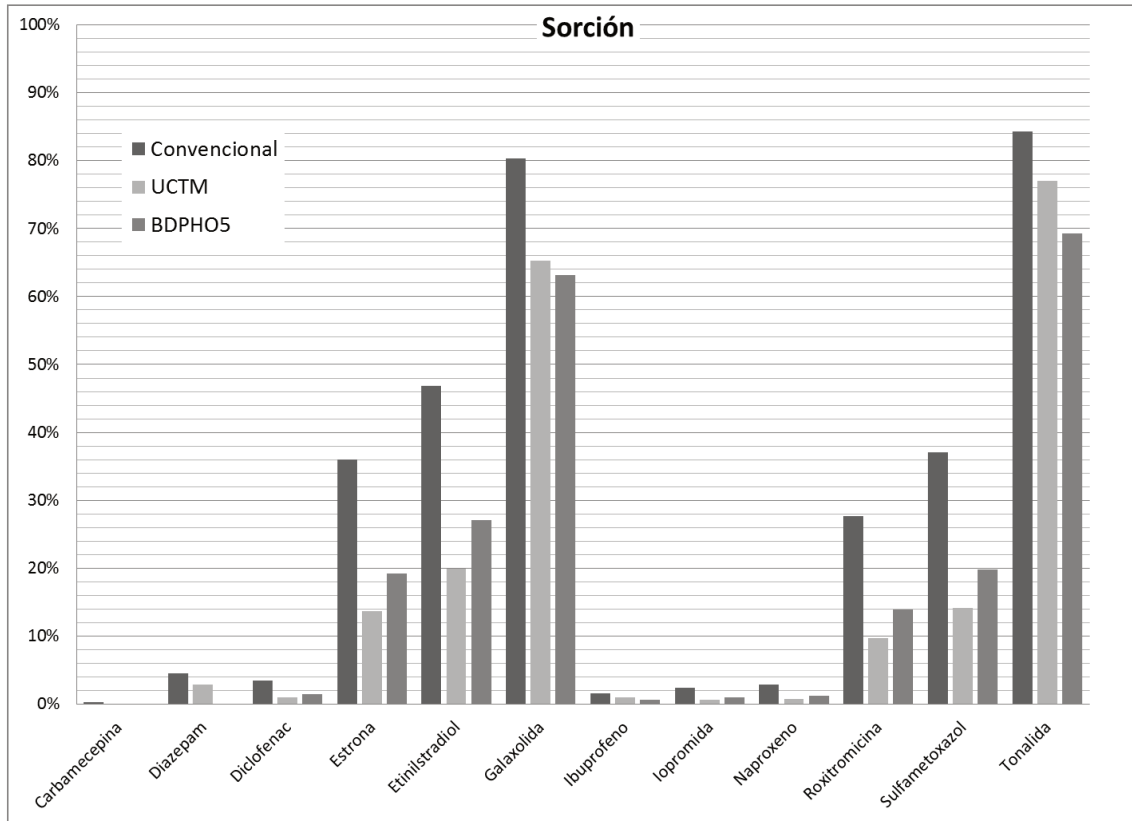


Figura 6.6.: Porcentaje de remoción de los diferentes compuestos para el mecanismo de sorción para cada alternativa evaluada

Para este mecanismo, se pueden agrupar los compuestos en tres diferentes grupos. El primer grupo es el de aquéllos que experimentan un alto grado de remoción (>80%), que incluye a los almizcles policíclicos, Galaxolida (HHCB) y Tonalida (AHTN). El segundo grupo es el de los que experimentan una moderada remoción (30-60%), incluyendo en este grupo al Sulfametoxazol (SMX), la Roxitromicina (ROX), la Estrona (E1) y el 17- α Etilnilestradiol (EE2). Por último, el tercer grupo es ocupado por aquellos compuestos cuya sorción no es relevante (< 5%), entre los cuales encontramos a la Carbamecepina (BCZ), el Ibuprofeno (IBU), la Iopromida (IOP), el Naproxeno (NPX) y el Diclofenac (DIC).

Los resultados anteriores muestran los PPCPs que se han sorbido en la biomasa presente en el reactor, cómo posteriormente esta cantidad de lodos se concentra en el clarificador y el espesador para su posterior tratamiento en la línea de lodos, lo mismo le sucede a aquellos compuestos presentes en la masa sorbida.

6.1 Simulaciones incluyendo los PPCPs

Para calcular dicha cantidad se efectuaron balances de materia que incluyen el factor de concentración en cada una de las unidades donde se produce un incremento de la biomasa en el efluente de la línea de fangos. Sin embargo, la proporción de cada compuesto sorbido en función de la masa de biosólidos (mg/kg) se mantiene para cada uno de las alternativas.

| Proceso | Convencional | | | UCTM | | | BDPH05 | | |
|----------------|--------------|--------------|-----------|---------|--------------|-----------|---------|--------------|-----------|
| | Reactor | Clarificador | Espesador | Reactor | Clarificador | Espesador | Reactor | Clarificador | Espesador |
| Carbamecepina | 0.0025 | 0.0068 | 0.0200 | 0.0011 | 0.0029 | 0.0120 | 0.9311 | 0.0030 | 0.0105 |
| Diazepam | 0.0213 | 0.0577 | 0.1704 | 0.0135 | 0.0348 | 0.1428 | 0.4725 | 0.0014 | 0.0049 |
| Diclofenac | 0.0405 | 0.1097 | 0.3239 | 0.0122 | 0.0315 | 0.1290 | 1.2283 | 0.0517 | 0.1811 |
| Estrona | 0.0021 | 0.0056 | 0.0164 | 0.0017 | 0.0045 | 0.0183 | 0.0139 | 0.0075 | 0.0263 |
| Etinilstradiol | 0.0187 | 0.0506 | 0.1496 | 0.0136 | 0.0351 | 0.1438 | 0.0720 | 0.0551 | 0.1929 |
| Galaxolida | 1.9700 | 5.3340 | 15.7574 | 1.6100 | 4.1510 | 17.0266 | 2.4860 | 4.4335 | 15.5331 |
| Ibuprofeno | 0.0244 | 0.0661 | 0.1952 | 0.0153 | 0.0394 | 0.1618 | 3.3323 | 0.0630 | 0.2206 |
| Iopromida | 0.0539 | 0.1459 | 0.4311 | 0.0194 | 0.0500 | 0.2052 | 2.8595 | 0.0833 | 0.2919 |
| Naproxeno | 0.1590 | 0.4305 | 1.2718 | 0.0552 | 0.1423 | 0.5838 | 6.8636 | 0.2361 | 0.8271 |
| Roxitromicina | 0.0150 | 0.0406 | 0.1200 | 0.0056 | 0.0145 | 0.0596 | 0.0583 | 0.0229 | 0.0801 |
| Sulfametoxazol | 0.0612 | 0.1657 | 0.4895 | 0.0237 | 0.0611 | 0.2506 | 0.1671 | 0.0935 | 0.3275 |
| Tonalida | 0.8250 | 2.2338 | 6.5989 | 0.7530 | 1.9414 | 7.9634 | 0.9850 | 1.9259 | 6.7475 |

Tabla 6.5.: Concentración en $\mu\text{g}/\text{L}$ de PPCPs en la línea de fangos activados

6.1.5. Discusión de los resultados obtenidos

Como se mencionó anteriormente, se obtuvieron mayores porcentajes de remoción en el tratamiento convencional, esto responde a la mayor cantidad de biomasa heterotrófica presente en el reactor aeróbico de la alternativa en cuestión. Los procesos de remoción de nutrientes promueven un equilibrio del crecimiento, por lo que este tipo de biomasa se encuentra en menores concentraciones debido a la competencia que existe por la materia orgánica y los nutrientes. Sin embargo, el grado de reducción experimentada sólo presenta una diferencia muy notoria para el caso de compuestos que sufren una remoción moderada como la Iopromida (IOP) y el Naproxeno (NPX).

Además, se puede destacar el cumplimiento de las conclusiones realizadas anteriormente en la bibliografía citada (Ternes et al., 2004a; Carballa et al., 2008), las cuales permitían efectuar una clasificación según el valor de la constante de degradación, $k_{i,biol}$. Durante las simulaciones, se observó una alta remoción por degradación cuando el valor de $10 \text{ L}/\text{gSS} \cdot \text{d}$ para $k_{i,biol}$ es superado, mientras que si este valor se encuentra entre 0.1 y $10 \text{ L}/\text{gSS} \cdot \text{d}$ las condiciones de operación

(HRT , concentración de biomasa activa) juegan un rol importante en el grado de remoción obtenido. Finalmente, aquellos compuestos con una constante de degradación menor a $0.1 L/gSS \cdot d$ no experimentarán degradación significativa, aún si las condiciones operativas son modificadas en pos de obtener una mejor performance de remoción. Para lograr eliminar este tipo de compuesto, si fuese requerido, se debería recurrir a tratamientos terciarios o alternativos del efluente líquido, atacando a las moléculas de un modo diferente, por ejemplo mediante los procesos avanzados de oxidación (Esplugas et al., 2007; Klavariotia et al., 2009).

Respecto del mecanismo de remoción por sorción se puede decir que, tanto la constante de sorción ($K_{d,i}$) como la cantidad de biomasa generada son importantes para que algunos PPCPs puedan ser removidos, hecho que coincide con las observaciones efectuadas anteriormente por Ternes et al., (2004a) y Carballa et al., (2008). Como se asume que este proceso es rápido dentro del digestor, en comparación con la degradación biológica, las condiciones de equilibrio estipuladas para la Ec. 5.8 pueden ser utilizadas para el modelado. Finalmente, como observación más relevante, se puede destacar que para el proceso de digestión de lodos el límite de relevancia verificado resulta en un valor alrededor de $K_{d,i} < 100 L/kgSS$, para el cual la sorción deja de ser un proceso relevante para la remoción del PPCP involucrado.

6.2. Métricas ambientales incluyendo los PPCPs

Una vez definido el comportamiento de los PPCPs dentro cada una de las alternativas de tratamiento del efluente líquido, es posible ampliar la evaluación a través del uso de una métrica ambiental (Análisis del Ciclo de Vida, ACV) para estudiar el sistema completo. Este sistema incluye también a las alternativas designadas para el manejo de los sólidos generados (incineración, compostaje, disposición), las cuales no pudieron ser simuladas dentro del software GPS-X (Hydromantis, 2011), por lo cual se recurrió a datos obtenidos anteriormente (Suh y Rousseaux, 2001; Turovskiy y Mathai, 2006) y cálculos auxiliares a través del software SuperPro Designer (Intelligen Inc., 2006) ambas operaciones permitieron obtener la información necesaria para armar el inventario del ACV a través del software OpenLCA (Green Delta, 2012).

6.2.1. Resultados obtenidos

Anteriormente, más precisamente en el Cap. 4, se explicó que el análisis de métricas ambientales fue efectuado en un sistema que contempla tanto el tratamiento de líquidos residuales, como la gestión y tratamiento de los sólidos generados durante el proceso de depuración. Como se puede apreciar en la Fig. 6.7 el sistema está conformado por dos subsistemas: (a) el de efluentes líquidos, con tres alternativas (Convencional, UCTM y Bardenpho 5) y (b) el de efluentes sólidos (Disposición, Incineración y Compostaje). A través del software OpenL-CA se confeccionaron los esquemas para cada una de las alternativas, volcando los datos producidos anteriormente (simulaciones, datos y cálculos secundarios), obteniendo el valor de los impactos ambientales de cada alternativa seleccionada. Se destaca que el método utilizado para la cuantificación de impactos fue el CML2001 (Guinée et. al, 2004) el cual ya fue anteriormente explicado y analizado, así como también la justificación de la selección de determinadas categorías en la Sección 4.5 (pág. 145).



Figura 6.7.: Sistema sometido a estudio, conformado por los subsistemas de efluentes líquidos y sólidos.

6.2.1.1. Resultados para el Subsistema de Efluentes Líquidos

La primera comparación efectuada se realizó para determinar qué alternativa del Subsistema de Efluentes Líquidos presenta mejor performance que las otras. Como se observó anteriormente, en el Cap. 4, aquella alternativa que logra reducir el consumo de energía y proporciona mejores resultados en la remoción de nutrientes será la que se posicione como la más eficiente. En este caso se compararon las alternativas Convencional, proceso de la Universidad de Cape Town Modificado (UCTM) y proceso Bardenpho de 5 Etapas. En la Fig. 6.8 se observa que todas las alternativas presentan un comportamiento muy similar en las

categorías de toxicidad (FAETP, HTP, TAEP) y en la categoría de Calentamiento Global (GWP). Esto se debe principalmente a dos cuestiones, las opciones presentan un consumo energético muy similar y, por otro lado, la matriz asociada a los procesos de producción energética se basa fundamentalmente en la quema de combustibles fósiles y gas natural (Secretaría de Energía, 2010). Por lo tanto, el porcentaje de reducción de los compuestos estudiados (PPCPs) y la materia orgánica (DQO) remanente en el efluente no influyen en las categorías relevadas hasta el momento.

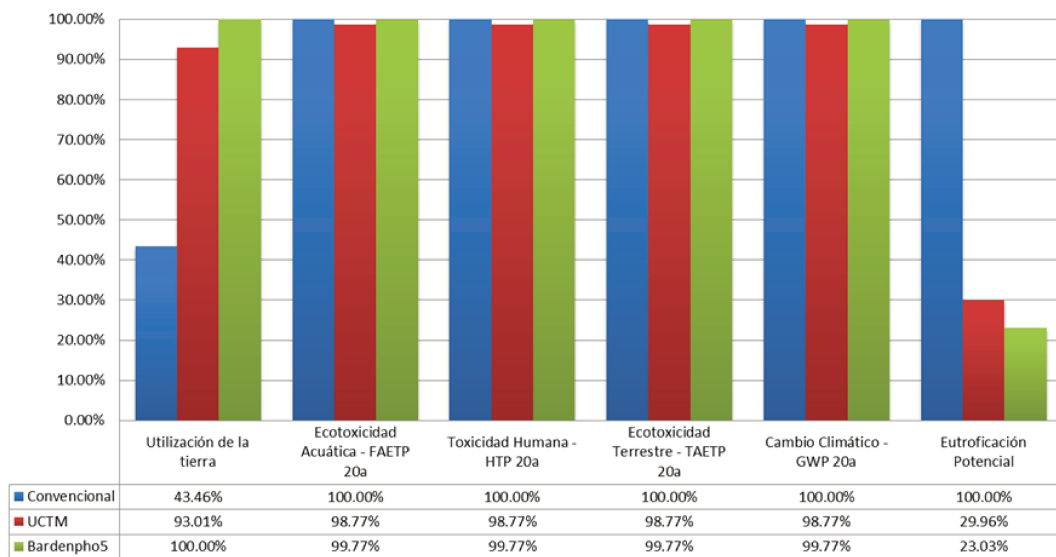


Figura 6.8.: Resultados obtenidos en el AICV a través del método CML2001 para las alternativas de tratamiento del efluente líquido.

Por último, las categorías de impacto restantes indican una mayor utilización del suelo para el caso de las opciones que proporcionan remoción de nutrientes, lo que se encuentra estrictamente relacionado con el mayor número de reactores y el incremento de volumen que poseen las alternativas. La categoría relacionada con el impacto producido por las descarga de nutrientes (Eutrofización Potencial) refleja las grandes mejoras esperadas con la inclusión de la remoción de nutrientes (procesos UCTM y Bardenpho 5), que reducen el impacto en una cantidad menor al 30 % de lo generado con el caso Convencional (sin remoción de nutrientes).

6.2.1.2. Resultados para el Subsistema de Efluentes Sólidos

A partir de los resultados obtenidos anteriormente se escogió a la alternativa Bardenpho de 5 Etapas como aquella de mejor rendimiento mostrado a lo largo de

todas las categorías. Luego, cada una de las alternativas para el subsistema del efluente sólido (Disposición, Incineración y Compostaje) fueron aplicadas para obtener el análisis del sistema completo. Luego, con la información disponible fueron confeccionados los esquemas dentro del software OpenLCA para obtener de esta manera los impactos de cada escenario posible.

6.2.1.3. Evaluación del Sistema Completo

Como se puede observar en la (Fig.6.9), la alternativa de incineración de los lodos presenta valores mayores en las categorías de impacto de Ecotoxicidad Terrestre (TAETP) y Calentamiento Global (GWP), esto se debe a la energía eléctrica adicional requerida para el secado de los lodos. Respecto de la utilización del suelo, se observa la marcada diferencia que produce la incineración respecto de las otras alternativas, ya que como es sabido se produce una reducción de hasta el 90% del volumen generado de lodos (Turovskiy y Mathai, 2006).

Es en este tópico, la diferencia entre los volúmenes de sólidos a transportar, donde las diferencias entre los resultados obtenidos en las demás categorías encuentran explicación. Por ejemplo, los impactos en las categorías de Ecotoxicidad Acuática (FAETP) y Humana (HTP) son mayores para las alternativas de compostaje y disposición, con una marcada diferencia en la primera. Esto se debe principalmente al mayor requerimiento de transporte necesitado, que se traduce en impactos por el sistema de transporte y el consumo de combustibles.

Si se estima que el proceso de compostaje reduce la cantidad de sólidos a manejar en un 10% (Turovskiy y Mathai, 2006), esa es la diferencia que se producirá al comparar los impactos de este método contra la disposición final en un relleno sanitario. Se puede decir, que los procesos de compostaje y disposición final resultan buenas alternativas para el manejo de los sólidos cuando el lugar necesario para desarrollarlas no sean un impedimento. Por otro lado, la selección del proceso de incineración debe ser considerada cuando ese espacio necesario no se encuentre disponible. Sin embargo, las simplificaciones efectuadas como la distancia a cubrir, el grado de reducción de los volúmenes de sólidos pueden afectar las conclusiones efectuadas hasta el momento.

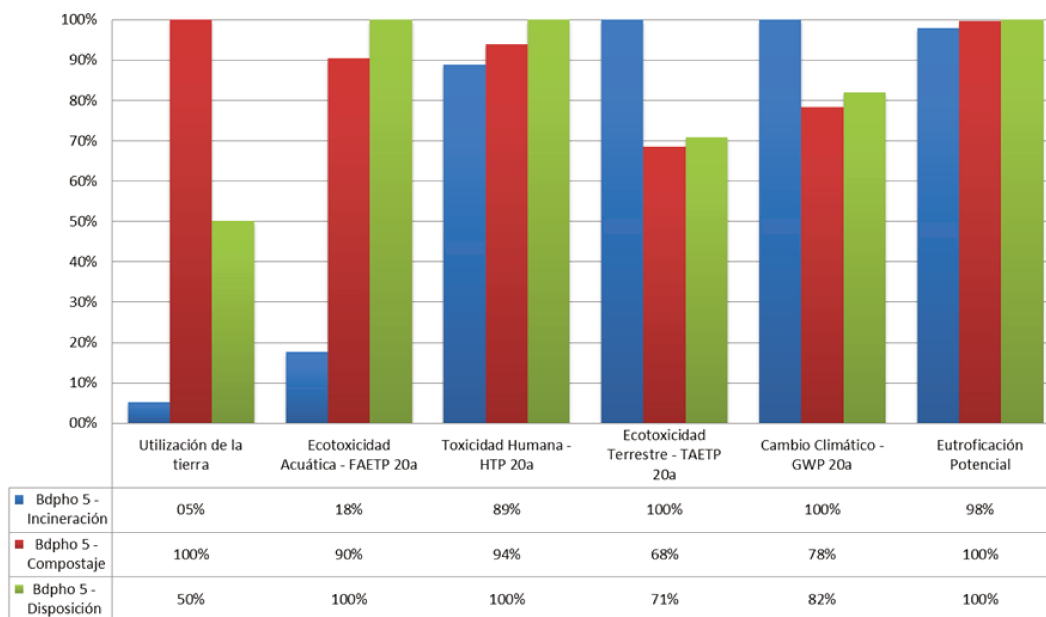


Figura 6.9.: Resultados obtenidos en el AICV a través del método CML2001 para las alternativas de tratamiento del efluente sólido aplicadas al proceso Bardepho de 5 Etapas.


6.2.2. Discusión de los resultados obtenidos

A través del análisis individual proporcionado por el software OpenLCA se intentó observar el efecto de la contaminación y toxicidad ligado a la presencia de PPCPs en las aguas residuales y lodos generados (compostaje), llegando a la conclusión de que tal efecto se encuentra totalmente enmascarado por la presencia de otras sustancias emitidas en los procesos de generación de energía, que son necesarios para el funcionamiento de cada uno de los sistemas de tratamiento.

Para apreciar este tópico en profundidad, se confeccionó un resumen en la Tab. 6.6, donde se observa el aporte de cada uno de los flujos para la categoría de impacto de Ecotoxicidad Acuática (FAETP 20a), tratando de identificar la contribución de los PPCPs remanentes en el efluente tratado. Este análisis flujo por flujo revela que el principal responsable del impacto en esta categoría son las emisiones de Bario, seguido de las emisiones de Berilio, Níquel y otras descargas producidas en los cuerpos de agua durante los procesos de generación de energía.

6.2 Métricas ambientales incluyendo los PPCPs

Tabla 6.6.: Contribuciones por flujo de materiales para la categoría de impacto FAETP 20a de toxicidad acuática.

Impact category  freshwater aquatic ecotoxicity - FAETP 20a

| Contribution | Flow | Total amount | Single amount | Unit |
|--------------|---------------|--------------|---------------|---------------|
| 96.63% | Barium | 7.77507E4 | 7.51269E4 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 01.34% | Beryllium | 7.77507E4 | 1041.12139 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.78% | Nickel, ion | 7.77507E4 | 606.59772 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.34% | Vanadium, ion | 7.77507E4 | 264.31638 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.21% | Copper, ion | 7.77507E4 | 166.45112 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.15% | Phenol | 7.77507E4 | 120.26638 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.13% | Nickel, ion | 7.77507E4 | 98.54718 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.11% | Cobalt | 7.77507E4 | 83.23429 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.06% | Cadmium, ion | 7.77507E4 | 48.55600 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.06% | Arsenic, ion | 7.77507E4 | 48.28307 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.06% | Zinc, ion | 7.77507E4 | 46.00840 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.03% | Thallium | 7.77507E4 | 22.13307 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.02% | Cobalt | 7.77507E4 | 16.04988 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.02% | Molybdenum | 7.77507E4 | 12.39327 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.02% | Formaldehyde | 7.77507E4 | 12.05230 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.01% | Selenium | 7.77507E4 | 8.90933 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.01% | Copper, ion | 7.77507E4 | 8.90253 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.00% | Chromium, ion | 7.77507E4 | 3.42474 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.00% | Selenium | 7.77507E4 | 3.13823 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.00% | Lead | 7.77507E4 | 3.01821 | kg 1,4-DCB-Eq |

Para el otro tópico que nos interesa, la presencia de los PPCPs en los barros generados, se confeccionaron dos tablas resúmenes (Tab.6.7, Tab.6.8), donde se observa el aporte de cada uno de los flujos para la categoría de impacto de Ecotoxicidad Terrestre y Humana (TAETP y HTP), tratando de identificar la contribución de los PPCPs remanentes en el lodo compostado. Las otras dos opciones, incineración y disposición final, no revisten importancia ya que son procesos donde los compuestos son transformados por la combustión y/o aislados en un relleno sanitario.

Un análisis flujo por flujo revela que el principal responsable del impacto en ambas categorías son las emisiones del ión Níquel. Luego, en la categoría de impactos en la salud humana (HTP) las emisiones de Arsénico, Bario, Benceno, Cobalto y Cadmio son las restantes contribuciones que generan mayores efectos negativos (Tab.6.7). Después del impacto provocado por el Níquel, en la categoría de Toxicidad Terrestre (TAETP), le siguen aquellos provocados por las emisiones producidas de Mercurio, Cobalto y Formaldehído (Tab.6.7).

Una vez más se observa cómo el potencial efecto negativo de la presencia de algunos PPCPs se encuentra totalmente enmascarado por la presencia de otras sustancias emitidas en los procesos de generación de energía, dándole una mayor relevancia a la necesidad de rever la matriz energética actual y procurar procesos que utilicen fuentes de energías renovables, en pos de procesos más eficientes para el medio ambiente.

Tabla 6.7.: Contribuciones por flujo de materiales para la categoría de impacto TAETP 20a.

Impact category terrestrial ecotoxicity - TAETP 20a Cut

| Contribution | Flow | Total amount | Single amount | Unit |
|--------------|--|--------------|---------------|---------------|
| 34.28% | Nickel, ion | 17.44095 | 5.97811 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 29.68% | Mercury | 17.44095 | 5.17628 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 18.56% | Cobalt | 17.44095 | 3.23770 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 11.31% | Formaldehyde | 17.44095 | 1.97274 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 02.46% | Selenium | 17.44095 | 0.42853 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 01.75% | Beryllium | 17.44095 | 0.30583 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 01.26% | Arsenic | 17.44095 | 0.22013 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.39% | Cadmium | 17.44095 | 0.06718 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.22% | Acrolein | 17.44095 | 0.03772 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.04% | Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin | 17.44095 | 0.00739 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.02% | Hydrogen fluoride | 17.44095 | 0.00268 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.01% | Lead | 17.44095 | 0.00216 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.01% | Chromium VI | 17.44095 | 0.00199 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.01% | PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons | 17.44095 | 0.00096 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.00% | Mercury | 17.44095 | 0.00085 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.00% | Phenol | 17.44095 | 0.00051 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.00% | Benzene | 17.44095 | 4.87628E-5 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.00% | Toluene | 17.44095 | 4.74505E-5 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.00% | Ethene, tetrachloro- | 17.44095 | 3.02198E-5 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.00% | Phthalate, dimethyl- | 17.44095 | 2.16492E-5 | kg 1,4-DCB-Eq |

Tabla 6.8.: Contribuciones por flujo de materiales para la categoría de impacto HTP 20a.

Impact category human toxicity - HTP 20a Cut

| Contribution | Flow | Total amount | Single amount | Unit |
|--------------|--|--------------|---------------|---------------|
| 69.00% | Nickel, ion | 1.94432E5 | 1.34156E5 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 11.39% | Arsenic | 1.94432E5 | 2.21512E4 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 07.63% | Barium | 1.94432E5 | 1.48313E4 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 03.34% | Benzene | 1.94432E5 | 6493.55220 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 02.41% | Cobalt | 1.94432E5 | 4681.28698 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 02.02% | Cadmium | 1.94432E5 | 3936.63106 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 01.52% | Nitrogen oxides | 1.94432E5 | 2962.43828 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.85% | Chromium VI | 1.94432E5 | 1661.29724 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.63% | Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin | 1.94432E5 | 1217.87146 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.45% | Sulfur dioxide | 1.94432E5 | 880.55554 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.28% | PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons | 1.94432E5 | 550.77454 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.18% | Beryllium | 1.94432E5 | 344.18942 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.05% | Particulates, > 2.5 um, and < 10um | 1.94432E5 | 99.30083 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.04% | Hydrogen fluoride | 1.94432E5 | 86.50024 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.04% | Benzene | 1.94432E5 | 76.24717 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.03% | Arsenic, ion | 1.94432E5 | 57.80260 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.03% | Thallium | 1.94432E5 | 52.29980 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.02% | Selenium | 1.94432E5 | 44.03258 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.02% | Particulates, > 2.5 um, and < 10um | 1.94432E5 | 42.45272 | kg 1,4-DCB-Eq |
| 00.01% | Hydrogen chloride | 1.94432E5 | 19.48743 | kg 1,4-DCB-Eq |

6.3. Bibliografía del Capítulo

[Carballa-2008] CARBALLA, G., M. and Fink, F. OMIL, J. LEMA, y T. TERNES. «Determination of the solid-water distribution coefficient (Kd) for pharmaceuticals, estrogens and musk fragrances in digested sludge.» *Water research*, 42, (2008), 287–295.

[Carballa-2004] CARBALLA, M., F. OMIL, J.M. LEMA, M. LLOMPART,

6.3 Bibliografía del Capítulo

- C. GARCÍA-JARES, I. RODRÍGUEZ, M. GÓMEZ, y T. d TERNES. «Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant.» *Water Research*, 38, (2004), 2918–2926.
- [SecretariaEnergia-2010] DE ENERGÍA, Secretaría. «Información del Mercado, Secretaría de Energía de la Nación.», 2010. URL http://energia3.mecon.gov.ar/contenidos/archivos/Reorganizacion/informacion_del_mercado/publicaciones/mercado_electrico/estadisticosectorelectrico/2010/parte1y2/genpotcombpanuario10.zip.
- [Esplugas-2007] ESPLUGAS, S., D. M. BILA, L.G.T. KRAUSE, y M. DE ZOTTI. «Ozonation and advanced oxidation technologies to remove endocrine disrupting chemicals (EDCs) and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in water effluents.» *Journal of Hazardous Materials*, 149(3), (2007), 631–642.
- [Guinee-2004] GUINÉE, J. B., M. GORRÉE, R. HEIJUNGS, G. HUPPES, R. KLEIJN, A. DE KONING, L. VAN OERS, A. WEGENER SLEESWIJK, S. SUH, y H. UDO DE HAES. *Handbook on Life Cycle Assessment*. Kluwer Academic Publishers, 2004.
- [Hydromantis-2011] HYDROMANTIS, Inc. «GPS-X User's manual.» *Inf. téc.*, Hydromantis, Inc., Hamilton, Ontario (Canada), 2011.
- [Intelligen-2006] INTELLIGEN, Inc. *SuperPro Designer. User's Guide*. Intelligen, Inc., 2326 Morse Ave. Scotch Plains, NJ 07076, USA, 2006.
- [Joss-2005] JOSS, A., E. KELLER, A.C. ALDER, A. GÖBEL, C.S. MCARDELL, T. TERNES, y H. SIEGRIST. «Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment.» *Water Research*, 39, (2005), 3139–3152.
- [Klavariotia-2009] KLAVARIOTIA, M., D. MANTZAVINOS, y D. KASSINOS. «Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes.» *Environment International*, 35, (2009), 402–417.

- [StevensGarmon-2011] STEVENS-GARMON, J., J. DREWES, S.J. KHAN, J.A. McDONALD, y E.R.V. DICKENSON. «Sorption of emerging trace organic compounds onto wastewater sludge solids.» *Water Research*, 45, (2011), 3417–3426.
- [Suh-2001] SUH, J.H., y P. ROUSSEAU. «An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios.» *Resource Conservation and Recycling*, 35, (2001), 191–200.
- [GreenDelta-2012] TC, Green Delta. *Using pedigree features in openL-CA*. Green Delta TC, Berlin, June 2012.
- [Tchobanoglous-2003] TCHOBANOGLIOUS, G., F. BURTON, y D. STENSEL. *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse 4 ed.* McGraw-Hill Companies, Inc., 2003.
- [Ternes-2004c] TERNES, T., N. HERRMANN, M. BONERZ, T. KNACKER, H. SIEGRIST, y A. JOSS. «A rapid method to measure the solid-water distribution coefficient for pharmaceutical and musk fragrances.» *Water Research*, 38, (2004), 4075–4084.
- [Ternes-2004a] TERNES, T.A., T. JANEX-HABIBI. M.L.AND KNACKER, N. KREUZINGER, y H. SIEGRIST. «Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse.» *Inf. téc.*, Project acronym POSEIDON, 2004.
- [Turovskiy-2006] TUROVSKIY, I., y P.K. MATHAI. *Wastewater Sludge Processing*. John Wiley & Sons, Inc., 2006.
- [WEF-1998] WEF. *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants: WEF Manual of Practice No. 8*. McGraw-Hill Education, 1998.

7. Conclusiones

7.1. Conclusiones generales

A lo largo de este trabajo de investigación se analizó la problemática relacionada no sólo con la presencia de los Fármacos y Productos de Cuidado Personal (PPCPs) en las plantas de tratamiento de aguas residuales y su comportamiento, sino que también se procuró examinar una metodología de cuantificación de impactos que permita el diseño y desarrollo de procesos que busquen la mejor performance sin dejar de lado su relación con el medio ambiente.

Con este objetivo de obtener procesos que sean más benignos para el medio ambiente, es que se analizó el caso de aquellos procesos vinculados al tratamiento de aguas residuales municipales. Más precisamente, se enfatizó en la utilización de los procesos biológicos de remoción de nutrientes como posible mejora de los tratamientos convencionales de depuración de aguas residuales (oxidación biológica con lodos activados).

Los resultados obtenidos en esta etapa demostraron la importancia de incluir la remoción biológica como una alternativa de diseño, ya que producen mejoras en el efluente vertido y, al mismo tiempo, ayudan a reducir el consumo energético por la inclusión de procesos biológicos en condiciones anaeróbicas y anóxicas. De esta manera se mostró la necesidad de incorporar este tipo de procesos en las plantas de tratamiento convencionales, o lo que sería mejor, considerarlas

desde un principio en el momento de efectuar el diseño del tratamiento.

A nivel individual el proceso Bardenpho de 5 etapas mostró los mejores resultados, en ambas características analizadas, la remoción conjunta de nutrientes y la reducción del consumo energético necesario para llevar a cabo el tratamiento. No obstante, la operación de este tipo de procesos representa un desafío importante en pos de obtener una mejor calidad en el vertido del efluente y biosólidos más enriquecidos, lo suficientemente útil para la aplicación al suelo o el compostaje.

Por otro lado, tampoco se dejó de lado el manejo de los biosólidos generados durante el tratamiento de las aguas, sino que se integraron varias alternativas para poder efectuar una evaluación de un sistema completo que gestione ambos efluentes. En esta categoría se halló que la cantidad de lodos generados, en una planta de grandes dimensiones, puede llegar a ser muy grande; lo que implica que el manejo de los mismos sea primordial al momento de obtener esquemas de tratamiento eficientes para el medio ambiente.

En esta categoría se presenta al compostaje y la disposición final como buenas alternativas, con la diferencia de que el primero es capaz de generar un producto beneficioso y el segundo permite confinar los lodos evitando posibles focos de contaminación. En cambio, el proceso de incineración resulta viable sólo cuando las condicionantes de espacio requeridas por las alternativas mencionadas anteriormente no son satisfechas.

Los análisis efectuados de las diferentes alternativas no hubieran podido ser posibles sin la asistencia de los simuladores computacionales, los cuales facilitaron la elaboración de los diferentes escenarios analizados. A su vez, también permitieron una flexibilización de los diferentes parámetros involucrados en el funcionamiento de cada uno de los procesos, hecho que resulta relevante en la búsqueda de procesos más eficientes y que generen menores impactos en el medio ambiente. Es en este último tópico donde el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), la otra herramienta evaluada y posteriormente aplicada, intervino para asistir como me-

metodología de comparación y selección ante la variedad de escenarios disponibles para llevar a cabo el tratamiento integral de los efluentes.

Fueron analizadas tres metodologías diferentes de cuantificación de impactos, el algoritmo de reducción de residuos (WAR), el análisis de ecoeficiencia (BASF) y el Análisis de Ciclo de Vida (ACV). Se encontraron notorias diferencias con la primera metodología, la que resulta un tanto más básica que las dos posteriores. Estas dos metodologías presentan características muy similares, debido a que el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se presenta como una metodología más completa, que posee diversidad en la cuantificación de impactos y se encuentra avalada por normas internacionales fue seleccionada para llevar a cabo la evaluación de métricas, pero se destaca que en ningún momento se efectuó un ACV completo ya que no se planteó tal objetivo en el presente trabajo de investigación.

7.2. Conclusiones específicas

Como resultados más sobresalientes se puede mencionar que los resultados obtenidos para el comportamiento de los PPCPs, tanto en la degradación como sorción obtenida en cada una de las simulaciones, se ajustan a las observaciones efectuadas anteriormente en la bibliografía específica del tema.

Se obtuvieron mayores porcentajes de degradación en el tratamiento convencional, lo que se relaciona con la mayor cantidad de biomasa heterotrófica presente en el reactor aeróbico de la alternativa en cuestión. Sin embargo, esta diferencia con las otras alternativas fue notoria sólo para un par de compuestos que además experimentaron remoción moderada. Además, una clasificación de la biodegradabilidad de los PPCPs, que fue efectuada anteriormente en la bibliografía consultada y se basa en el valor de la constante de degradación ($k_{i,biol}$), pudo ser comprobada a través de los resultados obtenidos.

Respecto del mecanismo de sorción se puede decir que, tanto la constante de

sorción ($K_{d,i}$) como la cantidad de biomasa generada son importantes para que algunos PPCPs experimenten una remoción considerable, lo que coincide con las observaciones efectuadas anteriormente por diferentes autores. Al igual que en el caso de la degradación, un límite de relevancia pudo ser establecido para el valor de $K_{d,i}$.

Sin lugar a dudas, la presencia de PPCPs en las plantas de tratamiento es un hecho comprobado en todos aquellos lugares donde se han efectuados análisis para detectarlos. Sin embargo, la escasa cantidad de trabajos relacionados al tema todavía dejan abiertos ciertos interrogantes en esta problemática, una de ellas es la de incluir a aquellos metabolitos provenientes de un PPCP en particular, cuyo comportamiento puede ser totalmente diferente a las del PPCP de donde proviene.

Otra problemática que pudo ser observada fue la amplia cantidad de compuestos involucrados, ya sea por problemas en la clasificación y definición de los mismos (no hay regulaciones), o por el simple hecho de que nuevos compuestos son sintetizados día a día y algunos pasan a ocupar un lugar dentro de este grupo de nuevos contaminantes.

Durante el desarrollo de la investigación se trabajó con una gran cantidad de datos extraídos de fuentes provenientes de países pertenecientes a la Unión Europea, con las limitaciones e implicancias que esto conlleva. Ante la falta de normativa vigente en la temática referida al compostaje de sólidos provenientes de planta de tratamiento, se adoptaron normas que fueron tomadas de países como los Estados Unidos. De esta manera se refleja la carencia de datos, no sólo de los compuestos abordados en el estudio (PPCPs) sino también de aquellos parámetros fundamentales para la elaboración de un tratamiento integral de los efluentes tanto del subsistema líquido como sólido.

Lo mencionado anteriormente permite abrir diferentes perspectivas posibles para analizar en posteriores trabajos de investigación, las cuales pueden incluir la ge-

7.2 Conclusiones específicas

neración de datos útiles para la generación de simulaciones que se encuentren adaptadas a las condiciones y características que se presentan en nuestro territorio y población. Por otro lado, la evaluación de otros tipos de contaminantes que pueden ser encontrados en las plantas de tratamiento como los nanomateriales, retardantes de llama, metales pesados, etc.

Por último, y no menos importante, el desarrollo de tecnologías que permitan una mudanza de la matriz energética actual, la cual al momento de generar procesos amigables con el medio ambiente, se presenta como un obstáculo inicial para poder aplicar una metodología de cuantificación de los impactos.

Índice de figuras

| | |
|--|-----|
| 1.1. Desglose del uso de agua dulce en países desarrollado y en vías de desarrollo. FAO (2011) | 5 |
| 1.2. Consumo de agua per cápita en los diferentes países del mundo. ONU (2012) | 6 |
| 2.1. Esquema de las partes principales de una EDAR. | 40 |
| 2.2. Reducción de Sólidos Suspendidos volátiles versus el producto de la temperatura en (°C) por la edad del barro (d) | 60 |
| 2.3. Evolución de la temperatura (Respiración de CO_2) durante las fases del compostaje aeróbico | 73 |
| 3.1. Modelos incluidos dentro de un paquete de simulación de plantas de tratamiento | 88 |
| 3.2. División caracterizada de los componentes de la materia carbonácea del modelo ASM 1 | 95 |
| 3.3. División caracterizada de los componentes de la materia nitrogenada del modelo ASM 1 | 96 |
| 3.4. Diferencias entre los modelos ASM 1 y ASM 3 | 99 |
| 3.5. Esquema del proceso convencional de tratamiento simulado en GPS-X | 103 |
| 3.6. Esquema del proceso Luzdack-Ettinger para remoción de nitrógeno simulado en GPS-X | 104 |
| 3.7. Esquema del proceso Luzdack-Ettinger Modificado para remoción de nitrógeno simulado en GPS-X | 104 |
| 3.8. Esquema del proceso Whürman para remoción de nitrógeno simulado en GPS-X | 105 |
| 3.9. Esquema del proceso Bardenpho de 4 para remoción de nitrógeno simulado en GPS-X | 106 |
| 3.10. Esquema del proceso convencional simulado en GPS-X | 109 |
| 3.11. Esquema del proceso UCT Modificado simulado en GPS-X | 109 |
| 3.12. Esquema del proceso Bardenpho de 5 etapas simulado en GPS-X | 110 |

| | |
|--|-----|
| 3.13. Esquema del proceso Bardenpho de 5 etapas modificado simulado en GPS-X | 111 |
| 4.1. Balance global de impacto producido por un proceso químico . . . | 120 |
| 4.2. Análisis de ciclo de vida dentro del Análisis de Ecoeficiencia . . . | 124 |
| 4.3. Huella ambiental de la BASF aplicada en 3 alternativas diferentes | 129 |
| 4.4. Portfolio de Ecoeficiencia de la BASF para una comparación entre 3 alternativas | 130 |
| 4.5. Metodología ACV - Fases de un ACV (ISO 14040, 2006) | 135 |
| 4.6. Esquema cualitativo del sistema estudiado y fuente de los datos utilizados | 147 |
| 4.7. Comparación de los impactos ambientales producidos por las alternativas del subsistema líquido | 151 |
| 4.8. Comparación entre las alternativas para el subsistema sólido aplicadas a la alternativa Bardenpho de 5 etapas | 152 |
| 4.9. Comparación entre las alternativas que hace un mayor y menor Uso del Suelo | 153 |
| 5.1. Eficiencias de remoción en la fase acuosa obtenida durante ensayos de coagulación-floculación | 162 |
| 5.2. Constantes de degradación biológica de pseudo primer orden. . . | 168 |
| 5.3. Remoción de PPCPs en plantas de tratamiento de aguas residuales | 170 |
| 5.4. Efecto de la inclusión de la remoción biológica de nitrógeno y fósforo y utilización de membranas en el porcentaje de remoción de los PPCPs. (Miege et al., 2009) | 172 |
| 5.5. Remoción de PPCP en plantas de tratamiento. Miege et al. (2009) | 172 |
| 5.6. Mecanismos presentes en la sorción de compuestos químicos en una bacteria. | 174 |
| 5.7. Porcentaje de sorción para 4 compuestos diferentes en función de la producción de barro (100, 200, 300 y 400gSSm-3) y el valor de la constante de partición (fuente: Ternes et al., 2004) | 175 |
| 5.8. Valores de $\log K_{oc}$ versus $\log Dow$ en una planta en Denver para compuestos con diferente tipo de cargas (Stevens-Garmon et al., 2011). | 178 |
| 5.9. Ajuste de modelos previamente publicados a los valores obtenidos de K_{oc} en la planta de tratamiento Denver Metro (Stevens-Garmon et al., 2011). | 180 |

| | |
|---|-----|
| 5.10. Ajuste de la ecuación corregida con los valores medidos por Stevens-Garmon et al. (2011). | 182 |
| 5.11. Valores de $\log K_{d,i}$ versus $\log K_{ow}$ para compuestos con diferente tipo de cargas y para diferentes condiciones: (a) pH=6.7, (b) pH=5.6 (fuente: Urase & Kikuta, 2005). Compuestos: 17 b-estradiol (E2), 17a-etinilestradiol (EE2), bisphenol A (BPA), estrona (E1), benzofenona (BZP), propifenazona (PPZ) y carbamazepina (CBZ), gemfibrozilo (GFZ), ácido clofíbrico (CA), ibuprofeno (IBP), fenoprofeno (FEP), ketoprofeno (KEP), naproxeno (NPX), diclofenac (DCF) e indometacina (IDM). | 183 |
| 6.1. Esquema para el tratamiento convencional simulado con un caudal de 20 000 m^3/d | 194 |
| 6.2. Esquema para el proceso de la Universidad de Cape Town Modificado para un caudal de 20 000 m^3/d | 195 |
| 6.3. Esquema para el proceso Bardenpho de 5 Etapas para un caudal de 20 000 m^3/d | 196 |
| 6.4. Porcentaje de remoción de los diferentes compuestos para el mecanismo de degradación para cada alternativa evaluada | 200 |
| 6.5. Porcentaje de remoción de los diferentes compuestos para el mecanismo de degradación para cada alternativa evaluada | 201 |
| 6.6. Porcentaje de remoción de los diferentes compuestos para el mecanismo de sorción para cada alternativa evaluada | 202 |
| 6.7. Sistema sometido a estudio, conformado por los subsistemas de efluentes líquidos y sólidos. | 205 |
| 6.8. Resultados obtenidos en el AICV a través del método CML2001 para las alternativas de tratamiento del efluente líquido. | 206 |
| 6.9. Resultados obtenidos en el AICV a través del método CML2001 para las alternativas de tratamiento del efluente sólido aplicadas al proceso Bardenpho de 5 Etapas. | 208 |
| A.1. Metabolitos del Diclofenac | 241 |
| A.2. Metabolitos del Ibuprofeno | 242 |
| A.3. Oxidación de la Carbamecepina | 244 |
| A.4. Decantador circular utilizado tanto para el tratamiento primario como secundario | 249 |
| A.5. Sistema de barros activados - Reactor biológico CSTR con posterior separación y reciclaje de barros | 249 |

| | |
|---|-----|
| A.6. Reactor Flujo Pistón | 250 |
| A.7. Sección vertical de un espesador de fangos | 250 |
| A.8. Transformaciones biológicas por los heterótrofos en el modelo Mantis2 | 266 |
| A.9. Transformaciones biológicas por los oxidantes de Amoníaco y nitritos en el modelo Mantis2 | 266 |
| A.10. Transformaciones biológicas por organismos acumuladores de fósforo en el modelo Mantis2 | 267 |
| A.11. Gráfico comparativo en escala logarítmica para las concentraciones de entrada y salida de diversos PPCPs | 277 |
| A.12. Eficiencias de remoción en \log_{10} de compuestos seleccionados en aquellas EDAR que utilizan operaciones de tratamiento de aguas residuales tradicionales | 278 |

Índice de Tablas

| | |
|--|-----|
| 1.1. Graduación del agua residual en términos de DBO_5 y DQO | 17 |
| 1.2. Farmacéuticos encontrados en plantas de tratamientos de aguas residuales municipales | 22 |
| 2.1. Tiempo de retención en horas para decantadores primarios | 43 |
| 2.2. Valores para cargas superficiales en $m^3/m^2 \cdot h$ para sedimentadores primarios | 43 |
| 2.3. Parámetros típicos de diseño para procesos de barros activados comúnmente usados | 47 |
| 2.4. Valores de parámetros de diseño típicos para sedimentadores secundarios | 52 |
| 2.5. Procesos unitarios para la remoción de constituyentes encontradas en aguas residuales tratadas | 53 |
| 2.6. Criterios de diseño para un digestor aeróbico | 59 |
| 2.7. Proceso Biológicos de Remoción de Nitrógeno | 78 |
| 2.8. Proceso Biológicos de Remoción de Nitrógeno y Fósforo | 80 |
| 3.1. Resumen de los resultados obtenidos en las simulaciones | 107 |
| 3.2. Valores típicos utilizados en las simulaciones (Grady Jr. et al., 1999).108 | |
| 3.3. Valores típicos para un agua residual municipal de características moderadas (Hydromantis, 2011). | 108 |
| 3.4. Resumen de los resultados obtenidos en las simulaciones para 1 año de operación | 111 |
| 4.1. Niveles de sofisticación de un ACV | 133 |
| 4.2. Inventario resumido de entradas y salidas para un año de funcionamiento del subsistema efluente líquido | 149 |
| 4.3. Inventario resumido de entradas y salidas para un año de funcionamiento del subsistema sólido | 149 |
| 5.1. Tabla resumen del porcentaje de reducción de PPCPs en tratamientos convencionales | 165 |

| | |
|---|-----|
| 5.2. Valores de $K_{d,i}$ y K_{oc} obtenidos por Stevens-Garmon et al. (2011), para diferentes compuestos en barros activados pertenecientes a dos plantas de tratamiento diferentes. | 177 |
| 5.3. Resumen de valores obtenidos de $\log K_{OC}$ y $\log K_d$ para los PPCPs estudiados por Carballa et al. (2008) | 184 |
| 6.1. Descripción breve y parámetros utilizados para diseñar las alternativas de tratamiento | 193 |
| 6.2. Resumen de los resultados obtenidos en las simulaciones para 1 día de operación | 196 |
| 6.3. Datos principales utilizados en las simulaciones de cada uno de los compuestos | 199 |
| 6.4. Valores obtenidos para la concentración de PPCPs en $\mu g/L$ para las simulaciones de los procesos analizados | 199 |
| 6.5. Concentración en $\mu g/L$ de PPCPs en la línea de fangos activados | 203 |
| 6.6. Contribuciones por flujo de materiales para la categoría de impacto FAETP 20a de toxicidad acuática. | 209 |
| 6.7. Contribuciones por flujo de materiales para la categoría de impacto TAETP 20a. | 210 |
| 6.8. Contribuciones por flujo de materiales para la categoría de impacto HTP 20a. | 210 |
| A.1. Microorganismos en el agua residual | 234 |
| A.2. Composición aguas residuales y resultados obtenidos a través de la aplicación del tratamiento | 235 |
| A.3. Principales clases y ejemplos de sustancias emergentes de preocupación. (Becerril Bravo, 2012) | 237 |
| A.4. Concentración de fármacos detectadas en aguas superficiales (Daughton y Ternes, 1999 y Boxall, 2004) | 240 |
| A.5. Estructura química y propiedades del Diclofenac | 241 |
| A.6. Estructura química y propiedades del Ibuprofeno | 242 |
| A.7. Estructura química y propiedades del Naproxeno | 243 |
| A.8. Estructura química y propiedades de la Carbamecepina | 243 |
| A.9. Estructura química y propiedades de la Tonalida | 244 |
| A.10. Estructura química y propiedades de la Galaloxida | 245 |
| A.11. Estructura química y propiedades del Sulfametaxasol | 245 |
| A.12. Estructura química y propiedades de la Roxitromicina | 246 |
| A.13. Estructura química y propiedades del 17-etinilestradiol | 246 |

| | |
|--|-----|
| A.14.Estructura química y propiedades de la Estrona | 247 |
| A.15.Estructura química y propiedades de la Iopromida | 247 |
| A.16.Comparación entre los métodos de espesado | 251 |
| A.17.Tabla N° 1 del Anexo III - Atracción de vectores | 251 |
| A.18.Tabla N° 2 del Anexo III - Metales y PCBs | 252 |
| A.19.Tabla N° 3 del Anexo III - Nivel de Patógenos, Caracterización Mi- crobiológica | 252 |
| A.20.Tabla N° 4 Anexo III - Condiciones básicas para Relleno Sanitario (determinaciones sobre barro) | 252 |
| A.21.Tabla N° 5 Anexo III - Condiciones básicas para Relleno Sanitario (determinaciones sobre lixiviados) | 253 |
| A.22.Tabla N° 1 del Anexo V - Valor agrícola de los barros | 254 |
| A.23.Tabla N° 2 del Anexo V - Valores límite de elementos traza en suelos | 254 |
| A.24.Tabla N° 2 del Anexo V - Dosis de Carga Anual de Contaminantes | 255 |
| A.25.Límite de contaminantes para la aplicación de biosólidos en sus diferentes formas y calidades | 256 |
| A.26.Ejemplo de una matriz de Petersen genérica | 258 |
| A.27.Componentes encontradas dentro del modelo ASM1 | 259 |
| A.28.Reacciones consideradas dentro del modelo ASM1 | 259 |
| A.29.Matriz estequiométrica del modelo ASM1 | 261 |
| A.30.Matriz de Petersen para el modelo ASM2d | 262 |
| A.31.Diferencias entre el crecimiento dado por el consumo de sustrato en el modelos ASM1 y ASM3 | 263 |
| A.32.Variable de estado utilizadas en los modelos y su composición en término de la DQO (C), Nitrógeno (N) y Fósforo (P) | 264 |
| A.33.Variable de Estado y unidades del modelo MANTIS2 propuesto en GPS-X | 265 |
| A.34.Ejemplo de Tabla Inventario elaborada por Boustead, 1994. | 268 |
| A.35.Clasificación de las diferentes categorías de impacto por área de protección, unidades equivalentes, escala geográfica y obligatorie- dad de incluirlas según CML | 269 |
| A.36.Valores de $GW P_{20}$ y $GW P_{500}$ propuestos por el IPCC (1997) | 271 |
| A.37.Factores de equivalencia EP, utilizados en CML 2001, en kg eq. de PO_4^{3-} | 272 |
| A.38.Aquellos compuestos más susceptibles a la eliminación a través de tratamiento de aguas residuales tradicional | 279 |

| | |
|---|-----|
| A.39. Aquellos compuestos recalcitrantes al tratamiento de aguas residuales tradicional | 280 |
|---|-----|

Nomenclatura

ACV Análisis del Ciclo de Vida

AE Atom Economy

AICV Análisis de Inventario de Ciclo de Vida

AINEs Antiinflamatorios no esteroideos

ASM Activated Sludge Model

COT Carbono Orgánico Total

CSTR Continuous Stirred Tank Reactor

DBO Demanda Biológica de Oxígeno

DQO Demanda Química de Oxígeno

EDAR Estación depuradora de aguas residuales

EDARs Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales

EDCs Compuestos disruptores endocrinos

EF Environmental Factor

EMCs Compuestos endocrinos moduladores

ESOCs Emerging Substances of Concerns

ESOCs Sustancias Emergentes de Preocupación

FAETP Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential

FPCPs Farmacéuticos y productos de cuidado personal

GWP Global Warming Potential

HBCDs Hexabromociclododecanos

HRT Hydraulic Retention Time - Tiempo de retención hidráulico

HTP Human Toxicity Potential

IAWQ International Association on Water Quality

IWWTP Industrial Wastewater Treatment Plant

MUCT Proceso de la Universidad de Cape Town Modificado

MWWTP Municipal Wastewater Treatment Plant

OD Oxígeno Disuelto

PAO Organismos acumuladores de polifosfatos

PBDEs Polibromodifenil éteres

PCBs Bifenilos policlorados

PFR Piston Flow Reactor

PPCPs Pharmaceuticals and Personal Care Products

PTAR Planta de tratamiento de aguas residuales

SRT Sludge Retention Time - Tiempo de retención biológico

SS Sólidos Suspendidos

TAETP Terrestrial Ecotoxicity Potential

UCT Proceso de la Universidad de Cape Town

WWTP Wastewater Treatment Plant

Agradecimientos

Este trabajo fue realizado en INTEC, Instituto de Desarrollo para la Industria Química perteneciente al CONICET, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y a la UNL, Universidad Nacional del Litoral, entre 2009 y 2014.

Deseo agradecer a mi director, Dr. Enrique Campanella por la oportunidad que me fue dada de trabajar en INTEC, por el estímulo, la confianza y por su dedicación.

Deseo también agradecer a todos los miembros el grupo Termodinámica y Procesos de Ingeniería Ambiental por su ayuda, contribuciones y amistad.

Gracias a toda la gente de INTEC por hacer del ambiente de trabajo un lugar agradable.

Agradezco al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, por financiar este Doctorado.

Finalmente quiero agradecer a mi familia por su estímulo y por valorar mi trabajo.

A. Apéndices

A.1. Introducción

A.1.1. Características de las aguas residuales

La caracterización de los líquidos residuales es una tarea muy importante, ya que a partir de los resultados de la misma, podemos diseñar los tratamientos necesarios para el efluente residual. Cabe aclarar que también esta caracterización nos sirve también para verificar si los efluentes, se encuentran dentro de las normas de volcado, si estas existieran, tal como ocurre en la Provincia de Santa Fe.

La gran diversidad de tipos de efluentes que existen en la actualidad, los cuales van de los efluentes domiciliarios, hasta los industriales de todo tipo, pasando por los comerciales y de instituciones públicas. Los efluentes contienen una gran variedad de componentes en función de la actividad que los genere, pero podemos indicar que debemos determinar para los mismos los siguientes parámetros:

- Substancias orgánicas
- Substancias inorgánicas
- Sólidos en suspensión
- Bacterias
- pH
- Temperatura
- Oxígeno disuelto
- DBO
- DQO

La diferente proporción y valores de los componentes citados da la caracterización de los efluentes. Una vez conocidos estos valores y proporciones, se puede determinar en un efluente de origen desconocido, el posible origen del mismo, permitiendo identificar probables fuentes de contaminación de aguas receptoras. Con respecto a este tema hay que tener en cuenta que los líquidos residuales

son inestables en el transcurso del tiempo. Sus complejos componentes químicos tanto orgánicos como inorgánicos son afectados por el accionar de las bacterias en busca de alimento y se obtiene una descomposición en complejos mas simples, con abundante desprendimiento de gases. El proceso de descomposición es favorecido por los medios alcalinos y por temperaturas templadas y es retardado por los medios ácidos y temperaturas bajas.

A.1.1.1. Efluentes domiciliarios

Debido a que en las ciudades se aglutinan diversas actividades comerciales e industriales, además de las viviendas, como así también edificios públicos, tales como escuelas, hospitales, etc., la composición de los efluentes domiciliarios es muy variable y en general está constituida por:

- Aguas domiciliarias
- Aguas comerciales: restaurantes, supermercados, etc.
- Aguas industriales: siempre que no sean tóxicas o necesiten tratamiento previo al volcado.
- Aguas de infiltración, percolado, lluvia.

Hay que considerar que alrededor del 85 al 90 % del agua provista como consumo domiciliario, llega a las redes de desagües cloacales. Si bien el volumen es variable y depende de las características de la región, hábitos y costumbres de la población, cultura, industrialización, clima y características de la urbanización, entre otras. Los constituyentes de los efluentes cloacales son sólidos, líquidos y gases.

En general los efluentes cloacales contienen una proporción inferior al 0.1 % o 1 000 ppm de sólidos totales, correspondientes a las sales originalmente presentes en el agua, mas las sustancias orgánicas e inorgánicas derivadas del uso de ella y de los residuos comerciales e industriales. Los gases tienen el mismo origen, pero se incrementan apreciablemente por la descomposición anaerobia de los efluentes domiciliarios. La arena y otros componentes sólidos provienen del lavado de vegetales, calles, patios, etc. La mayor parte de estos componentes son de origen inorgánico, pero incluyen además algunas del tipo orgánico, tales como granos de café, semillas de frutas, etc.

La materia fácilmente degradable es la de mayor interés, por que son las que tienen una fuerte demanda de oxígeno, tales como el jabón, grasa, celulosa, proteínas, bacterias, etc. Desde el punto de vista físico, los efluentes domiciliarios,

tienen aproximadamente el 99.9 % de agua y el 0.1 % de sólidos totales. Los sólidos totales se clasifican en:

- Sólidos Suspendedos: Aquellos que quedan retenidos en un papel de filtro. A su vez, éstos se clasifican en Sólidos Sedimentables y Sólidos Coloidales.
- Sólidos filtrables: Aquellos que pasan a través del papel de filtro. Además, estos sólidos filtrables se clasifican en Sólidos Coloidales y Sólidos Disueltos.

Es decir, los sólidos pueden encontrarse, en suspensión, estado coloidal o disuelto. Una suspensión es una mezcla en la cual las partes sólidas o semisólidas pueden ser separadas del líquido por medio de la sedimentación o filtración, en cambio, no es posible separar de la solución, por medios físicos, a los sólidos disueltos. Una solución coloidal puede ser definida como una muy fina subdivisión de materias suspendidas en un líquido. En efluentes reales, no solo se encuentran las materias en estado coloidal, sino también en suspensión, que por su pequeño tamaño no sedimentan con relativa rapidez.

Alrededor de un 67 % de los sólidos suspendidos y un 40 % de los sólidos filtrables pertenecen a la materia orgánica. Los grupos principales de materia orgánica presentes en efluentes son las proteínas, carbohidratos, lípidos y los productos de su descomposición. La urea y las proteínas son las principales fuentes de nitrógeno en los efluentes domiciliarios y aportan un 40 % de la materia orgánica. La descomposición bacteriana de las proteínas puede dar origen a amoníaco, anhídrido carbónico, ácidos grasos y aminas. Los carbohidratos o hidratos de carbono, incluyen a los azúcares, almidones, celulosa y fibra de madera presentes en el efluente, se encuentran en un rango medio del 25-50 %. El porcentaje medio de lípidos, formado por las grasas y aceites encontradas en el efluente, es de alrededor a un 10 %.

Las propiedades fertilizantes de los efluentes domésticos se deben a las sustancias inorgánicas, tales como el nitrógeno, potasio y fosfatos, aunque estos se encuentren combinados con otros elementos en sustancias orgánicas en mayor o menor concentración. Los efluentes domésticos no solo tienen en solución los gases comunes de la atmósfera, sino también pequeñas cantidades de otros gases, producto de la descomposición de los componentes, tales como metano, derivado de los procesos anaeróbicos, nitrógeno, producido en forma gaseosa por la materia orgánica nitrogenada, anhídrido carbónico, generado en el desdoblamiento de las materias carbonáceas, ácido sulfhídrico, producido por la desintegración de materia orgánica que contiene azufre, o por la reducción de sulfatos o sulfitos minerales, el cual en un gas incoloro, pero de los más impor-

tantes desde el punto de vista de la producción de olores.

Los actuales tratamientos que se aplican a las aguas residuales pueden reducir mucho las concentraciones de organismos patógenos que se pueden encontrar, pero aún es muy difícil asegurar la eliminación completa y la posibilidad de transmisión de enfermedades a través de la reutilización es factible. Microorganismos causantes de epidemias en el pasado todavía pueden encontrarse, por lo que se trata de controlarlos dentro de ciertos niveles de seguridad. Los principales agentes infecciosos para la salud del hombre, que pueden encontrarse en el agua residual bruta, se pueden clasificar en tres grandes grupos: las bacterias, los parásitos (protozoos y helmintos) y los virus. En la Tab. A.1 pueden observarse los principales agentes infecciosos que pueden encontrarse en el agua residual doméstica y, además, el valor en el cual el 50 % de la población puede sufrir una infección (Dosis media de infección, N_{50}).

| Organismo | Concentración en agua residual (NMP/100mL) | N_{50} |
|--------------------------------|---|------------------|
| Bacteria | | |
| Bacteroides | $10^7 - 10^{10}$ | |
| Coliformes Totales | $10^7 - 10^9$ | |
| Coliformes Fecales | $10^5 - 10^8$ | $10^6 - 10^{10}$ |
| Clostridium perfringens | $10^3 - 10^5$ | $10^0 - 10^{10}$ |
| Enterococos | $10^4 - 10^5$ | |
| Streptococos Fecales | $10^4 - 10^6$ | |
| Pseudomonas aeruginosa | $10^3 - 10^6$ | |
| Shigella | $10^0 - 10^3$ | 10-20 |
| Salmonella | $10^2 - 10^4$ | |
| Protozoa | | |
| Cryptosporidium parvum oocysts | $10^1 - 10^5$ | 1-10 |
| Entamoeba histolytica cysts | $10^0 - 10^5$ | 10-20 |
| Giardia lamblia cysts | $10^1 - 10^4$ | <20 |
| Helmintos | | |
| Ova | $10^0 - 10^3$ | |
| Ascaris lumbricoides | | 1-10 |
| Virus | | |
| Virus Entérico | $10^3 - 10^4$ | 1-10 |
| Coliphage | $10^2 - 10^4$ | |

Tabla A.1.: Microorganismos en el agua residual

A continuación, en la Tab. A.2, se resumen los principales constituyentes de un agua residual doméstica, el valor típico para una población con un consumo medio de $460 L/hab \cdot d$, y los valores obtenidos a través del tratamiento con algunas

A.1 Introducción

de las diferentes tecnologías disponibles.

| Constituyente | Unidad | Agua Residual | Típico | Barros Activados | Remoción Biológica | Reactor de membrana |
|--------------------|---------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------|
| SST | mg/L | 120-400 | 210 | 5-25 | 5-20 | <2 |
| DBO | mg/L | 110-350 | 190 | 5-25 | 5-15 | <1-5 |
| DQO | mg/L | 250-800 | 430 | 40-80 | 20-40 | <10-30 |
| TOC | mg/L | 80-260 | 140 | 10-40 | 8-20 | 0.5-5 |
| Amoníaco | mgN/L | 12-45 | 25 | 1-10 | 1-3 | <1-5 |
| Nitrato | mgN/L | 0 | 0 | 10-30 | 2-8 | <10 ^{anóxico} |
| Nitrógeno Total | mgN/L | 20-70 | 40 | 21-40 | 3-8 | <10 ^{anóxico} |
| Fósforo Total | mgP/L | 4-12 | 8 | 4-8 | 1-2 | <5 ^{coagulante} |
| Coliformes Totales | N/100mL | 10 ⁵ - 10 ⁸ | 10 ⁴ - 10 ⁵ | 10 ⁴ - 10 ⁵ | 10 ⁴ - 10 ⁵ | <100 |
| Protozoa | N/100mL | 10 ¹ - 10 ⁴ | 10 ¹ - 10 ² | 10 ¹ - 10 ² | 0-10 | 0-1 |

Tabla A.2.: Composición aguas residuales y resultados obtenidos a través de la aplicación del tratamiento

A.1.2. Contaminantes Emergentes

Durante décadas, la comunidad científica ha centrado sus esfuerzos en el estudio de los contaminantes químicos cuya presencia en el medio ambiente ha estado o está regulada en las distintas legislaciones, contaminantes en su mayoría apolares, tóxicos, persistentes y bioacumulables, como los hidrocarburos aromáticos policíclicos, los policlorobifenilos (PCBs) o las dioxinas. Sin embargo, en los últimos años, el desarrollo de nuevos y más sensibles métodos de análisis ha permitido alertar de la presencia de otros contaminantes, potencialmente peligrosos, denominados globalmente como emergentes.

Los contaminantes emergentes, cuyo estudio se encuentra entre las líneas de investigación prioritarias de los principales organismos dedicados a la protección de la salud pública y medioambiental, tales como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Agencia para la Protección del Medio Ambiente (EPA), o la Comisión Europea, se definen como contaminantes previamente desconocidos o no reconocidos como tales cuya presencia en el medio ambiente no es necesariamente nueva pero sí la preocupación por las posibles consecuencias de la misma.

Los contaminantes emergentes son compuestos de los cuales se sabe relativamente poco o nada acerca de su presencia e impacto en los distintos compartimentos ambientales, razón por la cual y a su vez consecuencia de que no

hayan sido regulados, y de que la disponibilidad de métodos para su análisis sea nula o limitada. Otra particularidad de estos compuestos, es que debido a su elevada producción y consumo, y a la como consecuente continua introducción de los mismos en el medio ambiente, no necesitan ser persistentes para ocasionar efectos negativos.

La lista de contaminantes emergentes incluye una amplia variedad de productos de uso diario con aplicaciones tanto industriales como domésticas. Algunos de ellos, a raíz de las intensas investigaciones llevadas a cabo en los últimos años, han sido incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el agua. Éste es el caso de los retardantes de llama difenil éteres polibromados, los detergentes de tipo alquilfenol etoxilado y sus derivados y las parafinas cloradas. Otros compuestos, como los pesticidas, ya estaban sujetos a legislación en el agua, pero el descubrimiento de productos de degradación tóxicos, ha renovado el interés por los mismos.

Por último, en otros casos, como en el de los detergentes perfluorados, o los fármacos, la toma de conciencia del riesgo que ocasiona su presencia en el medio ambiente es relativamente reciente, y no se tienen aún datos suficientes para una valoración apropiada de su impacto. Además, muchos de ellos, como por ejemplo los retardantes de llama bromados, los detergentes de tipo alquilfenol etoxilado y algunos fármacos, son disruptores endocrinos, lo que implica que una exposición a los mismos puede dar lugar a alteraciones en el crecimiento, desarrollo, reproducción y comportamiento de los organismos vivos, de las que una de las más alarmantes y mejor documentadas es la feminización en organismos acuáticos superiores.

De acuerdo con las numerosas revisiones bibliográficas realizadas en los últimos años tanto por los autores de grupos científicos internacionales, entre las clases de contaminantes emergentes que demandan una mayor y más urgente atención (debido a la escasez de datos ambientales y ecotoxicológicos y de métodos para su análisis, y a las posibles consecuencias de su presencia en el medio ambiente) se encuentran:

- Los retardantes de llama bromados
- Los cloroalcanos
- Los pesticidas polares
- Los compuestos perfluorados
- Los fármacos y productos de cuidado personal
- Los metabolitos y/o productos de degradación de las clases de sustancias

A.1 Introducción

anteriores.

Una lista de los principales contaminantes emergentes de preocupación son listados en la Tab. A.3.

Tabla A.3.: Principales clases y ejemplos de sustancias emergentes de preocupación. (Becerril Bravo, 2012)

| Clases de compuestos | Ejemplos |
|---------------------------------|--|
| Fármacos | Paracetamol, carbamacepina, diazepam, iopamidol |
| Esteroides y hormonas | Estradiol, estrona, estriol, dietilbestrol |
| Drogas de abuso | Anfetamina, cocaína, tetrahidrocannabinol |
| Fragancias | Musks policíclicas, nitromusks |
| Filtros solares | 3-Benzofenona, ácido octildimetil-p-aminobenzoico |
| Antioxidantes y conservantes | Fenoles y parabenos |
| Insecticidas y repelentes | Piretroides, N,N-dietiltoluamida |
| Biocidas | Triclosan, clorofeno |
| Detergentes tensioactivos | Alquilfenoles y derivados |
| Retardantes de llama | Éteres difenilo polibromados, ésteres organofosforados |
| Plastificantes | Ftalatos, bisfenol A, ácido perfluoro-octanoico, ácido perfluoro-octanosulfonato |
| Aditivos y agentes industriales | Agentes quelantes, sulfonatos aromáticos, benzotriazoles, 1,4-dioxano |
| Aditivos de la gasolina | Éteres de dialquilo, metil t-butil éter |
| Subproductos de desinfección | Bromaldehídos, cianoformaldehído, bromato |

A.1.3. Farmacéuticos y Productos de Cuidado Personal (PPCPs)

De todos los contaminantes emergentes, los que probablemente suscitan mayor preocupación y estudio en los últimos años son los fármacos y, en particular, los antibióticos. Las primeras evidencias de la presencia de fármacos en el medio acuático se produjeron en los años 70 con la identificación en aguas residuales en EEUU del ácido clofíbrico, que es el metabolito activo de varios reguladores de lípidos en sangre (clofibrato, etofilin clofibrato, y etofibrato). Sin embargo, no ha sido hasta principios de la década de los 90 que el tema de los fármacos en el medio ambiente ha surgido con fuerza, los cuales han despertando un gran interés científico y social.

Entre los fármacos más prescritos en medicina humana destacan los analgésicos/antiinflamatorios como el ibuprofeno y el diclofenac, los antiepilépticos co-

mo la carbamacepina, antibióticos como la amoxicilina y el sulfametoxazol, y los β -bloqueantes como el metoprolol. A éstos cabe añadirles, los cada vez más, utilizados en veterinaria, en actividades como la acuicultura, laganadería, y la avicultura.

Según las propiedades físico-químicas de los fármacos y sus metabolitos y productos de degradación, y las características de los suelos, estas sustancias pueden llegar a alcanzar las aguas subterráneas y contaminar los acuíferos o bien quedar retenidas en el suelo y acumularse pudiendo afectar al ecosistema y a los humanos a través de la cadena trófica. En consecuencia, para una evaluación realista del medio acuático es necesario un estudio integrado agua subterránea-suelo/sedimento-agua superficial-suelo.

Las concentraciones a las que se han encontrado en aguas superficiales (como consecuencia de una eliminación incompleta en las plantas de depuración de aguas) o en aguas subterráneas (debido a la escasa atenuación que experimentan algunos compuestos durante la filtración a través de suelos) se sitúan normalmente en el rango de ng/L o $\mu\text{g/L}$, mientras que en suelos y sedimentos, en donde pueden persistir durante largos periodos de tiempo (la vida media del ácido clofíbrico, por ejemplo, se estima en 21 años), alcanzan concentraciones de hasta g/Kg. Pero lo que ha despertado una mayor preocupación ha sido el hallazgo de algunos de ellos (como el ibuprofeno, el diclofenac, la carbamacepina, o el ácido clofíbrico) en aguas potables.

Como resultado de las investigaciones llevadas a cabo hasta ahora, algunos fármacos están siendo considerados por la USEPA como posibles candidatos a ser incluidos en la lista de los contaminantes orgánicos prioritarios en el agua potable, como es el caso del Diclofenac (antirreumático), la Carbamacepina (antiepiléptico), y el Cloranfenicol (antibiótico). En la UE, por el momento, no se han fijado límites máximos en el agua potable, y por tanto, no es necesario el seguimiento de tales compuestos, sin embargo, lo más probable es que en un futuro próximo deban ser regulados.

Por el momento el número de artículos dedicados al análisis de fármacos en aguas es muy superior al del análisis en matrices sólidas. Probablemente es debido a la gran complejidad que representa el estudio de tales matrices. Sin embargo, los avances tecnológicos en el campo de la química analítica permiten afrontar hoy por hoy este reto con grandes probabilidades de éxito. Para el análisis de fármacos se han empleado fundamentalmente la cromatografía de gases y la de líquidos con espectrometría de masas, pero la tendencia es emplear, en ambos análisis, la espectrometría de masas en tándem para poder diferenciar

entre posibles isómeros.

Los grupos de fármacos que en la actualidad se consideran más peligrosos y demandan investigación son:

- Los antibióticos, por la posibilidad de que se desarrollen cepas bacterianas resistentes que hagan que estos compuestos resulten ineficaces para el fin para el que fueron diseñados (los antibióticos ocupan el tercer puesto en volumen de uso de todos los fármacos empleados en medicina humana, y el 70 % de los empleados en medicina veterinaria).

- Los medios de contraste en rayos X, porque son muy persistentes, no resultan eliminados en las plantas de tratamiento, y alcanzan fácilmente las aguas subterráneas por percolación a través de suelos.

- Los citostáticos, porque debido a su gran potencia farmacológica, exhiben con frecuencia propiedades carcinogénicas, mutagénicas o embriogénicas, y, al igual que los anteriores, parecen presentar una eliminación negligible en los procesos de depuración.

- Los estrógenos, utilizados fundamentalmente como anticonceptivos y para el tratamiento de desórdenes hormonales tan frecuentes como la menopausia, que son los responsables en muchos casos de la aparición de fenómenos de feminización, hermafroditismo, y disminución de la fertilidad.

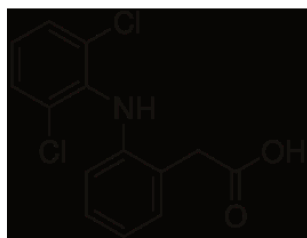
Tabla A.4.: Concentración de fármacos detectadas en aguas superficiales (Daughton y Ternes, 1999 y Boxall, 2004)

| Tipo de PPCPs | Sustancia detectada | Concentración máxima (ng/L) | Tipo de PPCPs | Sustancia detectada | Concentración máxima (ng/L) |
|---------------|------------------------|-----------------------------|------------------|---------------------|-----------------------------|
| Antibióticos | Clorafenicol | 355 | Analgésicos | Diclofenac | 1200 |
| | Clortetraciclina | 690 | | Aminopirina | 340 |
| | Ciprofloxacín | 30 | | Indometacina | 200 |
| | Lincomicina | 730 | | Ketoprofeno | 120 |
| | Norfloxacina | 120 | | Naproxeno | 390 |
| | Oxitetraciclina | 340 | | Fenazona | 950 |
| | Roxitromicina | 180 | Antinflamatorios | Ibuprofeno | 3400 |
| | Sulfadimetoxina | 60 | | Paracetamol | 10000 |
| | Sulfametacina | 220 | Beta-bloqueante | Betaxolol | 28 |
| | Sulfametizol | 130 | | Bisoprolol | 2900 |
| | Sulfametoxazol | 1900 | | Carazolol | 110 |
| | Tetraciclina | 110 | | Metoprolol | 2200 |
| | Trimetropin | 710 | | Propanolol | 590 |
| Tilosin | 280 | | Timolol | 10 | |
| Antiácidos | Cimetidina | 580 | Antilipemiantes | Bezafribato | 3100 |
| | Ranitidina | 10 | | Clofibrato | 40 |
| Analgésicos | Codeína | 1000 | | Gemfibrozil | 510 |
| | Ácido Acetilsalicílico | 340 | Estimulante | Cafeína | 6000 |
| | Carbamecepina | 1100 | | | |

A.1.3.1. PPCPs estudiados

A continuación se presentan las propiedades más relevantes de aquellos PPCPs que han sido seleccionados como compuestos objetivos. Este grupo de análisis específico y representativo, está compuesto por un sustancias cuyos resultados de análisis obtenidos pueden ser utilizados posteriormente para generar índices que sirvan de comparación con nuevos PPCPs.

Tabla A.5.: Estructura química y propiedades del Diclofenac



| Datos químicos y farmacocinéticos | |
|-----------------------------------|--|
| Fórmula | C ₁₄ H ₁₁ N Cl ₂ O ₂ |
| Peso molecular | 296.148 g/mol |
| Biodisponibilidad | 100 % |
| Unión proteica | - |
| Metabolismo | Hepático |
| Vida media | 1.2-2 horas |

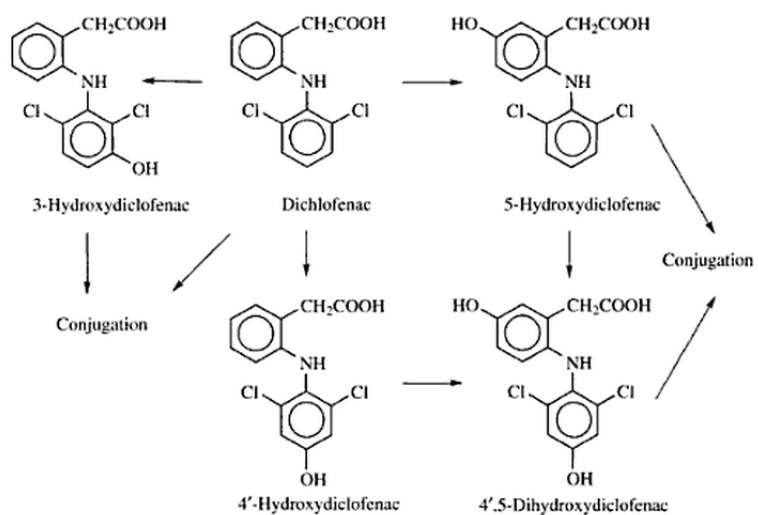


Figura A.1.: Metabolitos del Diclofenac

Tabla A.6.: Estructura química y propiedades del Ibuprofeno



| Datos químicos y farmacocinéticos | |
|-----------------------------------|--|
| Fórmula | C ₁₃ H ₁₈ O ₂ |
| Peso molecular | 206.29 g/mol |
| Biodisponibilidad | 49-73 % |
| Unión proteica | - |
| Metabolismo | Hepático |
| Vida media | 1.9–2 horas |

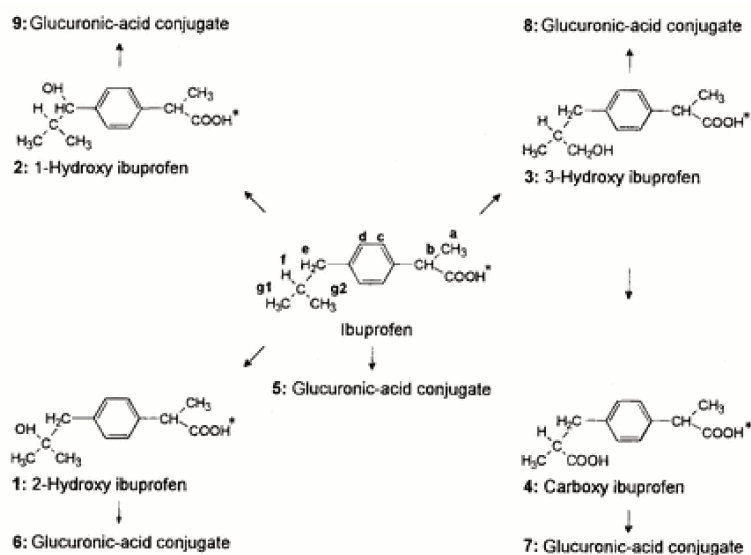
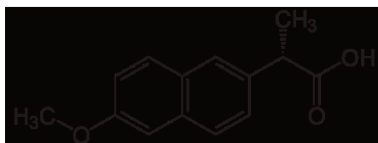


Figura A.2.: Metabolitos del Ibuprofeno

Tabla A.7.: Estructura química y propiedades del Naproxeno



| Datos químicos y farmacocinéticos | |
|-----------------------------------|--|
| Fórmula | C ₁₄ H ₁₄ O ₃ |
| Peso molecular | 230.259 g/mol |
| Biodisponibilidad | 95 % |
| Unión proteica | 99 % |
| Metabolismo | Hepático |
| Vida media | 12–24 horas |

Tabla A.8.: Estructura química y propiedades de la Carbamecepina



| Datos químicos y farmacocinéticos | |
|-----------------------------------|--|
| Fórmula | C ₁₅ H ₁₂ N ₂ O |
| Peso molecular | 236.27 g/mol |
| Biodisponibilidad | 80 % |
| Unión proteica | 55-70 % |
| Metabolismo | Hepático |
| Vida media | 25–65 horas |

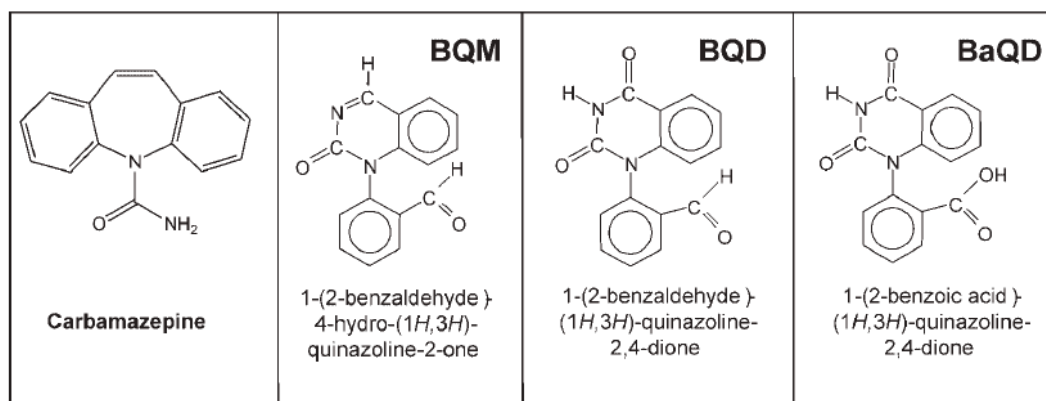
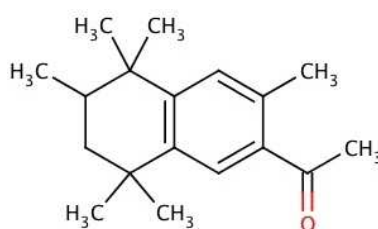


Figura A.3.: Oxidación de la Carbamecepine

Tabla A.9.: Estructura química y propiedades de la Tonalida



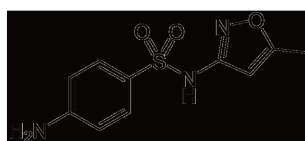
| Datos Físicoquímicos | |
|---|-----------------------------------|
| Fórmula | C ₁₈ H ₂₆ O |
| Peso molecular | 258.40 g/mol |
| Solubilidad | 1,25 mg/L |
| Coefficiente de Partición Octanol-Agua (K _{ow}) | 5.7 |
| Presión de vapor (20 °C) | 60.8 mPa |
| Coefficiente de Partición Carbono-Agua (K _{ow}) | 4.8 |

Tabla A.10.: Estructura química y propiedades de la Galaloxida



| Datos Físicoquímicos | |
|---|-----------------------------------|
| Fórmula | C ₁₈ H ₂₆ O |
| Peso molecular | 258.40 g/mol |
| Solubilidad | 1.75 mg/L |
| Coefficiente de Partición Octanol-Agua (K _{ow}) | 5.9 |
| Presión de vapor (20 °C) | 72.7 mPa |
| Coefficiente de Partición Carbono-Agua (K _{ow}) | 4.86 |

Tabla A.11.: Estructura química y propiedades del Sulfametaxasol



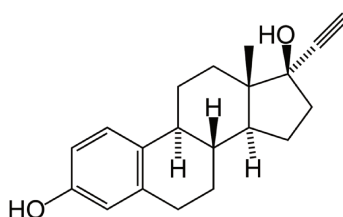
| Datos Físicoquímicos | |
|----------------------|---|
| Fórmula | C ₁₀ H ₁₁ N ₃ O ₃ S |
| Peso molecular | 253.279 g/mol |
| Biodisponibilidad | - |
| Unión proteica | 70 % |
| Metabolismo | Hepático |
| Vida media | 10 horas |

Tabla A.12.: Estructura química y propiedades de la Roxitromicina



| Datos Fisicoquímicos | |
|----------------------|--|
| Fórmula | C ₄₁ H ₇₆ N ₂ O ₁₅ |
| Peso molecular | 837.047 g/mol |
| Biodisponibilidad | - |
| Unión proteica | - |
| Metabolismo | Hepático |
| Vida media | 12 horas |

Tabla A.13.: Estructura química y propiedades del 17-etinilestradiol



| Datos Fisicoquímicos | |
|----------------------|--|
| Fórmula | C ₂₀ H ₂₄ O ₂ |
| Peso molecular | 296.18 g/mol |
| Biodisponibilidad | 97 % |
| Unión proteica | - |
| Metabolismo | Hepático |
| Vida media | 23-49 horas |

Tabla A.14.: Estructura química y propiedades de la Estrona



| Datos Fisicoquímicos | |
|----------------------|--|
| Fórmula | C ₁₈ H ₂₂ O ₂ |
| Peso molecular | 270,366 g/mol |
| Biodisponibilidad | - |
| Unión proteica | 95 % |
| Metabolismo | Hepático |
| Vida media | 19 horas |

Tabla A.15.: Estructura química y propiedades de la Iopromida



| Datos Fisicoquímicos | |
|----------------------|--|
| Fórmula | C ₁₈ H ₂₄ I ₃ N ₃ O ₈ |
| Peso molecular | 791.11 g/mol |
| Biodisponibilidad | - |
| Unión proteica | - |
| Metabolismo | - |
| Vida media | - |

A.1.4. Bibliografía

1. Asano T, Burton FL, Leverenz HL, Tsuchihashi R, Tchobanoglous G (2007). Water Reuse, 4-254.
2. Alaei M (2003). Environ. Monit. Assess. 88, 327.

3. Bedner M, Maccrehan WA (2006). Environ. Sci. Technol. 40, 516.
4. Díaz-Cruz MS, Barceló D (2005). Anal. Chem. 24, 645
5. Hernando MD, Heath E, Petrovic M, Barcelo D (2006). Anal. Bioanal. Chem. 385, 985.
6. Orellana J (2005). Ingeniería Sanitaria, Cap. 8.
7. Petrovic M, Gonzalez S, Barcelo D (2003). Trends Anal. Chem. 22, 685.
8. Petrovic M, Barceló D (2006). Anal. Bioanal. Chem. 385, 422.

A.2. Tratamiento de Aguas Residuales

A.2.1. Línea de Aguas

A.2.1.1. Unidades de tratamiento

A continuación se presenta gráficas esquemáticas de cada una de las unidades utilizadas en las simulaciones de EDARs.

Clarificador Primario y Secundario

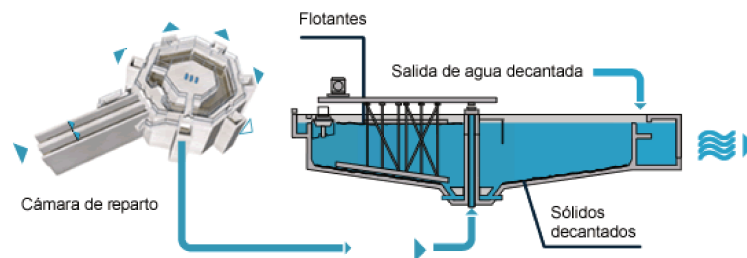


Figura A.4.: Decantador circular utilizado tanto para el tratamiento primario como secundario

Reactor de Mezcla Completa

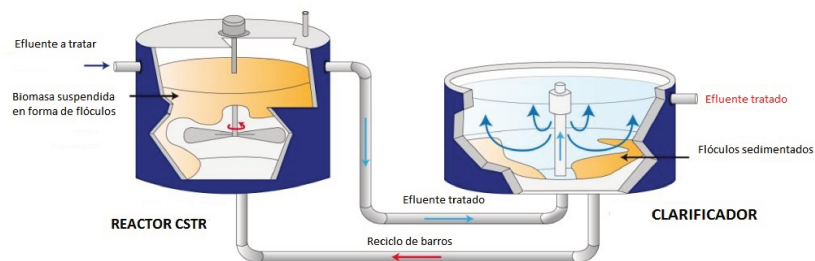


Figura A.5.: Sistema de barras activadas - Reactor biológico CSTR con posterior separación y reciclo de barras

Reactor Flujo Pistón

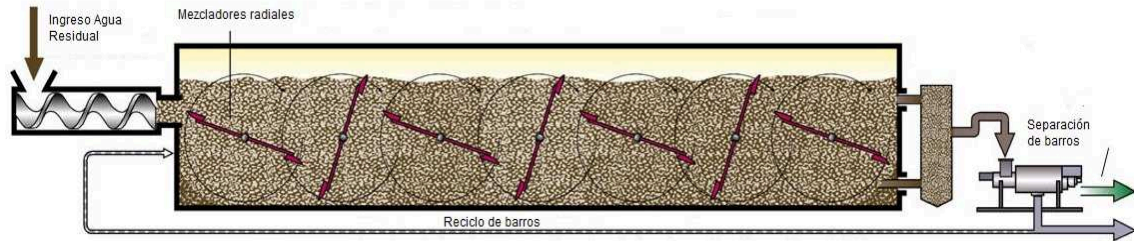


Figura A.6.: Reactor Flujo Pistón

Espesador de Fangos Biológicos

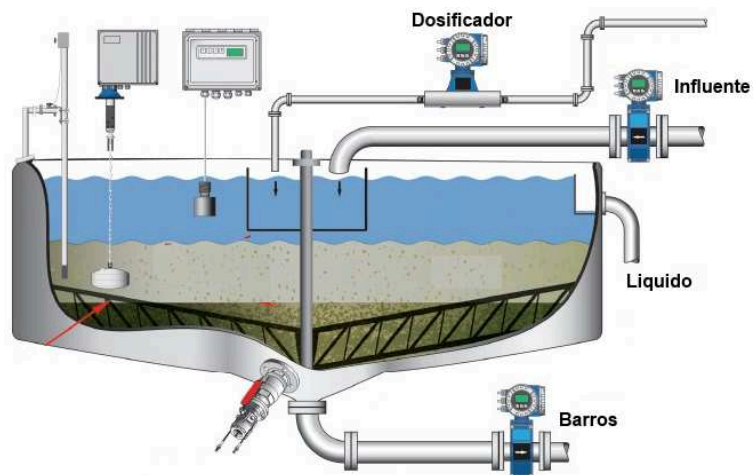


Figura A.7.: Sección vertical de un espesador de fangos

A.2.2. Líneas de Fangos

A.2 Tratamiento de Aguas Residuales

Tabla A.16.: Comparación entre los métodos de espesado

| Método | Ventajas | Desventajas |
|--|---|--|
| Espesado por gravedad | Costos bajos de operación Consumo mínimo de energía Ideal para plantas de tratamiento pequeñas Bueno para barros de sedimentabilidad rápida como los barros activados No requiere acondicionado químico | Requiere mayor espacio Baja concentración de sólidos para barros activados (2 al 3 %) Flotación de sólidos y posible generación de olores |
| Espesado por gravedad en banda | Requiere menos espacio Efectivo para barros activados 0.4 a 6 % de concentración Alta eficiencia de captura de sólidos Relativamente bajo costo de capital y consumo energético | Dependencia con los polímeros Requiere mayor atención operativa Requiere de servicio de limpieza Debe ser colocado dentro de un edificio |
| Espesado por flotación con aire disuelto | Provee mejor concentración de sólidos (3.5 a 5%) que el espesado por gravedad Requiere menor espacio que el espesado por gravedad Trabaja con baja o nula cantidad de químicos | Costos operativos mayores que en el espesado por gravedad Relativamente alto consumo de energía Requiere mayor atención operativa Requiere acondicionado con polímeros para incrementar la captura de sólidos |
| Espesado en tambor rotatorio | Efectivo para barros activados con concentración de sólidos de 0.4 a 6 % Alta eficiencia en la captura de sólidos Bajo consumo energético Poco espacio requerido | Dependencia con los polímeros y sensibilidad al tipo de polímero Requiere de servicio de limpieza Requiere mayor atención operativa Debe ser colocado dentro de un edificio |

A.2.3. Manejo de Biosólidos

A.2.3.1. Normas Nacionales

Resolución Nro: 97/2001

Tabla A.17.: Tabla N° 1 del Anexo III - Atracción de vectores

| INDICADOR (*) | MÉTODO ANALÍTICO | VALOR LIMITE |
|--|---|---|
| Sólidos volátiles (SV) | Método 2250 solids e) Standard Methods for the examinations of water and wastewater. EPA ed. 20 (1998) | Reducción de SV > al 40% |
| Nivel de Estabilización (para 5, 10, 20 y 40 g. de muestra a 5, 10, 20 y 30 minutos) | Método 423 (Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1985) | Deflexión de oxígeno disuelto no mayor en promedio del 10% del oxígeno disuelto del agua destilada de dilución. |

Tabla A.18.: Tabla N° 2 del Anexo III - Metales y PCBs

| PARÁMETRO | MÉTODO ANALÍTICO | VALOR LÍMITE EN BARROS (mg/kg base materia seca) |
|----------------------------|---|--|
| Arsénico | Método 3500 b, | 75 |
| Cadmio | Método 3111 b | 20-40 |
| Cinc | Método 3111 b | 2500 a 4000 |
| Cobre | Método 3111 b | 1000 a 1750 |
| Cromo Total | Método 3111 b | 1000 a 1500 |
| Mercurio | Método 3112 b | 16 a 25 |
| Níquel | Método 3111 b | 300 a 400 |
| Plomo | Método 3111 b | 750 a 1200 |
| Bifenilos policlorados (*) | Método 1668-Rev.A : Polychlorinated biphenyls congeners in water, soil, sediment and tissues by HRGC/HRMS | 0,8 |

Tabla A.19.: Tabla N° 3 del Anexo III - Nivel de Patógenos, Caracterización Microbiológica

| PARÁMETRO | MÉTODO DE DETERMINACIÓN (*) | VALOR LÍMITE NIVEL A | VALOR LÍMITE NIVEL B |
|-----------------------------|--|---|----------------------|
| Escherichia coli | Part 9221 E. o Part 9222 D. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" 20 th Ed., 1999. APHA. | < 1000 NMP/g MS | < 2.000.000 NMP/g MS |
| o Salmonella | Part 9260 D. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". 20th Ed., 1999. APHA. | < 3 NMP /4 g MS | |
| Huevos viables de Helminfos | Yanko, W.A. EPA 600/1-87-014, 1987 | < 1 / 4 g MS | |
| Indicadores virales (*) | | Reducción del 99,9 % de la densidad de bacteriófago somáticos de Escherichia coli | |

Tabla A.20.: Tabla N° 4 Anexo III - Condiciones básicas para Relleno Sanitario (determinaciones sobre barro)

| PARÁMETRO | METODO ANALÍTICO | VALOR LÍMITE |
|--|---|-------------------------------------|
| Sulfuros | Método 9030 Test Methods for Evaluating Solid Waste – Physical/Chemical Methods (1987) | 500 mg/ks MS (ComoH ₂ S) |
| Cianuros | Método 9010 Test Methods for Evaluating Solid Waste – Physical/Chemical Methods (1987) | 250 mg/kg MS(Como HCN) |
| Líquidos Libres | Ensayo Líq. Libres. Federal Register/Vol 47 N° 38, Feb. 25,1982 / Proposed Rules | Ausencia |
| Sólidos Totales | Método 2540 solids b). Standard Methods for the examination of water and wastewater EPA. Ed 20 (1990) | ≥ 20 % |
| pH (para 10 g. de muestra en 25, 50 y 75 cm ³) | Método 4500 b). Standard Methods for the examination of water and wastewater EPA Ed 20 (1990) | 6 a 8 |

A.2 Tratamiento de Aguas Residuales

Tabla A.21.: Tabla N° 5 Anexo III - Condiciones básicas para Relleno Sanitario (determinaciones sobre lixiviados)

| PARÁMETROS | MÉTODO ANALÍTICO (*) | VALORES LIMITE |
|--|---|---------------------------|
| Arsénico | Método 7061 a | 1 mg/l |
| Bario | Método 7080 a | 100 mg/l |
| Cadmio | Método 7130 | 0,5 mg/l |
| Cinc | Método 7950 | 500 mg/l |
| Cobre | Método 7210 | 100 mg/l |
| Cromo Total | Método 7190 | 5 mg/l |
| Mercurio | Método 7440 a | 0,1 mg/l |
| Niquel | Método 7520 | 1,34 mg/l |
| Plata | Método 7760 a | 5 mg/l |
| Plomo | Método 7420 | 1 mg/l |
| Selenio | Método 7741 a | 1 mg/l |
| Aldrin + Dieldrin | Método 8081 a | 3×10^{-4} mg/l |
| Atrazina | Determinación de Atrazina: Reserved-phased high performance Liquid chromatography of some common herbicides – T.H. Byast, Journal of Chromatography Science, 134 (1977) 216-218 | ND (no detectable) |
| Clordano | Método 8081 a | 0,03 mg/l |
| 2,4, D | Método 8151 a | 10 mg/l |
| Endosulfan | Método 8081 a | 7,4 mg/l |
| Heptacloro – Heptacloroepoxi | Método 8081 a | 0,01 mg/l |
| Lindano | Método 8081 a | 0,3 mg/l |
| MCPA | Método 8151 a | ND (no detectable) |
| Metoxicloro | Método 8081 a | 3 mg/l |
| Paraquat | Determination of Paraquat, P.F. Lott, J.W. Lott, Journal of Chromatographic Science, Vol. 16, 390 Set. 1970 | ND (no detectable) |
| Trifluralina | High Pressure Liquid Chromatographic determination of Oryzalin and others herbicides, J.H. Kennedy, Journal of Chromatographic Science, Vol. 15, 79 Feb. 1977 | ND (no detectable) |
| Bifenilos Policlorados | Método 8081 a | $7,9 \times 10^{-6}$ mg/l |
| Compuestos Fenólicos | Método 9065 | 0,1 |
| Hidrocarburos Aromáticos Polinucleares | Método 8100 | $2,8 \times 10^{-4}$ mg/l |

Tabla A.22.: Tabla N° 1 del Anexo V - Valor agrícola de los barros

| PARÁMETRO | MÉTODO ANALÍTICO (*) (**) |
|---|--|
| MATERIA SECA % | AOAC Methods 967.03.(1990) 15th. Ed |
| MATERIA ORGÁNICA % | AOAC Methods 967.04 y 967.05.(1990) 15th. Ed |
| p H (1:5) | Anal. Qco. De Suelo-Cap. 3 (3-27) (1976) Jackson, M.L. 3ra. Ed |
| NITRÓGENO TOTAL (g/kg MSA) | <ul style="list-style-type: none"> • A.S.A. N° 9 (2) Chap. 83. (1965) Black, C.A. (Ed) • SAMLA-PROMAR (N Organico) (1992) SAGPyA – Prod. Agrícola |
| NITRÓGENO (NO ₃) (mg/kg MS) | <ul style="list-style-type: none"> • A.S.A. N° 9 (2) Chap. 84. (1965) Black, C.A. (Ed) • SAMLA-PROMAR (N Inorganico) (1992) SAGPyA – Prod. Agrícola |
| NITRÓGENO (NH ₄) (mg/kg MS) | <ul style="list-style-type: none"> • A.S.A. N° 9 (2) Chap. 84. (1965) Black, C.A. (Ed) • SAMLA-PROMAR (N Inorganico) (1992) SAGPyA – Prod. Agrícola |
| FOSFORO Disponible (mg/kg MSA) | <ul style="list-style-type: none"> • A.S.A. N° 9 (2) Chap. 73. (1965) Black, C.A. (Ed) • SAMLA-PROMAR (Fosforo disponible) (1992) SAGPyA – Prod. Agrícola |
| Calcio, Magnesio, Sodio, Potasio (Extraibles) y CIC (mg/kg MSA) | <ul style="list-style-type: none"> • Anal. Qco. De Suelo-Cap. 4 y 5 (1976) Jackson, M.L. 3ra. Ed • A.S.A. N° 9 (2) Chap. 57 (57-2). (1965) Black, C.A. (Ed) |
| FÓSFORO TOTAL (g/kg MSA) | <ul style="list-style-type: none"> • AOAC Methods 9080.03.(1990) 15th. Ed • Anal. Qco. de Suelo-Cap.12 (1976) Jackson, M.L. 3ra. Ed |
| CALCIO TOTAL (g/kg MSA) | Id. Fósforo Total |
| MAGNESIO TOTAL (g/kg MSA) | Id. Fósforo Total |
| CONDUCTIVIDAD ELECTRICA (dS/m) | Anal. Qco. de Suelo. Cap.10 (10-27 y 10-53) (1976) Jackson, M.L. 3ra. Ed |
| CARBONO ORGÁNICO TOTAL | <ul style="list-style-type: none"> • Anal. Qco. de Suelo. Cap. 9 (1976) Jackson, M.L. 3ra. Ed • SAMLA-PROMAR (Materia Organica) (1992) SAGPyA – Prod. Agrícola • A.S.A. N° 9 (2) Chap. 90 (90-3). (1965) Black, C.A. (Ed) |

Tabla A.23.: Tabla N° 2 del Anexo V - Valores límite de elementos traza en suelos

| PARÁMETRO | VALORES LÍMITE EN SUELOS (mg/kg materia seca) |
|------------------------|---|
| ARSÉNICO | 20 |
| CADMIO | 3 |
| CINC | 600 |
| COBRE | 150 |
| CROMO TOTAL | 750 |
| MERCURIO | 0,8 |
| NÍQUEL | 150 |
| PLOMO | 375 |
| BIFENILOS POLICLORADOS | 0,5 |

Tabla A.24.: Tabla N° 2 del Anexo V - Dosis de Carga Anual de Contaminantes

| PARÁMETRO | CARGA ANUAL (kg/ha.año) |
|------------------------|----------------------------|
| ARSÉNICO | 2 |
| CADMIO | 0,15 |
| CINC | 30 |
| COBRE | 12 |
| CROMO TOTAL | 3 |
| MERCURIO | 0,1 |
| NÍQUEL | 3 |
| PLOMO | 15 |
| BIFENILOS POLICLORADOS | 1,2 |

A.2.3.2. Normas Internacionales

Código de Regulación Federal 40

El apartado 503 (USEPA, 1993) permite el almacenamiento de biosólidos sin ningún tipo de restricción o control hasta dos años. Sin embargo, los biosólidos que permanecen en la tierra durante más de dos años se consideran como en etapa de eliminación o disposición final. Si la eliminación de lodos sitio está equipado con capa impermeable y recolección de lixiviados, no existe un límites para la concentración de contaminantes debido a que el revestimiento retarda el movimiento de los contaminantes presentes en lodos hacia las aguas subterráneas. Los lodos dispensados en una unidad activa sin impermeabilización y sistema de recolección de lixiviados deben cumplir con los límites de concentración en contaminantes como arsénico, cromo y níquel. La eliminación de los lodos provenientes de una planta depuradora en un vertedero de residuos sólidos municipales no se regula por el apartado 503 (USEPA, 1993), sino que se requiere el cumplimiento del apartado 258 (USEPA, 1991). Para a estos requerimientos, el preparador debe garantizar que los lodos no son peligrosos y no contienen líquido libre que se testea a través del test de filtro de pintura. Si el lodo se utiliza como alternativa de material de cubierta, es posible que tenga que ser tratado para reducir la atracción de vectores antes de su uso.

Para permitir que la aplicación de un biosólido, de una calidad a determinar, sea viable se proveen cuatro tipos de límites para la cantidad de contaminantes: un límite de concentración techo, un límite de concentración estándar, una velocidad de carga acumulada y una velocidad de carga anual. Estos límites son indicados por el apartado 503 (USEPA, 2007) y se encuentran resumidos en la tabla sobre una base de peso en seco.

Tabla A.25.: Límite de contaminantes para la aplicación de biosólidos en sus diferentes formas y calidades

| Contaminantes | Concentración Límite de techo (mg/kg) | Concentración Límite estándar (mg/kg) | Velocidad de Carga acumulada (kg/ha) | Velocidad de carga anual (kg/ha/365d) |
|---------------|--|---|---|---|
| Arsénico | 75 | 41 | 41 | 2 |
| Cadmio | 85 | 39 | 39 | 1.9 |
| Cobre | 4300 | 1500 | 1500 | 75 |
| Plomo | 840 | 300 | 300 | 15 |
| Mercurio | 57 | 17 | 17 | 0.85 |
| Molibdeno | 75 | - | - | - |
| Niquel | 420 | 420 | 420 | 21 |
| Selenium | 100 | 36 | 100 | 5 |
| Zinc | 7500 | 2800 | 2800 | 140 |
| Aplica a | Cualquier biosólido aplicado en tierra | Biosólidos a granel o envasado para uso de terceros | Biosólidos a granel aplicados en tierra | Biosólido envasado para uso de terceros |

La concentración de techo debe ser cumplida por todos los biosólidos que quieran ser aplicados en la tierra, tanto el biosólido a granel como aquel vendido o regalado en bolsas o envases. Estos límites son valores absolutos, lo que significa que todas las muestras del biosólido tienen que cumplir con esos límites. Aquellos biosólidos que con valores por debajo del límite de concentración estándar consiguen uno de los tres niveles de calidad necesarios para el estatus de biosólidos calidad excepcional, por lo tanto pueden ser comercializados o regalados en bolsas o envasados. Estos límites también deben cumplirse cuando los biosólidos se hallan aplicados en la tierra. La velocidad de carga acumulada de contaminantes es aplicable a aquellos biosólidos que cumplen con la concentración de techo pero no con el límite estándar. Esta velocidad limita la cantidad de biosólidos a granel que puede ser aplicada en un área determinada durante su tiempo de actividad. Por último, la velocidad de carga anual es aplicable a aquellos biosólidos que se venden o regalan, en bolsas o recipientes y que cumplen con los límites de concentración techo pero no con los límites de concentración estándar.

A.2.4. Bibliografía

1. Gernaey K, van Loosdrecht M, Henze, Mogens, Lind, Morten, Jørgensen, Sten B. (2004). "Activated sludge wastewater treatment plant modelling and

- simulation: state of the art". *Environmental Modelling & Software* 19(9), 763-783.
2. Ekama G, Barnard J, Günthert F, Krebs P, McCrquodale J, Parker D, Wahlberg, E. (1997). "Secondary settling tanks: Theory, modelling, design and operation". Technical Report 6, IAWQ - International Association on Water Quality.
 3. Metcalf and Eddy, Inc. (1995). "Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización". McGraw-Hill.
 4. Resolución 097/01. (2001). Reglamento para el manejo sustentable de barros generados en plantas de tratamiento de efluentes líquidos. Anexo A, Anexo I, II, III, IV, V.
 5. Takács I, Patry G., Nolasco D. A Dynamic Model of the Clarification-Thickening Process (1991). *Water Research* 25, 1263.
 6. USEPA. (1991). 40 CFR Part 258 Criteria For Municipal Solid Waste Landfills.
 7. USEPA. (1993). 40 CFR Part 503 Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge.
 8. USEPA. (2003). Biosolids Technology Fact Sheet Gravity Thickening.

A.3. Modelos de barros activados

A.3.1. Matriz de Petersen

En los sistemas ambientales, así como en los reactores para el tratamiento de efluentes, varias reacciones bioquímicas tienen lugar simultáneamente. Para su descripción completa se emplea extensamente una notación matricial, denominada Matriz de Petersen. Esta posee tantas columnas como número de componentes relevantes involucrados (productos químicos, contaminantes, biomasas, gases, etc.), y tantas filas como número de procesos (reacciones bioquímicas) actuantes sobre los componentes. Una columna adicional se agrega en la matriz para la descripción de la cinética de cada transformación (ecuación cinética).

De acuerdo con la notación de la matriz de Petersen (Tab. A.26):

- $a_{ij} = 0$ si el componente C_j no es afectado por el proceso P_i
- $a_{ij} < 0$ si el componente C_j es un substrato en el proceso P_i
- $a_{ij} > 0$ si el componente C_j es un producto en el proceso P_i

a_{ij} puede ser adimensional si todos los componentes se expresan de acuerdo con una misma unidad de medida, o pueden ser dimensional si se utilizan unidades híbridas

Tabla A.26.: Ejemplo de una matriz de Petersen genérica

| Componentes→ | Componentes | ... | Componentes | ... | Componentes | Cinética de Reacción |
|----------------|-------------|-----|-------------|-----|-------------|------------------------------|
| ↓ Procesos | C_1 | | C_j | | C_M | |
| Proceso P_1 | a_{11} | | a_{1j} | | a_{1M} | $r_1 (C_1, \dots, C_M, k_i)$ |
| ⋮ | | | | | | |
| Procesos P_i | | | a_{ij} | | | $r_j (C_1, \dots, C_M, k_i)$ |
| ⋮ | | | | | | |
| Proceso P_N | a_{N1} | | a_{Nj} | | a_{NM} | $r_N (C_1, \dots, C_M, k_i)$ |

A.3.2. Modelos ASM

El modelo ASM1 (Activated Sludge Model No.1) es considerado como el modelo de referencia, ya que este modelo provocó la aceptación general de planta de tratamiento de aguas residuales primero en la comunidad de investigación y más tarde en la industria.

Tabla A.27.: Componentes encontradas dentro del modelo ASM1

| Componente # | Simbolo | Unidades | Definición |
|--------------|------------------|------------------------|--|
| 1 | S _I | M(COD)L ⁻³ | Materia orgánica inerte soluble |
| 2 | S _S | M(COD)L ⁻³ | Sustrato rápidamente biodegradable |
| 3 | X _I | M(COD)L ⁻³ | Materia orgánica en partículas inerte |
| 4 | X _S | M(COD)L ⁻³ | Sustrato lentamente biodegradable en partícula |
| 5 | X _{B,H} | M(COD)L ⁻³ | Biomasa heterotrófica activa |
| 6 | X _{B,A} | M(COD)L ⁻³ | Biomasa autotrófica activa |
| 7 | X _P | M(COD)L ⁻³ | Productos provenientes del decaimiento de biomasa |
| 8 | S _O | M(-COD)L ⁻³ | Oxígeno disuelto |
| 9 | S _{ON} | M(N)L ⁻³ | Nitratos y nitritos solubles |
| 10 | S _{NH} | M(N)L ⁻³ | Amoníaco soluble |
| 11 | S _{ND} | M(N)L ⁻³ | Nitrógeno orgánico soluble rápidamente biodegradable |
| 12 | X _{ND} | M(N)L ⁻³ | Nitrógeno orgánico en partícula biodegradable |
| 13 | S _{ALK} | Unidades molares | Alcalinidad |

Dado que las variables definidas en el ASM1 son los principales componentes que intervienen en el proceso, pero no siempre pueden ser medidas en aplicaciones prácticas, es por eso que la calidad del efluente y otras características del proceso se expresan en función de ciertas variables compuestas, tales como:

- Demanda química de oxígeno (DQO)
- Nitrógeno total (NT)
- Producción total de fangos (SST)

$$DQO = (S_I + S_S + X_I + X_S + X_{B,A} + X_{B,H} + X_P) [gDQO/m^3]$$

$$DBO = 0,25 \cdot \{(S_s + X_S) + (1 - 0,08) \cdot (X_{B,A} + X_{B,H})\} [gDQO/m^3]$$

$$SST = 0,75 \cdot (X_P + X_I + X_S) + 0,9 \cdot (X_{B,A} + X_{B,H}) [gDQO/m^3]$$

$$NT = (S_{NO} + S_{NH} + X_{ND} + i_{XB}(X_{B,A} + X_{B,H}) + i_{XP}(X_P + X_I)) [gN/m^3]$$

Tabla A.28.: Reacciones consideradas dentro del modelo ASM1

| Procesos de transformación en el modelo ASM | No.1 |
|---|---|
| 1 | Crecimiento aerobio de biomasa heterotrófica |
| 2 | Crecimiento anóxico de biomasa heterotrófica |
| 3 | Crecimiento aerobio de biomasa autotrófica |
| 4 | Decaimiento de biomasa heterotrófica |
| 5 | Decaimiento de biomasa autotrófica |
| 6 | Amonificación de nitrógeno orgánico soluble |
| 7 | Hidrólisis de materia orgánica atrapada |
| 8 | Hidrólisis de nitrógeno orgánico soluble atrapado |

En base a la descripción anterior, se puede formular el conjunto completo de ecuaciones diferenciales ordinarias que representa el modelo ASM1. Cada ecuación del modelo se escribe de forma explícita, con el fin de demostrar la complejidad que es algo oculta cuando se utiliza el formato de la matriz.

El comportamiento dinámico de la concentración de biomasa heterótrofa se ve afectada por tres procesos diferentes; crecimiento aeróbico, crecimiento anóxico y descomposición. La tasa de cambio de $X_{B,H}$ viene dada por:

$$\begin{aligned} \frac{dX_{B,H}}{dt} = & \hat{\mu}_H \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} X_{B,H} \\ & + \eta_g \hat{\mu}_H \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} X_{B,H} - b_H X_{B,H} \end{aligned}$$

La situación de la concentración de biomasa autótrofa es más simple ya que la autótrofos no crecen en un ambiente anóxico:

$$\frac{dX_{B,A}}{dt} = \hat{\mu}_A \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} X_{B,A} - b_A X_{B,A}$$

La concentración de sustrato fácilmente biodegradable se reduce por el crecimiento de bacterias heterótrofas (en condiciones aeróbicas y anóxicas) y se incrementa por la hidrólisis de sustrato lentamente biodegradable:

$$\begin{aligned} \frac{dS_S}{dt} = & \left[-\frac{\hat{\mu}_H}{Y_H} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_g \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} \right] X_{B,H} \\ & + \left[k_h \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + (X_S/X_{B,H})} \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} \right] X_{B,H} \end{aligned}$$

La concentración de sustrato lentamente biodegradable se incrementa por el reciclaje de bacterias muertas, de acuerdo con la hipótesis de la muerte-regeneración, y disminuye con el proceso de hidrólisis:

A.3 Modelos de barros activados

$$\frac{dX_S}{dt} = (1 - f_P) (b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A})$$

$$-k_h \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + (X_S/X_{B,H})} \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} X_{B,H}$$

Las ecuaciones anteriores muestran claramente por qué se prefiere el formato de matriz para describir este tipo de modelos complejos. Por otra parte, este formato puede crear una ilusión de que, por ejemplo, la ASM1 no es muy complejo.

Tabla A.29.: Matriz estequiométrica del modelo ASM1

| COMPONENTE | i | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
|--|---|------------------------------|------------------|----------------|----------------|------------------|------------------|----------------|-------------------------|---------------------------|-----------------|---------------------------|-----------------------|---|
| j PROCESO | | S _I | S _S | X _I | X _S | X _{B,H} | X _{B,A} | X _P | S _O | S _{NO} | S _{NH} | S _{ND} | X _{ND} | S _{ALK} |
| 1 Crecimiento aerobio de biomasa heterotrófica | | | $-\frac{1}{Y_H}$ | | | 1 | | | $-\frac{1-Y_H}{Y_H}$ | | | $-i_{XB}$ | | $-\frac{i_{XB}}{14}$ |
| 2 Crecimiento anóxico de biomasa heterotrófica | | | $-\frac{1}{Y_H}$ | | | 1 | | | | $-\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$ | | $-i_{XB}$ | | $\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2.86 Y_H} - \frac{i_{XB}}{14}$ |
| 3 Crecimiento aerobio de biomasa autotrófica | | | | | | | 1 | | $-\frac{4.57}{Y_A} + 1$ | $\frac{1}{Y_A}$ | | $-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$ | | $-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7 Y_A}$ |
| 4 Decaimiento de biomasa heterotrófica | | | | | f_P | -1 | | f_P | | | | | $i_{XB} - f_P i_{XP}$ | |
| 5 Decaimiento de biomasa autotrófica | | | | | f_P | -1 | | f_P | | | | | $i_{XB} - f_P i_{XP}$ | |
| 6 Amonificación de nitrógeno orgánico soluble | | | | | | | | | | | 1 | -1 | | $\frac{1}{14}$ |
| 7 Hidrólisis de materia orgánica atrapada | | | 1 | | -1 | | | | | | | | | |
| 8 Hidrólisis de nitrógeno orgánico soluble atrapado | | | | | | | | | | | | 1 | -1 | |
| Ecuación de conversión [ML ⁻³ T ⁻¹] | | $r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$ | | | | | | | | | | | | |

El ASM1 fue desarrollado para describir la eliminación de los componentes de carbón orgánico y el nitrógeno, con consumo simultáneo de oxígeno y nitrato como aceptadores de electrones. Este modelo sirvió de base para desarrollar el ASM2 y ASM3.

El modelo ASM2d (Activated Sludge Model No. 2d) de la International Water Association (IWA) propuesto por Henze et al (1999), es útil para describir la remoción biológica de fósforo y los procesos de nitrificación-desnitrificación simultáneamente. El mismo permite realizar la simulación dinámica de procesos biológicos combinados, para la remoción de la demanda química de oxígeno, nitrógeno y fósforo en sistemas de lodos activados.

Este modelo incluye 19 componentes y analiza 21 reacciones o procesos que tienen lugar en los sistemas de lodos activados con remoción biológica de nutrientes, al igual que en los demás modelos de la IWA se utiliza la notación matricial para la representación de los mismos.

Tabla A.30.: Matriz de Petersen para el modelo ASM2d

| Componentes | <i>i</i> | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | |
|-------------|---|--|--|---|---|---|---|--|--|--|--|--|---|--|---|---|--|--|--|-------|
| <i>j</i> | Procesos | S_O | S_F | S_{LF} | S_{NH} | S_{NO} | S_P | S_I | S_{ALK} | S_{NH} | X_I | X_S | X_{BU} | X_{BP} | X_{PP} | X_{BT} | X_{LA} | X_{MEOH} | X_{MEP} | |
| 1 | Hidrólisis aeróbica de X_S | | $1-prod_{fS}$ | | $c1,N$ | | $c1,P$ | $prod_{fS}$ | $c1,CH$ | | | -1 | | | | | | | | |
| 2 | Hidrólisis anóxica de X_S | | $1-prod_{fS}$ | | $c2,N$ | | $c2,P$ | $prod_{fS}$ | $c2,CH$ | | | -1 | | | | | | | | |
| 3 | Hidrólisis anaeróbica de X_S | | $1-prod_{fS}$ | | $c3,N$ | | $c3,P$ | $prod_{fS}$ | $c3,CH$ | | | -1 | | | | | | | | |
| 4 | Crecimiento aeróbico heterótrofo por S_F | $c4,COD$ | $-\frac{1}{Y_H}$ | | $c4,N$ | | $c4,P$ | | $c4,CH$ | | | | 1 | | | | | | | |
| 5 | Crecimiento aeróbico heterótrofo por S_{LF} | $c4,COD$ | | $-\frac{1}{Y_H}$ | $c5,N$ | | $c5,P$ | | $c5,CH$ | | | | 1 | | | | | | | |
| 6 | Denitrificación con S_F | | $-\frac{1}{Y_H}$ | | $c6,N$ | $-\frac{(1-Y_H)}{2.86 \cdot Y_H}$ | $c6,P$ | | $c6,CH$ | $\frac{(1-Y_H)}{2.86 \cdot Y_H}$ | | | 1 | | | | | | | |
| 7 | Denitrificación con S_{LF} | | | $-\frac{1}{Y_H}$ | $c7,N$ | $-\frac{(1-Y_H)}{2.86 \cdot Y_H}$ | $c7,P$ | | $c7,CH$ | $\frac{(1-Y_H)}{2.86 \cdot Y_H}$ | | | 1 | | | | | | | |
| 8 | Fermentación | | -1 | 1 | $c8,N$ | | $c8,P$ | | $c8,CH$ | | | | | | | | | | | |
| 9 | Lisis de heterótrofos | | | | $c9,N$ | | $c9,P$ | | $c9,CH$ | | $prod_{fS}$ | $1-prod_{fS}$ | -1 | | | | | | | |
| 10 | Almacenamiento de X_{BP} por X_{BP} | | | -1 | | | Y_{PO_4} | | $c10,CH$ | | | | | | $-Y_{PO_4}$ | 1 | | | | |
| 11 | Almacenamiento aer de X_{PP} por X_{BP} | Y_{PHA} | | | | | -1 | | $c11,CH$ | | | | | | 1 | $-Y_{PHA}$ | | | | |
| 12 | Almacenamiento anóxico de X_{PP} por X_{BP} | | | | | $c12,COD$ | -1 | | $c12,CH$ | $-c12,COD$ | | | | | 1 | $-Y_{PHA}$ | | | | |
| 13 | Crecimiento aeróbico de X_{BP} en X_{BT} | $c13,COD$ | | | $c13,N$ | | $-iphm$ | | $c13,CH$ | | | | | 1 | | $-\frac{1}{Y_{PAO}}$ | | | | |
| 14 | Crecimiento anóxico de X_{BP} en X_{BT} | | | | $c14,N$ | $c14,COD$ | $-iphm$ | | $c14,CH$ | $-c14,COD$ | | | | 1 | | $-\frac{1}{Y_{PAO}}$ | | | | |
| 15 | Lisis de X_{BP} | | | | $c15,N$ | | $c15,P$ | | $c15,CH$ | | $prod_{fS}$ | $1-prod_{fS}$ | | -1 | | | | | | |
| 16 | Lisis de X_{BT} | | | | | | 1 | | $c16,CH$ | | | | | | -1 | | | | | |
| 17 | Lisis de X_{PP} | | | 1 | | | | | $c17,CH$ | | | | | | | -1 | | | | |
| 18 | Crecimiento aeróbico de X_{BA} | $c18,COD$ | | | $c18,N$ | $\frac{1}{Y_A}$ | $-iphm$ | | $c18,CH$ | | | | | | | | | 1 | | |
| 19 | Lisis de X_{BA} | | | | $c19,N$ | | $c19,P$ | | $c19,CH$ | | $prod_{fS}$ | $1-prod_{fS}$ | | | | | | -1 | | |
| 20 | Precipitación de S_P por hidróxidos metálicos | | | | | | -1 | | $c20,CH$ | | | | | | | | | | -3.45 | 4.87 |
| 21 | Reposición de fosfatos metálicos | | | | | | 1 | | $c21,CH$ | | | | | | | | | | 3.45 | -4.87 |
| | | Oxígeno (g O ₂ m ⁻³) | Sustrato fermentable de rápida degradación (g COD m ⁻³) | Sustrato SCFA de rápida degradación (g COD m ⁻³) | Nitrógeno-Amomiacal (g N m ⁻³) | Nitratos y Nitratos (g N m ⁻³) | Fosfato Soluble (g P m ⁻³) | Orgánicos solubles no biodegradables (g COD m ⁻³) | Alcalinidad (mole m ⁻³) | Gas de Nitrógeno (g N m ⁻³) | Materia particulada no biodegradable (g COD m ⁻³) | Sustrato atrapado de lenta degradación (g COD m ⁻³) | Biomasa heterotrofica activa sin Poli-F (g COD m ⁻³) | Active PolyP heterotrophic biomass (g COD m ⁻³) | Poli-F almacenado (g P m ⁻³) | SCFA almacenado (g COD m ⁻³) | Biomasa autotrofica activa (g COD m ⁻³) | Hidróxidos metálicos (g m ⁻³) | Fosfatos metálicos (g m ⁻³) | |

Las diferencias en la hipótesis que conllevan al crecimiento de la biomasa entre el modelo ASM1 y ASM3 son presentadas a continuación a través del cuadro comparativo.

A.3 Modelos de barros activados

Tabla A.31.: Diferencias entre el crecimiento dado por el consumo de sustrato en el modelos ASM1 y ASM3

| Componentes del proceso | S _{Sustrato} | S _{STO} | X _{Biomasa} | O ₂ | Cinética |
|-------------------------|-----------------------|---------------------|----------------------|---|---|
| Crecimiento (ASM1) | -1/Y _{Xs} | | 1 | -(1-Y _{Xs})/Y _{Xs} | $\mu_{max} \cdot X \cdot \frac{S}{S + K_S}$ |
| Almacenamiento (ASM3) | -1 | Y _{STO S} | | -(1-Y _{STO S})/Y _{STO S} | $k_{STO} \cdot X \cdot \frac{S}{S + K'_S}$ |
| Crecimiento (ASM3) | | -1/Y' _{Xs} | 1 | -(1-Y' _{Xs})/Y' _{Xs} | $\mu_{max} \cdot X \cdot \frac{X_{STO}/X}{X_{STO}/X + K_{STO}}$ |

A.3.3. Diferencias entre los Modelos de Barros Activados

A continuación se presenta un resumen de las variables de estado de cada uno de la mayoría de los modelos de barros activados existentes, así como también su relación con la composición en base al elemento principal.

Tabla A.32.: Variables de estado utilizadas en los modelos y su composición en término de la DQO (C), Nitrógeno (N) y Fósforo (P)

| Descripción | Notación | Unidad | ASM1 | | | ASM2d | | | ASM3 | | | ASM3 + BioP | | | Barker & Dold | | | UCT PHO+ | | | ASM2d + TUD | | | | |
|---|-----------------|-----------------------|------|---|---|-------|---|---|------|---|---|-------------|---|---|---------------|---|---|----------|---|---|-------------|---|---|---|---|
| | | | C | N | P | C | N | P | C | N | P | C | N | P | C | N | P | C | N | P | C | N | P | | |
| DQO Soluble | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Orgánicos biodegradables solubles | S_B | $g\ COD\ m^{-3}$ | X | | | | | | X | X | | X | X | X | | | | | | | | | | | |
| Materia Org. Fermentable | S_F | $g\ COD\ m^{-3}$ | | | | X | X | X | | | | | | | X | | | X | X | X | X | X | X | X | |
| Productos de Fermentación (Ác. grasos volátiles) | S_{VFA} | $g\ COD\ m^{-3}$ | | | | X | | | | | | | | | X | | | X | | | | | X | | |
| Orgánicos no biodegradables solubles | S_U | $g\ COD\ m^{-3}$ | X | | | X | X | X | X | X | | X | X | X | X | | | X | X | X | X | X | X | X | |
| Oxígeno Disuelto | S_{O_2} | $-g\ COD\ m^{-3}$ | X | | | X | | | | | X | | | | X | | | X | | | | | X | | |
| DQO particulada y coloidal | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Orgánicos biodegradables coloidales y particulados | X_{CB} | $g\ COD\ m^{-3}$ | X | | | X | X | X | X | X | | X | X | X | X | | | X | X | X | X | X | X | X | |
| Sustrato biodegradables de lenta adsorción | X_{Ads} | $g\ COD\ m^{-3}$ | | | | | | | | | | | | | | | | X | X | X | | | | | |
| Orgánicos no biodegradables particulados | X_U | $g\ COD\ m^{-3}$ | | | | X | X | X | X | X | | X | X | X | | | | | | | | X | X | X | |
| Orgánicos no biodegradables particulados del efluente | $X_{U,Inf}$ | $g\ COD\ m^{-3}$ | X | | | | | | | | | | | | X | | | X | X | X | | | | | |
| Productos endógenos orgánicos no biodegradables | $X_{U,E}$ | $g\ COD\ m^{-3}$ | X | X | | | | | | | | | | | X | X | X | X | X | X | | | | | |
| Nitrógeno y Fósforo | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nitrógeno amoniacal y amoniaco | S_{NH_4} | $g\ N\ m^{-3}$ | X | | | X | | | X | | | X | | | X | | | X | | | | X | | | |
| Nitritos y nitratos | S_{NO_x} | $g\ N\ m^{-3}$ | X | X | | X | X | | X | X | | X | X | | X | X | | X | X | | X | X | | | |
| Gas de nitrógeno disuelto | S_{N_2} | $g\ N\ m^{-3}$ | | | | X | X | | X | X | | X | X | | | | | | | | X | X | | | |
| Nitrógeno org. biodegradable particulado y coloidal | $X_{CB,N}$ | $g\ N\ m^{-3}$ | | | | X | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | |
| Nitrógeno org. biodegradable soluble | $S_{B,N}$ | $g\ N\ m^{-3}$ | | | | X | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | |
| Nitrógeno org. no biodegradable soluble | $S_{U,N}$ | $g\ N\ m^{-3}$ | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | |
| Fosfato inorgánico soluble | S_{PO_4} | $g\ P\ m^{-3}$ | | | | | | X | | | | X | | | | X | | | | X | | | | X | |
| Biomasa | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Organismo heterotróficos ordinarios | X_{OHO} | $g\ COD\ m^{-3}$ | X | X | | X | X | X | X | X | | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| Organismos autotróficos nitrificantes | X_{ANO} | $g\ COD\ m^{-3}$ | X | X | | X | X | X | X | X | | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| Organismos acumuladores de fósforo | X_{PAO} | $g\ COD\ m^{-3}$ | | | | X | X | X | | | | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| Productos celulares internos | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Compuestos almacenados en los OHOs | $X_{OHO,Stor}$ | $g\ COD\ m^{-3}$ | | | | | | | X | | | X | | | | | | | | | | | | | |
| Compuestos almacenados en OAFs | $X_{PAO,Stor}$ | $g\ COD\ m^{-3}$ | | | | X | | | | | | X | | | X | | | X | | | | | | | |
| PHAs en OAFs | $X_{PAO,PHA}$ | $g\ COD\ m^{-3}$ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | |
| Glicógeno en OAFs | $X_{PAO,Gly}$ | $g\ COD\ m^{-3}$ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | |
| PoliP en OAFs | $X_{PAO,PP}$ | $g\ P\ m^{-3}$ | | | | | | X | | | | | | X | | | | | | | X | | | X | |
| PoliP liberable almacenado | $X_{PAO,PP,Lo}$ | $g\ P\ m^{-3}$ | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | |
| PoliP no liberable almacenado | $X_{PAO,PP,Hi}$ | $g\ P\ m^{-3}$ | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | |
| Otros | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Alcalinidad (CaCO ₃) | S_{Alk} | $mol\ CaCO_3\ m^{-3}$ | X | | | X | | | X | | | X | | | | | | | | | | X | | | |
| Sólidos Suspendedos Totales | X_{TSS} | $g\ TSS\ m^{-3}$ | | | | X | | | X | | | X | | | | | | | | | | X | | | |

A.3.4. Modelo MANTIS2

Tabla A.33.: Variables de Estado y unidades del modelo MANTIS2 propuesto en GPS-X

| | Variable de Estado | Unidad | | Variable de Estado | Unidad |
|----|----------------------------------|------------|----|------------------------------|-------------------------------|
| 1 | Oxígeno disuelto | gO_2/m^3 | 25 | PHA acumulado en OAFs | $gDQO/m^3$ |
| 2 | Inertes Orgánicos solubles | $gDQO/m^3$ | 26 | Biomasa heterotrófica | $gDQO/m^3$ |
| 3 | Sustrato orgánico coloidal | $gDQO/m^3$ | 27 | OAFs | $gDQO/m^3$ |
| 4 | Sustrato Fermentable | $gDQO/m^3$ | 28 | Oxidantes de amoníaco | $gDQO/m^3$ |
| 5 | Acetato | $gDQO/m^3$ | 29 | Oxidantes de nitrito | $gDQO/m^3$ |
| 6 | Propionato | $gDQO/m^3$ | 30 | Biomasa Anammox | $gDQO/m^3$ |
| 7 | Metanol | $gDQO/m^3$ | 31 | Biomasa metilotrófica | $gDQO/m^3$ |
| 8 | Hidrógeno disuelto | $gDQO/m^3$ | 32 | Biomasa fermentativa | $gDQO/m^3$ |
| 9 | Metano disuelto | $gDQO/m^3$ | 33 | Acetógenos | $gDQO/m^3$ |
| 10 | Carbono orgánico disuelto | gC/m^3 | 34 | Acetato metanógenos | $gDQO/m^3$ |
| 11 | Nitrógeno orgánico soluble | gN/m^3 | 35 | Hidro metanógenos | $gDQO/m^3$ |
| 12 | Nitrógeno amoniacal | gN/m^3 | 36 | N en org. lent. degradables | gN/m^3 |
| 13 | Nitrito | gN/m^3 | 37 | F en org. lent. degradables | gF/m^3 |
| 14 | Nitrato | gN/m^3 | 38 | Poli-F en OAFs | gF/m^3 |
| 15 | Nitrógeno disuelto | gN/m^3 | 39 | Inertes inorg. particulados | g/m^3 |
| 16 | Ortofosfato | gF/m^3 | 40 | Hidróxido de Al | $gAl(OH)_3/m^3$ |
| 17 | Calcio disuelto | gCa/m^3 | 41 | Fosfato de Al | $gAlPO_4/m^3$ |
| 18 | Magnesio disuelto | gMg/m^3 | 42 | Hidróxido de Fe | $gFe(OH)_3/m^3$ |
| 19 | Potasio disuelto | gK/m^3 | 43 | Fosfato de Fe | $gFePO_4/m^3$ |
| 20 | Cationes disueltos | eq/m^3 | 44 | Carbonato de Calcio | $gCaCO_3/m^3$ |
| 21 | Aniones disueltos | eq/m^3 | 45 | Fosfato de Calcio | $gCa_3(PO_4)_2/m^3$ |
| 22 | Inertes particulados | $gDQO/m^3$ | 46 | Hidrogenofosfato de magnesio | $gMgHPO_4 \cdot 3H_2O/m^3$ |
| 23 | Material celular no degradable | $gDQO/m^3$ | 47 | Carbonato de magnesio | $gMgCO_3/m^3$ |
| 24 | Orgánicos lentamente degradables | $gDQO/m^3$ | 48 | Amonio Fosfato de magnesio | $gMgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O/m^3$ |

El crecimiento de la biomasa heterotrófica puede provenir de la utilización de tres sustratos carbonáceos diferentes: orgánicos fermentables, acetato y propionato. Las condiciones ambientales en las que pueden realizar su crecimiento también es diverso, ya que pueden utilizar diferentes aceptores finales de electrones (O_2, NO_3, NO_2).

Como resultado de la degradación de la materia orgánica se liberan gases (CO_2, N_2, N_2O) y carbono orgánico total (CIT). A través del decaimiento, parte de la biomasa produce un fracción de materia orgánica carbonácea por su descomposición.

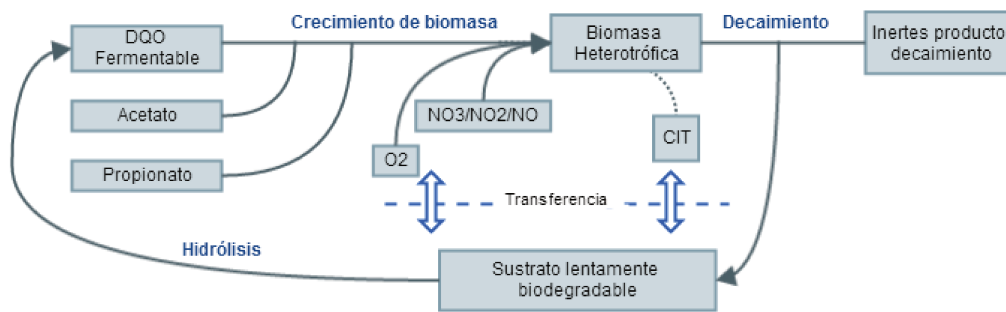


Figura A.8.: Transformaciones biológicas por los heterótrofos en el modelo Mantis2

La utilización del material nitrogenado en el modelo Mantis2 se presenta a través de un ciclo en el cual el nitrógeno soluble es primero amonificado y luego oxidado produciendo nitritos y nitratos, reacciones llevadas a cabo por los oxidantes de amoníaco y nitritos. A través del decaimiento de los diferentes tipos de biomasa se produce fracciones de nitrógeno particulado degradable, el cual puede solubilizarse a través del proceso de hidrólisis.

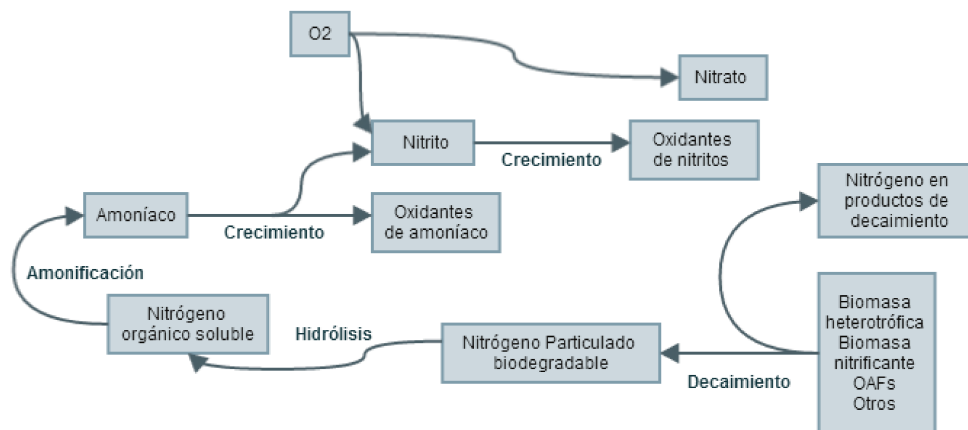


Figura A.9.: Transformaciones biológicas por los oxidantes de Amoníaco y nitritos en el modelo Mantis2

El crecimiento de los organismos acumuladores de fósforo se lleva a cabo mediante la utilización de los polihidroxicanoatos (PHA) acumulados en condiciones aeróbicas, la acumulación de polifosfatos (poli-F) está relacionada con la utilización de PHA en la presencia de un oxidante. De esta manera, el almacenado de poli-F produce la remoción de ortofosfatos del agua residual. El decaimiento de los OAFs produce la liberación de una fracción de ortofosfatos.

A.3 Modelos de barros activados

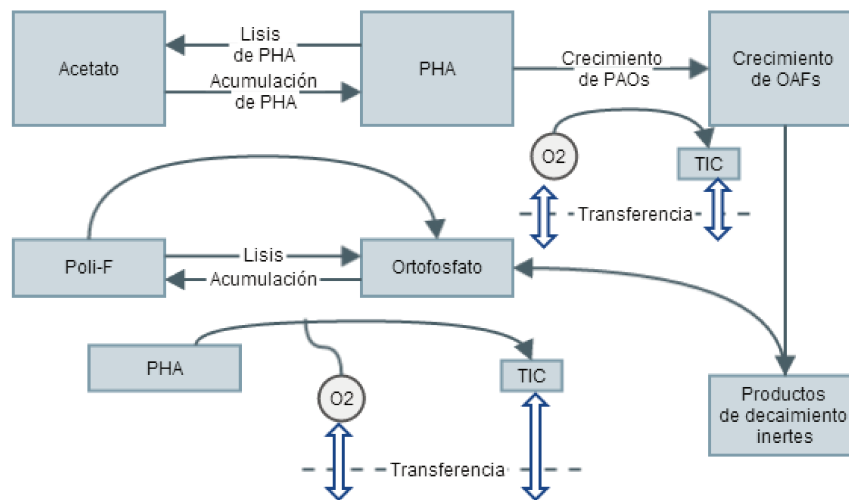


Figura A.10.: Transformaciones biológicas por organismos acumuladores de fósforo en el modelo Mantis2

A.3.5. Bibliografía

1. Brdjanovic D, van Loosdrecht M, Versteeg P, Hooijmans C, Alaerts G, Heijnen J. (2000). *Water Research* 34, 846-858.
2. Hauduc H, Rieger L, Oehmen A, van Loosdrecht M. , Comeau Y, Héduit A, Vanrolleghem P, Gillot S. (2013). *Biotechnology and Bioengineering* 110(1), 24-26.
3. Henze M, Gujer W, Mino T, van Loosdrecht M. (1999). "Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3". IWA Publishing, The IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment.
4. Oehmen A, Lopez-Vazquez M, Carvalho G, Reis MAM, van Loosdrecht M. 2010. *Water Research* 44 (15), 4473-4486.
5. Takács I, Dold PL, Morgenroth E, Boltz J, Schraa O, Belia E, Shaw A, Wett B, Jones R, Comeau Y. (2011). "Structured process models for nutrient removal". Chapter 10 en *Nutrient removal - Manual of practice No. 34*. Water Environment Federation, McGraw-Hill, 356-486.
6. Wentzel M, Comeau Y, Ekama G, van Loosdrecht M, Brdjanovic D. (2008). "Enhanced Biological Phosphorus Removal" en *Biological Wastewater Treatment: principles, modelling and design*. IWA Publishing - London, UK.

A.4. Métricas Ambientales

A.4.1. Análisis de Ciclo de Vida

A.4.1.1. Análisis de Inventario

Tabla A.34.: Ejemplo de Tabla Inventario elaborada por Boustead, 1994.

| Entradas | | | | Salidas | | | | |
|----------------------|-------------------|--------|-----------|-----------------------|----------------------|--------------------|---------|--------|
| Categorías | | Unidad | Media | Emisiones | Categorías | Unidad | Media | |
| Combustibles | Carbón | MJ | 6.96 | Emisiones Gaseosas | Polvo | mg | 3900 | |
| | Gas | MJ | 6.04 | | Monóxido de carbono | mg | 2700 | |
| | Petróleo | MJ | 15.41 | | Dióxido de carbono | mg | 194 400 | |
| | Hidráulica | MJ | 0.84 | | Óxidos de azufre | mg | 13 000 | |
| | Nuclear | MJ | 7.87 | | Óxidos de nitrógeno | mg | 16 000 | |
| | Otros | MJ | 0.13 | | Cloro | mg | 2 | |
| Total | | MJ | 37.24 | | Cloruro de hidrógeno | mg | 230 | |
| Stock | Aceite | MJ | 16.85 | | Hidrocarburos | mg | 200 000 | |
| | Gas | MJ | 12.71 | | Metales | mg | 3 | |
| Combustibles Totales | | MJ | 66.80 | | Orgánicos clorados | mg | 720 | |
| Materias Primas | Mineral de hierro | mg | 400 | | Emisiones Sólidas | Residuo Industrial | mg | 1800 |
| | Piedra Caliza | mg | 1600 | | | Residuo Mineral | mg | 66 000 |
| | Agua | mg | 1 900 000 | | | Escorias y cenizas | mg | 47 000 |
| | Bauxita | mg | 220 | Químicos Inertes | | mg | 14 000 | |
| | Cloruro de sodio | mg | 690 000 | Químicos Regulados | | mg | 1200 | |
| | Arena | mg | 1200 | | | | | |

A.4.1.2. Análisis de Impacto del Ciclo de Vida

La metodología propuesta por el CML 2001 (Guinée et al., 2002) es una adaptación de unos de los primeros trabajos en desarrollo de metodología para ACV el

A.4 Métricas Ambientales

CML 1992. En ella se propone una lista de categorías de impacto clasificados en tres grupos según su obligatoriedad o no de incluirlas en los ACV.

A - Categorías de impacto obligatorias, utilizadas en la mayoría de ACVs y basadas en el trabajo de Udo de Haes et al. (1999a, 1999b).

B - Categorías de impacto adicionales, para las cuales existen indicadores pero no siempre son incluidos.

C - Otras categorías de impacto, para las cuales no se dispone de indicadores que permitan cuantificar el impacto y por tanto no son incluidas en los ACV.

Tabla A.35.: Clasificación de las diferentes categorías de impacto por área de protección, unidades equivalentes, escala geográfica y obligatoriedad de incluirlas según CML

| Categoría de impacto | Área de Protección ⁽¹⁾ | Unidades | Escala geográfica | CML |
|--------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|----------------------------|-----|
| Entradas | | | | |
| Agotamiento recursos abióticos | IV | kg Sb a ⁻¹ ^(*) | Global | A |
| Energía | IV | MJ kg ⁻¹ | Global | A |
| Uso del suelo Competitividad | IV | | Local | A |
| Pérdida soporte vida | I, II, III | | Local | B |
| Pérdida Biodiversidad | II | | Local | B |
| Salidas | | | | |
| Cambio climático | I, II, III | kg CO ₂ | Global | A |
| Agotamiento Ozono | I, II, III, IV | kg CFC11 | Global | A |
| Acidificación | I, II, III, IV | kg SO ₂ | Continental/regional/local | A |
| | | kg H ⁺ ^(*) | Global | |
| Eutrofización | I, III, IV | kg PO ₃ ⁻ | Continental/regional/local | A |
| Formación Foto-oxidantes | I, II, III, IV | kg etileno | Continental/regional/local | A |
| Toxicitat humana | I | kg 124 DCB | Continental/regional/local | A |
| | | kg Pb aire ^(*) | Global | |
| Ecotoxicitat Terrestre | II, IV | kg 124 DCB | Continental/regional/local | A |
| | | kg Zinc aire ^(*) | Global | |
| Acuática marina | II, IV | kg 124 DCB | Continental/regional/local | A |
| Acuática agua dulce | II, IV | kg 124 DCB | Continental/regional/local | A |
| | | kg Zinc agua ^(*) | Global | |
| Sedimento agua dulce | II, IV | kg 124 DCB | Continental/regional/local | B |
| Sedimento marino | II, IV | kg 124 DCB | Continental/regional/local | B |
| Otros | | | | |
| Desecación | | m ³ | Local | C |
| Radiaciones | | | Regional/local | B |
| Olor | | | Local | B |
| Ruido | | | Local | C |

⁽¹⁾Áreas de protección: I salud humana, II entorno natural, III entorno modificado por el hombre, IV recursos naturales

A.4.1.3. Categorías de Impacto

A pesar de que ésta es una de las etapas que más importancia puede tener para establecer la sostenibilidad de una actividad, no existe todavía un consenso sobre cuantos y cuales indicadores utilizar para llevar a cabo el análisis de los impactos sobre el ambiente. Dado la cantidad de categorías de impacto presentes en la metodología, un determinado número índices fue escogido para conseguir un criterio de representatividad de determinadas cuestiones ambientales selec-

cionadas. Por ejemplo, la categoría de calentamiento global se puede relacionar con el consumo de energía, la toxicidad con la presencia de compuestos peligrosos, la eutrofización con la emisión de nutrientes y el uso de la tierra con la demanda de infraestructura determinada.

Uso del suelo Hay muchos estudios en los que se muestran que la extinción de las especies se debe precisamente a la pérdida del hábitat de dichas especies. La conversión de hábitats naturales para la práctica agrícola y forestal, la expansión de las áreas urbanas e industriales han desplazado a los ecosistemas naturales. Por esta razón los indicadores más desarrollados hasta el momento guardan relación con la biodiversidad. Igualmente se ha visto la necesidad de establecer indicadores que evalúen los cambios en la calidad del suelo, que afectará aquellas funciones de sostén a la vida, fertilidad del suelo, ciclos hidrológicos, etc. Como se mencionó anteriormente, el área cubierta también puede ser una medida genérica de la cantidad de infraestructura necesaria.

Cambio climático La tierra absorbe la radiación del sol, luego esta energía es redistribuida en la atmósfera y los océanos y retornada en forma de radiación infrarroja. Parte de esta radiación es absorbida por los gases existentes en la atmósfera provocando el calentamiento del planeta, fenómeno denominado efecto invernadero. Estos gases son principalmente el vapor de agua y el CO_2 y otros gases como CH_4 , N_2O , y $CFCs$. La acción humana ha provocado un incremento de las emisiones de estos gases lo que puede llevar a un sobrecalentamiento del planeta y por lo tanto a una alteración de sus condiciones. El indicador que sirve para evaluar este impacto se expresará como GWP (Global Warming Potential). Su medida se hace relativa respecto del efecto producido por un kg de CO_2 y se calculará mediante la ecuación:

$$GWP = \sum_i GWP_i \cdot m_i$$

donde m_i es la masa de la sustancia i expresada en kg y GWP_i es el potencial de calentamiento global de la sustancia i , un factor desarrollado para comparar las emisiones de diferentes gases invernaderos. GWP_i^T Se define como la relación entre la contribución a la absorción de calor resultante de la emisión de 1 kg de un gas con efecto invernadero i y la emisión equivalente de CO_2 a lo largo de un tiempo T (20, 100 o 500 años). Generalmente se elige un periodo de 100 años,

A.4 Métricas Ambientales

en esta tesis, para estudiar los efectos a más corto plazo, se optó por un tiempo de integración de 20 años. Los valores de GWP_i son publicados periódicamente por Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), ver .

Tabla A.36.: Valores de GWP_{20} y GWP_{500} propuestos por el IPCC (1997)

| Substance | Comp. | CAS number | GWP_{20} (in kg CO2 eq./kg) | GWP_{500} (in kg CO2 eq./kg) |
|------------------------|-------|------------|-------------------------------|--------------------------------|
| 1,1,1-trichloroethane* | air | 71-55-6 | 360 | 35 |
| Carbon dioxide | air | 124-38-9 | 1 | 1 |
| CFC-11* | air | 75-69-4 | 5000 | 1400 |
| CFC-113* | air | 26523-64-8 | 5000 | 2300 |
| CFC-114* | air | 1320-37-2 | 6900 | 8300 |
| CFC-115* | air | 76-15-3 | 6200 | 13000 |
| CFC-12* | air | 75-71-8 | 7900 | 4200 |
| CFC-13* | air | 75-72-9 | 8100 | 13600 |
| Dichloromethane | air | 75-09-2 | 31 | 3 |
| Dinitrogen oxide | air | 10024-97-2 | 280 | 170 |
| HALON-1301* | air | 75-63-8 | 6200 | 2200 |
| HCFC-123* | air | 306-83-2 | 300 | 29 |
| HCFC-124* | air | 63938-10-3 | 1500 | 150 |
| HCFC-141b* | air | 27156-03-2 | 1800 | 200 |
| HCFC-142b* | air | 75-68-3 | 4200 | 630 |
| HCFC-22* | air | 75-45-6 | 4300 | 520 |
| HCFC-225ca* | air | 422-56-0 | 550 | 52 |
| HCFC-225cb* | air | 507-55-1 | 1700 | 170 |
| HFC-125 | air | 354-33-6 | 4600 | 920 |
| HFC-134 | air | 811-97-2 | 2900 | 310 |
| HFC-134a | air | 811-97-2 | 3400 | 420 |
| HFC-143 | air | 430-66-0 | 1000 | 94 |
| HFC-143a | air | 420-46-2 | 5000 | 1400 |
| HFC-152a | air | 75-37-6 | 460 | 42 |
| HFC-227ea | air | 431-89-0 | 4300 | 950 |
| HFC-134a | air | 811-97-2 | 3400 | 420 |
| HFC-143 | air | 430-66-0 | 1000 | 94 |
| HFC-143a | air | 420-46-2 | 5000 | 1400 |
| HFC-152a | air | 75-37-6 | 460 | 42 |
| HFC-227ea | air | 431-89-0 | 4300 | 950 |
| HFC-23 | air | 75-46-7 | 9100 | 9800 |
| HFC-236fa | air | 690-39-1 | 5100 | 4700 |
| HFC-245ca | air | 679-86-7 | 1800 | 170 |
| HFC-32 | air | 75-10-5 | 2100 | 200 |
| HFC-41 | air | 593-53-3 | 490 | 45 |
| HFC-43-10mee | air | 138495-42 | 3000 | 400 |
| Methane | air | 74-82-8 | 56 | 6.5 |
| Perfluorobutane | air | 355-25-9 | 4800 | 10100 |
| Perfluorocyclobutane | air | 115-25-3 | 6000 | 12700 |
| Perfluoroethane | air | 76-16-4 | 6200 | 14000 |
| Perfluorohexane | air | 355-42-0 | 5000 | 10700 |
| Perfluoromethane | air | 75-73-0 | 4400 | 10000 |
| Perfluoropentane | air | 678-26-2 | 5100 | 11000 |
| Perfluoropropane | air | 76-19-7 | 4800 | 10100 |
| Sulphur hexafluoride | air | 2551-62-4 | 16300 | 34900 |
| Tetrachloromethane* | air | 56-23-5 | 2000 | 500 |
| Trichloromethane | air | 67-66-3 | 14 | 1 |

Eutrofización En esta categoría se incluyen los impactos debidos a un alto nivel de emisión de los macronutrientes, nitrógeno y fósforo. Su incremento puede representar un aumento de la producción de biomasa en los ecosistemas acuáticos. Un aumento de las algas en los ecosistemas acuáticos producirá una

disminución del contenido de oxígeno debido a que la descomposición de dicha biomasa consumirá oxígeno medido como DBO. Este consumo de oxígeno puede conducir a alcanzar unas condiciones anaeróbicas que provocarán el crecimiento de bacterias anaeróbicas que liberan CH_4 , H_2S y NH_3 , que conllevan a la producción de malos olores, efectos pútridos y, en último término, a la desaparición de cualquier tipo de vida aeróbica.

La eutrofización causada por N y P (medido como O_2) es cuantificada y sumada para el cálculo de su contribución potencial a la formación de biomasa. Los potenciales de eutrofización, EP_i , son utilizados como factor de caracterización para calcular el indicador total para dicha categoría, EP :

$$EP = \sum^i EP_i \cdot m_i$$

donde m_i es la masa en kg de la sustancia i emitida al aire, agua o suelo. El total se expresará como kg de PO_4^{3-} como se muestra en la Tab. A.37.

Tabla A.37.: Factores de equivalencia EP, utilizados en CML 2001, en kg eq. de PO_4^{3-}

| Substancia | EP |
|---|-------|
| Amoníaco (NH_3) | 0,35 |
| Amonio (NH_4^+) | 0,42 |
| Dióxido de Nitrógeno (NO_2) | 0,13 |
| DQO (Demanda Química de Oxígeno) | 0,022 |
| Fosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, H_3PO_4 , as P) | 3,06 |
| Fósforo (P) | 3,06 |
| Nitratos (NO_3^-) | 0,095 |
| Nitritos (NO_2^-) | 0,13 |
| Nitrógeno (N_2) | 0,42 |
| Óxido Nitroso (N_2O) | 0,27 |
| Pentóxido de Fósforo (P_2O_5) | 1,336 |

Toxicidad En esta categoría se contemplan los efectos sobre los humanos y los ecosistemas acuáticos y terrestres de las sustancias tóxicas existentes en el ambiente. Estas categorías son aquellas para las cuales el factor destino y especialmente el transporte a través de diferentes medios tiene más importancia. Un contaminante no permanece en el mismo compartimento ambiental, en el cual es emitido, sino que puede desplazarse y alcanzar otros compartimentos

A.4 Métricas Ambientales

que serán a su vez contaminados. Una determinada sustancia puede incluso ser más dañina en un medio diferente al de su emisión.

El cálculo del impacto de toxicidad en humanos viene determinado por la ecuación:

$$HTP = \sum_{ecom}^i \sum HTP_{ecom,i} \cdot m_{i,ecom}$$

El resultado HTP se expresa en kg equivalentes de 1,4-Diclorobenceno, siendo $HTP_{ecom,i}$ el factor de caracterización para el contaminante i emitido al compartimento ambiental $ecom$ (aire, agua dulce, agua de mar, suelo agrícola o suelo industrial) y $m_{ecom,i}$ la masa emitida de cada contaminante i hacia el compartimento $ecom$.

De igual manera el cálculo de la ecotoxicidad acuática, $FAETP$, se calcula mediante la expresión:

$$FAETP = \sum_{ecom}^i \sum ATP_{ecom,i} \cdot m_{i,ecom}$$

y la ecotoxicidad terrestre, $TETP$:

$$TTP = \sum_{ecom}^i \sum TTP_{ecom,i} \cdot m_{i,ecom}$$

siendo $FAETP_{ecom,i}$ y $TETP_{ecom,i}$ los factores de caracterización para el contaminante i emitido al compartimento ambiental $ecom$, para la toxicidad de los ecosistemas acuático de agua dulce y terrestre respectivamente. La cuantificación de los impactos, al igual que para la categoría GWP , puede efectuarse a lo largo de diferentes tiempos T (20,100 o 500 años). Para estudiar los efectos a más corto plazo, se optó por un tiempo de integración de 20 años.

A.4.2. OpenLCA

Es una herramienta profesional, software libre, gratuito y multiplataforma para realizar completos análisis del ciclo de vida de un producto o servicio. Fue desarrollado en Alemania por el grupo GreenDelta. Se viene desarrollando desde

2006, por lo que es un software joven y con mucho futuro por delante. Como características importantes se resalta:

- Es Software Libre, con licencia MPL (Mozilla Public License), cumple completamente con la definición de software de código abierto de la Open Source Initiative (OSI) y con las cuatro libertades del software libre enunciadas por la Free Software Foundation (FSF). Es decir, puedes usar el programa para cualquier propósito, estudiar cómo funciona y modificarlo para adaptarlo a tus necesidades, puedes distribuir copias del programa y puedes mejorar el programa y hacer públicas esas mejoras a los demás, de modo que toda la comunidad se beneficie.
- Es gratuito, no requiere un pago por licencia de uso.
- Es multiplataforma, la aplicación funciona en Windows, MacOS y Linux.
- No requiere estar conectado a internet.
- Está orientado a realizar Análisis del Ciclo de vida de un producto y de la huella de carbono y del agua, pero además da la posibilidad de desarrollar, entre otras posibilidades, modelos económicos.
- Es un sistema modular al que se le pueden añadir plugins para ampliar sus características.
- Dispone de la selección más amplia de bases de datos disponibles. Básicamente, cualquier base de datos en formato de datos EcoSpold o ILCD se puede importar y utilizar en OpenLCA. Hay muchas bases de datos gratuitas disponibles, pero también ofrecen las bases de datos no libres GaBi y Ecoinvent, bajo pago por licencia de uso. Esto es en la actualidad la selección más amplia de datos disponible en cualquier software de LCA, en todo el mundo.
- Tiene interesantes características de compatibilidad con otros programas, ya que dispone de una extensión que permite exportar e importar análisis entre las más importantes y usadas aplicaciones del sector.

A.4.3. Resultados ACV

A.4.4. Bibliografía

1. Renou S, Thomas JS, Aoustin E, Pons MN. (2008). J. Cleaner Prod., 16, 1098-1105.

2. Hospido A, Teresa Moreira M, Fernandez-Couto M, Feijoo G. (2004). *Int. J. LCA.*, 9(4), 261-271.
3. Emmerson HC, Morse GK, Lester JN, Edge DR. (1995). *J. Inst. Water Environ. Manage.*, 9, 317-325.
4. Foley J, De Haas D, Hartley K, Lant P. (2010). *Water Res.*,44, 1654 -1666.
5. Gallego A, Hospido A, Teresa Moreira M, Feijoo G. (2008). *Resour. Conserv. Recycl.*, 52, 931-940

A.5. Información adicional de los PPCPs

A.5.1. Eliminación de PPCPs durante el tratamiento convencional de aguas residuales

Estudios del destino de PPCPs durante el tratamiento primario de aguas residuales (coagulación, floculación y sedimentación) son generalmente limitados y de una relativa importancia, estudios realizados en el tratamiento de agua potable sugieren a menudo que la eliminación durante esta etapa es relativamente insignificante. Por el contrario, la mayor contribución a la eliminación de PPCPs durante el tratamiento convencional de aguas residuales tiene lugar al tratamiento secundario (biológico). Este último es, por lo tanto, el proceso más profundamente estudiado con respecto a la eliminación PPCP y del que mayor cantidad de datos existen en referencia a la eficiencia del tratamiento.

A menudo se utiliza la expresión remoción para describir no sólo la eliminación de PPCPs de la corriente de tratamiento (adsorción en el lodo o sólidos), sino también de aquel proceso que lleva a la transformación del PPCP (biodegradación o reacción química), a pesar de que no se constituyan una eliminación completa, dado que algunos metabolitos y/o productos de transformación permanecerán en el sistema.

Los Lodos Activados Convencionales (CAS) es el sistema de tratamiento biológico más comúnmente utilizado en el tratamiento de aguas residuales. Durante este tratamiento, la eliminación PPCP puede atribuirse tanto a la biodegradación como a la adsorción de los compuestos a los lodos. La Fig. A.11 muestra el grado de eliminación PPCP en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales convencionales (que emplean tratamiento primario y CAS). Estos datos, que se refieren a concentraciones en el afluente y efluente de plantas de tratamiento, se obtuvieron de fuentes publicadas y se presentan en una escala logarítmica. Esta escala fue necesaria dada la amplia gama de concentraciones encontradas de PPCPs en el tratamiento de aguas residuales, la cual extiende en casi seis órdenes de magnitud (de 0.1 a 10^5 ng/L).

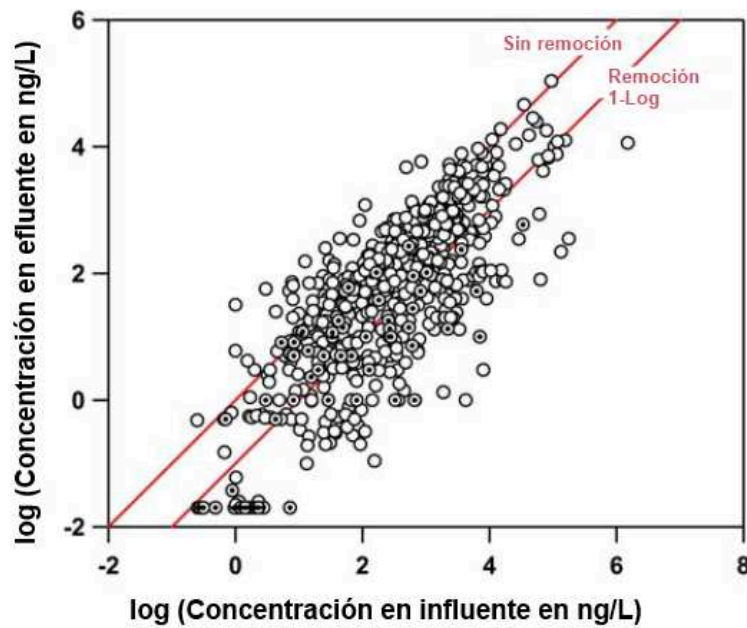


Figura A.11.: Gráfico comparativo en escala logarítmica para las concentraciones de entrada y salida de diversos PPCPs

A pesar de la existencia de cierta dispersión en los datos, se verifica un número determinado de especies que son resistentes al tratamiento convencional (puntos situados por encima de la línea de no eliminación). Una característica útil de comparación es la que se observa en el nivel de eliminación correspondiente a $1 - \log_{10}$ (90 %) de la concentración de PPCP en el afluente.

Como se muestra en la Fig. A.11, las plantas de tratamiento de aguas residuales que utilizan solamente remoción de sólidos y CAS, tienden a lograr al menos una unidad logarítmica ($1 - \log_{10}$) de eliminación de la concentración inicial de PPCPs. De los 818 puntos de datos disponibles, correspondientes a concentraciones de PPCPs en el influente de plantas de tratamientos convencionales, sólo el 25 % superó la eliminación $1 - \log_{10}$ para las correspondientes concentraciones del efluente. Cabe destacar que esta tendencia se mantiene en todo el rango de concentraciones del afluente. En general se puede suponer, por lo tanto, que las instalaciones que no utilizan alguna forma de tratamiento terciario remueven en el mejor de los casos un 90 % de algunos PPCPs presentes en el influente.

Por otro lado, la revisión de la biodegradación de PPCPs puede ser efectuada durante el tratamiento de aguas residuales, pero para no realizar generalizaciones acerca de remoción de diferentes clases de compuestos en diferentes EDARs, es necesario revisar los compuestos individualmente. Los datos presentados anteriormente fueron colocados de una manera masiva, sin una distinción específica

del tratamiento. La Fig. A.12 presenta eficiencias de remoción (en \log_{10}) reportadas para compuestos seleccionados en diferentes EDARs que emplean remoción de sólidos y CAS, ilustrando las diferencias del comportamiento individual de cada PPCPs y también aquellas encontradas entre las diferentes EDARs.

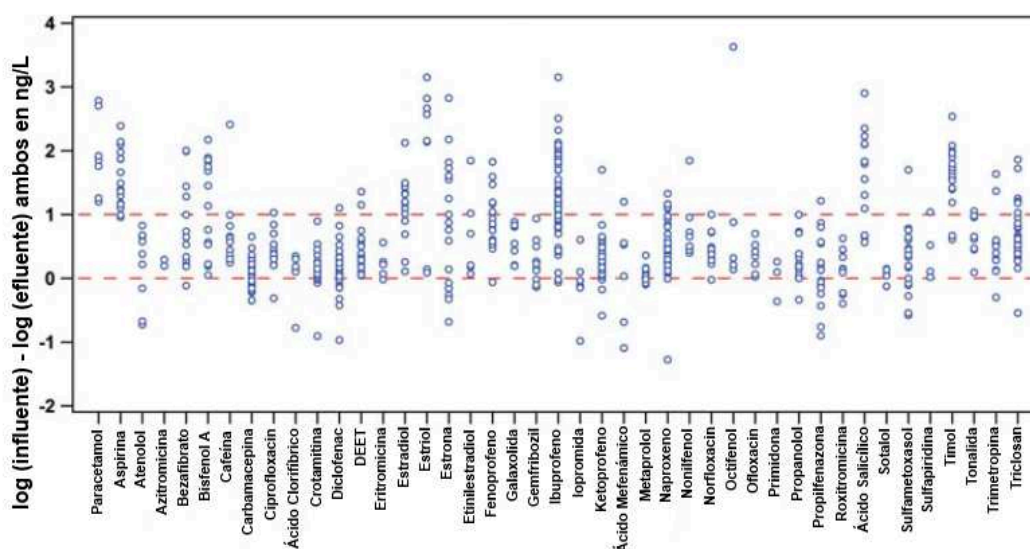
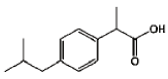
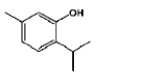
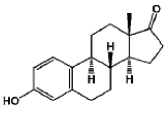
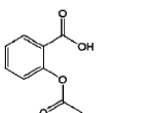
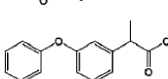
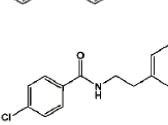
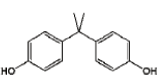
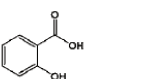
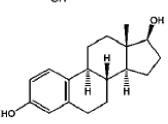
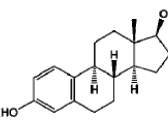
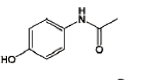
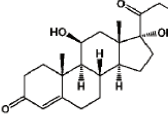
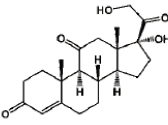
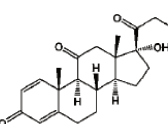
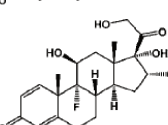


Figura A.12.: Eficiencias de remoción en \log_{10} de compuestos seleccionados en aquellas EDAR que utilizan operaciones de tratamiento de aguas residuales tradicionales

Los compuestos con una particular susceptibilidad alta en el tratamiento convencional se resumen en la Tab.A.38. Estos incluyen el Paracetamol, Timol, Aspirina, Ácido Salicílico, Estríol, 17β -estradiol, Estrona, Fenopropeno, Bezafibrato, Bisfenol A, Cortisol, Cortisona, Dexametasona, y Prednisona. Este relativamente pequeño subconjunto de compuestos, incluyendo al Ibuprofeno, comprenden 160 de los 202 casos en el que el conjunto de datos exceden la eliminación de $1 - \log_{10}$. Por tanto, el tratamiento de aguas residuales convencionales puede ser suficiente para su eliminación, particularmente si están presentes en concentraciones bajas en el afluente.

A.5 Información adicional de los PPCPs

Tabla A.38.: Aquellos compuestos más susceptibles a la eliminación a través de tratamiento de aguas residuales tradicional

| Compuesto (CAS #) | Estructura Química | Clase de Compuesto | Número de estudios | remoción > 1-log (% estudios) |
|----------------------------|---|---------------------|--------------------|-------------------------------|
| Ibuprofeno (15687-27-1) |  | Antiinflamatorio | 65 | 44 (69%) |
| Timol (89-83-8) |  | Antimicrobiano | 18 | 16 (89%) |
| Estrona (53-15-7) |  | Hormona | 18 | 8 (44%) |
| Aspirina (88566-80-7) |  | Analgésico | 17 | 16 (94%) |
| Fenoporfeno (29679-588-1) |  | Antiinflamatorio | 17 | 7 (41%) |
| Bezafibrato (41859-67-0) |  | Regulador Lipídico | 15 | 5 (33%) |
| Bisfenol A (80-05-7) |  | Disruptor Endocrino | 14 | 5 (35%) |
| Ácido Salicílico (69-72-7) |  | Antiinflamatorio | 13 | 10 (77%) |
| 17-b estradiol (50-28-2) |  | Hormona | 13 | 9 (69%) |
| Estriol (50-27-1) |  | Hormona | 8 | 6 (75%) |
| Paracetamol (8055-08-1) |  | Analgésico | 7 | 7 (100%) |
| Cortisol (8056-11-9) |  | Glucocorticoide | 7 | 7 (100%) |
| Cortisona (50-22-6) |  | Glucocorticoide | 7 | 7 (100%) |
| Prednisona (53-03-2) |  | Glucocorticoide | 7 | 7 (100%) |
| Dexametasona (50-02-2) |  | Glucocorticoide | 6 | 6 (100%) |

En contraste, ciertas especies son esencialmente recalcitrantes al tratamiento convencional. Un buen ejemplo es la Carbamacepina (antiepiléptico) cuyas concentraciones en el efluente de las instalaciones de tratamiento convencionales son prácticamente iguales a las del afluente para los 48 casos donde se informó su detección. Otros compuestos que por lo general pueden ser considerados resistentes al tratamiento primario y secundario se resumen en la Tab.A.39. Esta incluye al Diclofenac, Iopromida, Metoprolol y Sotalol.

Tabla A.39.: Aquellos compuestos recalcitrantes al tratamiento de aguas residuales tradicional

| | Propiedades | | Mediciones | | Modeladas | | Valores en bibliografía (log K _d) | |
|------|---------------------|-----------------|---------------------|--------------------|---------------------|--------------------|---|--|
| | log K _{ow} | pK _a | log K _{oc} | log K _d | log K _{oc} | log K _d | Barro Primario | Barro Secundario |
| HHCB | 5.9 | – | 4.48–5.96 | 3.45–4.30 | 4.52 | 2.84–3.70 | – 3.7 – | 4.1–4.2 ^c 3.2 ^d 3.3 ^e 3.7–3.9 ^f |
| AHTN | 5.8 | – | 4.67–6.04 | 3.70–4.43 | 4.44 | 2.76–3.62 | – 3.7 – | 4.0–4.1 ^c 3.1 ^d 3.4 ^e 4.0–4.2 ^f |
| CBZ | 2.45 | <1; 13.9 | 2.26–3.48 | 1.31–1.83 | 2.00 | 0.32–1.18 | <1.3 | 1.4 ^g 0.09 ^e |
| IBP | 4.0 | 4.5–5.2 | 1.82–3.12 | 1.00–1.78 | 1.58–2.59 | 0.46–1.59 | <1.3 | 0.3–2.7 ^h 2.7 ^g 0.85 ^e |
| NPX | 3.2 | 4.2 | 2.00–3.00 | 1.03–1.71 | 0.54–1.61 | (–0.57)–0.60 | | 2.3 ^g |
| DCF | 4.5 | 4.15 | 2.20–3.42 | 1.26–2.18 | 1.50–2.57 | 0.39–1.56 | | –0.1 ^g (pH 7.0) 2.7 (pH 6.6) 1.2 ^e (pH 7.5) |
| IPM | –2.3 | 9.9 | 1.81–2.88 | 0.72–1.48 | (–1.55) | (–3.23)–(–2.37) | <0.70 | 1.0 ^e |
| SMX | 0.89 | 1.8; 5.6–5.7 | 2.06–3.47 | 0.77–1.79 | (–0.08)–0.68 | (–1.22)–(–0.30) | 2.6 | 2.4 ⁱ |
| ROX | 2.4–2.7 | 9.2 | 2.09–3.15 | 1.14–1.92 | (–0.74)–0.35 | (–1.97)–(–0.48) | 2.6 | 2.2–2.7 ⁱ |
| E1 | 4.1 | 10.4 | 3.00–4.18 | 2.18–2.77 | 3.18 | 1.51–2.37 | – | – 2.4–2.7 ^j |
| E2 | 3.9–4.0 | 10.4 | 3.13–3.69 | 2.30–2.83 | 3.11 | 1.43–2.29 | – – | 3.2 ^h 2.5–2.8 ^j 2.6–3.0 ^k |
| EE2 | 4.2 | 10.4–10.7 | 2.90–4.16 | 2.08–2.85 | 3.26 | 1.58–2.44 | 2.4 – – | 2.5 ^e 2.7–2.9 ^j 2.7–3.0 ^k |

| | | |
|--|--|--------------------------|
| Referencias | | Compuestos |
| ^a Ternes and Joss (2006). | ^g Jones et al. (2002) | HHCB - Galaxolida |
| ^b Schwarzenbach et al. (2003) | ^h Stuer-Lauridsen et al. (2000) | AHTN - Tonalida |
| ^c Simonich et al. (2002) | ⁱ Göbel et al. (2005) | CBZ - Carbamecepina |
| ^d Artola-Garicano et al. (2003) | ^j Andersen et al. (2005) | IBP - Ibuprofeno |
| ^e Ternes et al. (2004) | ^k Clara et al. (2004) | NPX - Naproxeno |
| ^f Joss et al. (2005) | | DCF - Diclofenac |
| | | IPM - Iopromida |
| | | SMX - Sulfametoaxol |
| | | ROX - Roxitromicina |
| | | E1 - Estrona |
| | | E2 - 17b-Estradiol |
| | | EE2 - 17a-Etiniestradiol |

Curiosamente, los datos existente de influente y efluentes indican que para el tratamiento biológico convencional, la eliminación PPCP aparece relativamente invariante con respecto a la composición de la comunidad microbiana, así como las condiciones de HRT y SRT aplicadas. Por consiguiente, el potencial máximo la eliminación mediante tratamiento biológico convencional probable no pueda ser ampliado mucho más allá del rendimiento corriente a través de una simple manipulación de las condiciones de operación del proceso. Más bien, parece que las mejoras sólo se pueden lograr mediante la actualización a una tecnología de

tratamiento biológico más avanzado, como reactores de membrana o la inclusión de otros procesos, aunque los aumentos en la remoción de PPCP sólo pueden ser pequeños en el mejor de los casos.

A.5.2. Bibliografía

1. M. Clara, B. Strenn, O. Gans, E. Martinez, N. Kreuzinger and H. Kroiss, *Water Res.*, 2005, 39, 4797–4807.
2. M. Carballa, F. Omil and J. M. Lema, *Chemosphere*, 2008, 72, 1118–1123.
3. A. Göbel, C. S. McArdell, A. Joss, H. Siegrist and W. Giger, *Sci. Total Environ.*, 2007, 372, 361–371.
4. E. Llorens, V. Matamoros, V. Domingo, J. M. Bayona and J. Garcia, *Sci. Total Environ.*, 2009, 407, 2517–2524.
5. S. Perez and D. Barcelo, *Anal. Chem.*, 2008, 80, 8135–8145.
6. K. Onesios, J. Yu and E. Bouwer, *Biodegradation*, 2009, 20, 441–466.
7. R.L. Oulton, T. Kohn, D. M. Cwiertny. *J. Environ. Monit.*, 2010, 12, 1956–1978.
8. S. Suarez, J. M. Lema and F. Omil, *Bioresour. Technol.*, 2009, 100, 2138–2146.
9. C.P. Yu and K.-H. Chu, *Chemosphere*, 2009, 75, 1281–1286.

A.6. Resultados de simulaciones

En este Apéndice se condensan los resultados de cada una de las simulaciones efectuadas en el simulador GPS-X, los cálculos adicionales y los resultados obtenidos a través de la herramienta OpenLCA.

Inicialmente se introducen los parámetros y constantes más relevantes del modelo utilizado, luego se presenta el diagrama de cada uno de las alternativas analizadas, incluyendo un resumen de cada uno de las unidades involucradas en el escenario. Posteriormente el cálculo de la remoción de los PPCPs, y el resumen del Análisis de Ciclo de Vida.

A.6.1. Simulaciones en GPS-X

Mantis2

Heterotrophic Biomass

| | |
|--|-------------------|
| aerobic heterotrophic yield on soluble substrate | 0.666 [gCOD/gCOD] |
| anoxic heterotrophic yield on soluble substrate | 0.533 [gCOD/gCOD] |

Methylotrophic Biomass

| | |
|---|------------------|
| aerobic methylotrophe yield on methanol | 0.45 [gCOD/gCOD] |
| anoxic methylotrophe yield on methanol | 0.36 [gCOD/gCOD] |

Fermentative Biomass

| | |
|-------------------------------|------------------|
| yield of fermentative biomass | 0.18 [gCOD/gCOD] |
|-------------------------------|------------------|

Ammonia-Oxidizing Biomass

| | |
|------------------------|----------------|
| ammonia-oxidizer yield | 0.18 [gCOD/gN] |
|------------------------|----------------|

Nitrite-Oxidizing Biomass

| | |
|------------------------|----------------|
| nitrite-oxidizer yield | 0.06 [gCOD/gN] |
|------------------------|----------------|

Anammox Biomass

| | |
|-------------------------------------|-----------------|
| biomass yield on NH ₄ -N | 0.168 [gCOD/gN] |
|-------------------------------------|-----------------|

Poly-Phosphate-Accumulating Biomass (PAOs)

| | |
|-----------------------------|-------------------|
| aerobic yield on PAO growth | 0.639 [gCOD/gCOD] |
| anoxic yield on PAO growth | 0.511 [gCOD/gCOD] |
| PHA storage yield | 0.4 [gP/gCOD] |
| Xpp storage yield | 0.2 [gP/gCOD] |

Acetogenic Biomass

| | |
|--------------------------------|------------------|
| acetogenic yield on propionate | 0.04 [gCOD/gCOD] |
|--------------------------------|------------------|

Hydrogenotrophic Methanogenic Biomass

| | |
|--------------------------------------|------------------|
| methanogenic yield on H ₂ | 0.06 [gCOD/gCOD] |
|--------------------------------------|------------------|

Acetoclastic Methanogenic Biomass

| | |
|-------------------------------|------------------|
| methanogenic yield on acetate | 0.05 [gCOD/gCOD] |
|-------------------------------|------------------|

Unbiodegradable Fraction from Biomass Decay

| | |
|--|------------------|
| unbiodegradable fraction from cell decay | 0.08 [gCOD/gCOD] |
|--|------------------|

Soluble Inert COD fraction

| | |
|--|---------------|
| fraction of inert COD produced during hydrolysis | 0 [gCOD/gCOD] |
|--|---------------|

Absorption of Colloidal COD

| | |
|---|----------------------------------|
| specific adsorption rate | 0.1 [1/(gCOD/m ³)/d] |
| saturation/inhibition coefficient for X _s /X _{bh} | 0.05 [-] |

Heterotrophic Biomass

| | |
|--|---------------|
| maximum specific growth rate on substrate | 3.2 [1/d] |
| saturation/inhibition coefficient for s _s | 5 [mgCOD/L] |
| saturation/inhibition coefficient for oxygen | 0.2 [mgCOD/L] |
| saturation coefficient for ammonia (nutrient) | 0.05 [mgN/L] |
| saturation coefficient for phosphorus (nutrient) | 0.01 [mgP/L] |
| saturation/inhibition coefficient for S _{ac} | 5 [mgCOD/L] |
| saturation/inhibition coefficient for S _{pro} | 5 [mgCOD/L] |
| reduction factor for denitrification on nitrate-N | 0.32 [-] |
| reduction factor for denitrification on nitrite-N | 0.48 [-] |
| saturation coefficient for nitrite | 0.75 [mgN/L] |
| saturation coefficient for nitrate | 0.5 [mgN/L] |
| tasa de descomposición de la biomasa heterotrófica | 0.62 [1/d] |

Methylotrophic Biomass

| | |
|---|---------------|
| maximum growth rate for methylotrophs | 1.3 [1/d] |
| methanol saturation coefficient for methylotrophs | 0.5 [mgCOD/L] |
| saturation coefficient of nitrite for methylotrophs | 0.1 [mgN/L] |
| saturation coefficient of nitrate for methylotrophs | 0.1 [mgN/L] |
| oxygen saturation for methylotrophs | 0.2 [mgCOD/L] |
| reduction factor for denitrification on nitrate-N | 0.4 [-] |
| reduction factor for denitrification on nitrite-N | 0.6 [-] |
| methylotrophic decay rate | 0.2 [1/d] |

Ammonia-Oxidizing Biomass

| | |
|---|----------------|
| maximum growth rate for ammonia oxidizer | 0.9 [1/d] |
| ammonia saturation coefficient for ammonia oxidizer | 0.7 [mgN/L] |
| oxygen saturation for ammonia oxidizer | 0.25 [mgCOD/L] |
| ammonia oxidizer decay rate | 0.17 [1/d] |

Nitrite-Oxidizing Biomass

| | |
|---|----------------|
| maximum growth rate for nitrite oxidizer | 1 [1/d] |
| nitrite saturation coefficient for nitrite oxidizer | 0.1 [mgN/L] |
| oxygen saturation for nitrite oxidizer | 0.68 [mgCOD/L] |
| nitrite oxidizer decay rate | 0.17 [1/d] |

Anammox Biomass

| | |
|---|---------------|
| maximum growth rate of anammox bacteria | 0.0186 [1/d] |
| ammonia saturation for anammox bacteria | 0.73 [mgN/L] |
| nitrite saturation coefficient for anammox bacteria | 0.5 [mgN/L] |
| oxygen saturation/inhibition for anammox bacteria | 0.1 [mgCOD/L] |
| decay rate of anammox bacteria | 0.0029 [1/d] |

Poly-Phosphate-Accumulating Biomass (PAOs)

| | |
|---------------------------|-----------------|
| tasa de almacenaje de PHA | 6 [gCOD/gPAO/d] |
|---------------------------|-----------------|

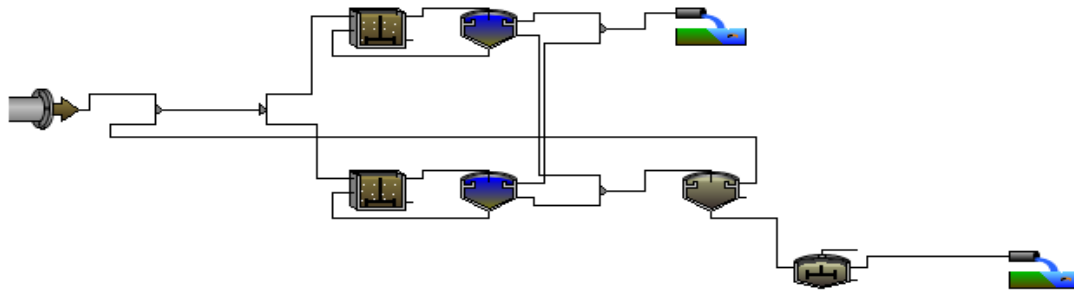
Model Stoichiometry

Kinetic

| | |
|--|---|
| saturation coefficient of PAO for Sac | 4 [mgCOD/L] |
| saturation coefficient for Xpp/Xbp | 0.01 [gP/gCOD] |
| saturation coefficient of PAO for Spro | 4 [mgCOD/L] |
| maximum growth rate of PAO | 1 [1/d] |
| saturation coefficient for PHA | 0.01 [gCOD/gPAOCOD] |
| saturation coefficient for oxygen | 0.2 [mgCOD/L] |
| rate constant for storage of poly-phosphate | 1.5 [gP/gPAO/d] |
| maximum ratio of Xpp/Xpao | 0.34 [gP/gPAO] |
| inhibition coefficient for Xpp/Xbp | 0.02 [gP/gCOD] |
| P saturation for uptake | 0.2 [mgP/L] |
| reduction factor for denitrification on nitrate-N | 0.24 [-] |
| reduction factor for denitrification on nitrite-N | 0.36 [-] |
| saturation coefficient of nitrite for PAO | 0.5 [g-N/m3] |
| saturation coefficient of nitrate for PAO | 0.5 [g-N/m3] |
| decay coefficient for PAO | 0.2 [1/d] |
| poly-P lysis coefficient | 0.2 [1/d] |
| PHA lysis coefficient | 0.2 [1/d] |
| Fermentative Biomass | |
| maximum fermentation rate | 3 [1/d] |
| oxygen saturation for obligate anaerobic biomass | 0.1 [mgCOD/L] |
| nitrate saturation for obligate anaerobic biomass | 0.1 [mgN/L] |
| substrate saturation for fermentative biomass | 4 [mgCOD/L] |
| hydrogen saturation/inhibition for acidifier | 10 [mgCOD/L] |
| decay rate for fermentative biomass | 0.04 [1/d] |
| Acetogenic Biomass | |
| maximum growth rate of propionate degrading bacteria | 0.35 [1/d] |
| undissociated propionate saturation for propionate degrading bacteria | 10 [mgCOD/L] |
| hydrogen inhibition for propionate degrader | 5 [mgCOD/L] |
| decay coefficient for acetogens | 0.02 [1/d] |
| Hydrogenotrophic Methanogenic Biomass | |
| maximum growth rate of H ₂ -utilizing bacteria | 0.368 [1/d] |
| hydrogen saturation for hydrogenotrophic methanogens | 2.5 [mgCOD/L] |
| decay coefficient for hydrogenotrophic methanogens | 0.01 [1/d] |
| Acetoclastic Methanogenic Biomass | |
| maximum growth rate of acetate utilizing bacteria | 0.15 [1/d] |
| acetate saturation for hydrogenotrophic methanogens | 75 [mgCOD/L] |
| decay coefficient for acetoclastic methanogens | 0.02 [1/d] |
| Hidrólisis | |
| constante de tasa de hidrólisis | 3 [1/d] |
| saturation coefficient for particulate COD | 0.1 [-] |
| factor de reducción de hidrólisis anoxica | 0.28 [-] |
| factor de reducción de hidrólisis anaerobia | 0.4 [-] |
| saturation/inhibition coefficient for NO _x | 0.5 [mgN/L] |
| Amonificación | |
| tasa de amonificación | 0.08 [1/d] |
| Precipitation of CaCO₃ (Calcite) | |
| precipitation/dissolution rate for CaCO ₃ | 5 [(g-ppt/m ³)/((gCa/m ³).(gCO ₃ -C/m ³).d)] |
| pK _{sp} of CaCO ₃ | 6.45 [-] |
| switching coefficient for dissolution of CaCO ₃ | 1 [g-ppt/m ³] |
| Precipitation of MgNH₄PO₄ (Struvite) | |
| precipitation/dissolution rate for MgNH ₄ PO ₄ .6H ₂ O | 300 [(g-ppt/m ³)/((gMg/m ³).(gNH ₄ -N/m ³).(gPO ₄ -P/m ³).d)] |
| pK _{sp} of MgNH ₄ PO ₄ .6H ₂ O | 13.2 [-] |
| switching coefficient for dissolution of MgNH ₄ PO ₄ .6H ₂ O | 1 [g-ppt/m ³] |
| Precipitation of MgHPO₄ (Newberyite) | |
| precipitation/dissolution rate for MgHPO ₄ .3H ₂ O | 0.05 [(g-ppt/m ³)/((gMg/m ³).(gHPO ₄ -P/m ³).d)] |
| pK _{sp} of MgHPO ₄ .3H ₂ O | 5.8 [-] |
| switching coefficient for dissolution of MgHPO ₄ .3H ₂ O | 1 [g-ppt/m ³] |
| Precipitation of Ca₃(PO₄)₂ (Amorphous calcium phosphate) | |
| precipitation/dissolution rate for CaPO ₄ | 150 [(g-ppt/m ³)/((gCa/m ³) ³ .(gPO ₄ -P/m ³) ² .d)] |
| pK _{sp} of CaPO ₄ | 23 [-] |
| switching coefficient for dissolution of CaPO ₄ | 1 [g-ppt/m ³] |
| Precipitation of MgCO₃ (Magnesite) | |
| precipitation/dissolution rate for MgCO ₃ | 50 [(g-ppt/m ³)/((gMg/m ³).(gCO ₃ -C/m ³).d)] |
| pK _{sp} of MgCO ₃ | 7 [-] |
| switching coefficient for dissolution of MgCO ₃ | 1 [g-ppt/m ³] |
| Precipitation of AlPO₄ | |
| precipitation/dissolution rate for AlPO ₄ | 1 [(g-ppt/m ³)/((gAl/m ³).(gPO ₄ -P/m ³).d)] |
| pK _{sp} of AlPO ₄ | 21 [-] |
| switching coefficient for dissolution of AlPO ₄ | 1 [g-ppt/m ³] |
| Precipitation of FePO₄ | |
| precipitation/dissolution rate for FePO ₄ | 1 [(g-ppt/m ³)/((gFe/m ³).(gPO ₄ -P/m ³).d)] |
| pK _{sp} of FePO ₄ | 26 [-] |
| switching coefficient for dissolution of FePO ₄ | 1 [g-ppt/m ³] |

Convencional

Simulation



Simulation Setup

Time

| | |
|------------------------|-----------------------|
| stopping time | 0 [d] |
| communication interval | 0.05 [d] |
| date and time at t=0 | 2006 [yr,m,d,h,min,s] |
| | 1 |
| | 1 |
| | 0 |
| | 0 |
| | 0 |
| initial time | 0 [d] |

Rounding

| | |
|--------------------------------|-----|
| round seconds to full minutes | Off |
| round minutes to quarter hours | Off |

Repeat Runs

| | |
|------------------|---|
| number of reruns | 0 |
|------------------|---|

Consistency Check

| | |
|-----------------------|----|
| show process warnings | On |
|-----------------------|----|

Process Warnings

| | |
|------------------------------------|-----|
| write process warnings into file | Off |
| process warnings only once per run | On |

Aeration Limit Settings

| | |
|--|----|
| apply aeration limits (airflow per diffuser) | On |
| show aeration limit warning | On |

Display of Discontinuous Pump Flows (SBR and BAF units only)

| | |
|---|-----|
| display concentrations in discontinuous pump flows at all times | Off |
|---|-----|

Influent Stoichiometry

COD to VSS ratio

| | |
|---|-----------------|
| XCOD/VSS ratio of particulate substrate | 1.8 [gCOD/gVSS] |
| XCOD/VSS ratio of inert particulate | 1.8 [gCOD/gVSS] |

Carbon Fraction in mixed substrate

| | |
|---|----------------|
| C content of soluble inert material | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of inert particulate material | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of slowly biodegradable substrate | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of soluble substrate | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of colloidal material | 0.32 [gC/gCOD] |

Global Fixed Stoichiometry

Fractions Used in Composite Variable Calculations

| | |
|--|---|
| heterotrophic yield (global) | 0.666 [gCOD/gCOD] |
| ultimate unbiodegradable fraction | 0.206 [-] |
| ratio of soluble BOD to soluble COD | 0.717 [-] |
| ratio of part. substrate BOD to part. substrate COD | 0.703 [-] |
| ratio of biomass BOD to biomass COD | 0.566 [-] |
| XCOD/VSS ratio of PHA | 1.67 [gCOD/gVSS] |
| Carbon Fractions in States Other Than Biomass | |
| C content of acetate | 0.375 [gC/gCOD] |
| C content of propionate | 0.321 [gC/gCOD] |
| C content of methanol | 0.25 [gC/gCOD] |
| C content of soluble methane | 0.188 [gC/gCOD] |
| C content of PHA accumulated in PAO | 0.333 [gC/gCOD] |
| C content of carbon dioxide | 0.273 [gC/gCO ₂] |
| C content of calcium carbonate | 0.12 [gC/gCaCO ₃] |
| C content of magnesium carbonate | 0.142 [gC/gMgCO ₃] |
| Nitrogen Fractions in States Other Than Biomass | |
| N content of struvite | 0.0571 [gN/gMgNH ₄ PO ₄ .6H ₂ O] |
| Phosphorus Fractions in States Other Than Biomass | |
| P content of aluminum phosphate | 0.254 [gP/gAlPO ₄] |
| P content of iron phosphate | 0.206 [gP/gFePO ₄] |
| P content of calcium phosphate | 0.2 [gP/gCaPO ₄] |
| P content of magnesium hydrogen phosphate | 0.178 [gP/gMgHPO ₄ .3H ₂ O] |
| P content of struvite | 0.126 [gP/gMgNH ₄ PO ₄ .6H ₂ O] |
| Method for Defining Biomass Stoichiometry | |
| biomass stoichiometry determined by | entering stoichiometric fractions |
| Carbon Fractions in Biomass | |
| C content of heterotrophic biomass | 0.366 [gC/gCOD] |
| C content of phosphate-accumulating biomass | 0.366 [gC/gCOD] |
| C content of ammonia-oxidizing biomass | 0.366 [gC/gCOD] |
| C content of nitrite-oxidizing biomass | 0.366 [gC/gCOD] |
| C content of acetogenic biomass | 0.366 [gC/gCOD] |
| C content of acetoclastic methanogenic biomass | 0.366 [gC/gCOD] |
| C content of hydrogenotrophic methanogenic biomass | 0.366 [gC/gCOD] |
| C content of annamox biomass | 0.341 [gC/gCOD] |
| C content of fermentative biomass | 0.366 [gC/gCOD] |
| C content of methylotrophic biomass | 0.366 [gC/gCOD] |
| C content of unbiodegradable residue | 0.366 [gC/gCOD] |
| Hydrogen Fractions in Biomass | |
| H content of heterotrophic biomass | 0.0427 [gH/gCOD] |
| H content of phosphate-accumulating biomass | 0.0427 [gH/gCOD] |
| H content of ammonia-oxidizing biomass | 0.0427 [gH/gCOD] |
| H content of nitrite-oxidizing biomass | 0.0427 [gH/gCOD] |
| H content of acetogenic biomass | 0.0427 [gH/gCOD] |
| H content of acetoclastic methanogenic biomass | 0.0427 [gH/gCOD] |
| H content of hydrogenotrophic methanogenic biomass | 0.0427 [gH/gCOD] |
| H content of annamox biomass | 0.0568 [gH/gCOD] |
| H content of fermentative biomass | 0.0427 [gH/gCOD] |
| H content of methylotrophic biomass | 0.0427 [gH/gCOD] |
| H content of unbiodegradable residue | 0.0427 [gH/gCOD] |
| Nitrogen Fractions in Biomass | |
| N content of heterotrophic biomass | 0.0683 [gN/gCOD] |
| N content of phosphate-accumulating biomass | 0.0683 [gN/gCOD] |
| N content of ammonia-oxidizing biomass | 0.0683 [gN/gCOD] |
| N content of nitrite-oxidizing biomass | 0.0683 [gN/gCOD] |
| N content of acetogenic biomass | 0.0683 [gN/gCOD] |
| N content of acetoclastic methanogenic biomass | 0.0683 [gN/gCOD] |

| | |
|---|--------------------|
| N content of hydrogenotrophic methanogenic biomass | 0.0683 [gN/gCOD] |
| N content of annamox biomass | 0.0597 [gN/gCOD] |
| N content of fermentative biomass | 0.0683 [gN/gCOD] |
| N content of methylotrophic biomass | 0.0683 [gN/gCOD] |
| N content of unbiodegradable residue | 0.0683 [gN/gCOD] |
| Phosphorus Fractions in Biomass | |
| P content of heterotrophic biomass | 0.019 [gP/gCOD] |
| P content of phosphate-accumulating biomass | 0.019 [gP/gCOD] |
| P content of ammonia-oxidizing biomass | 0.019 [gP/gCOD] |
| P content of nitrite-oxidizing biomass | 0.019 [gP/gCOD] |
| P content of acetogenic biomass | 0.019 [gP/gCOD] |
| P content of acetoclastic methanogenic biomass | 0.019 [gP/gCOD] |
| P content of hydrogenotrophic methanogenic biomass | 0.019 [gP/gCOD] |
| P content of annamox biomass | 0.0176 [gP/gCOD] |
| P content of fermentative biomass | 0.019 [gP/gCOD] |
| P content of methylotrophic biomass | 0.019 [gP/gCOD] |
| P content of unbiodegradable residue | 0.019 [gP/gCOD] |
| Potassium Fractions in Biomass | |
| K content of heterotrophic biomass | 0.00477 [gK/gCOD] |
| K content of phosphate-accumulating biomass | 0.00477 [gK/gCOD] |
| K content of ammonia-oxidizing biomass | 0.00477 [gK/gCOD] |
| K content of nitrite-oxidizing biomass | 0.00477 [gK/gCOD] |
| K content of acetogenic biomass | 0.00477 [gK/gCOD] |
| K content of acetoclastic methanogenic biomass | 0.00477 [gK/gCOD] |
| K content of hydrogenotrophic methanogenic biomass | 0.00477 [gK/gCOD] |
| K content of annamox biomass | 0.00445 [gK/gCOD] |
| K content of fermentative biomass | 0.00477 [gK/gCOD] |
| K content of methylotrophic biomass | 0.00477 [gK/gCOD] |
| K content of unbiodegradable residue | 0.00477 [gK/gCOD] |
| Magnesium Fractions in Biomass | |
| Mg content of heterotrophic biomass | 0.00296 [gMg/gCOD] |
| Mg content of phosphate-accumulating biomass | 0.00296 [gMg/gCOD] |
| Mg content of ammonia-oxidizing biomass | 0.00296 [gMg/gCOD] |
| Mg content of nitrite-oxidizing biomass | 0.00296 [gMg/gCOD] |
| Mg content of acetogenic biomass | 0.00296 [gMg/gCOD] |
| Mg content of acetoclastic methanogenic biomass | 0.00296 [gMg/gCOD] |
| Mg content of hydrogenotrophic methanogenic biomass | 0.00296 [gMg/gCOD] |
| Mg content of annamox biomass | 0.00276 [gMg/gCOD] |
| Mg content of fermentative biomass | 0.00296 [gMg/gCOD] |
| Mg content of methylotrophic biomass | 0.00296 [gMg/gCOD] |
| Mg content of unbiodegradable residue | 0.00296 [gMg/gCOD] |
| Calcium Fractions in Biomass | |
| Ca content of heterotrophic biomass | 0.0024 [gCa/gCOD] |
| Ca content of phosphate-accumulating biomass | 0.0024 [gCa/gCOD] |
| Ca content of ammonia-oxidizing biomass | 0.0024 [gCa/gCOD] |
| Ca content of nitrite-oxidizing biomass | 0.0024 [gCa/gCOD] |
| Ca content of acetogenic biomass | 0.0024 [gCa/gCOD] |
| Ca content of acetoclastic methanogenic biomass | 0.0024 [gCa/gCOD] |
| Ca content of hydrogenotrophic methanogenic biomass | 0.0024 [gCa/gCOD] |
| Ca content of annamox biomass | 0.00228 [gCa/gCOD] |
| Ca content of fermentative biomass | 0.0024 [gCa/gCOD] |
| Ca content of methylotrophic biomass | 0.0024 [gCa/gCOD] |
| Ca content of unbiodegradable residue | 0.0024 [gCa/gCOD] |

Physical Constants for Gas Transfer

Oxygen Solubility (layout-wide settings)

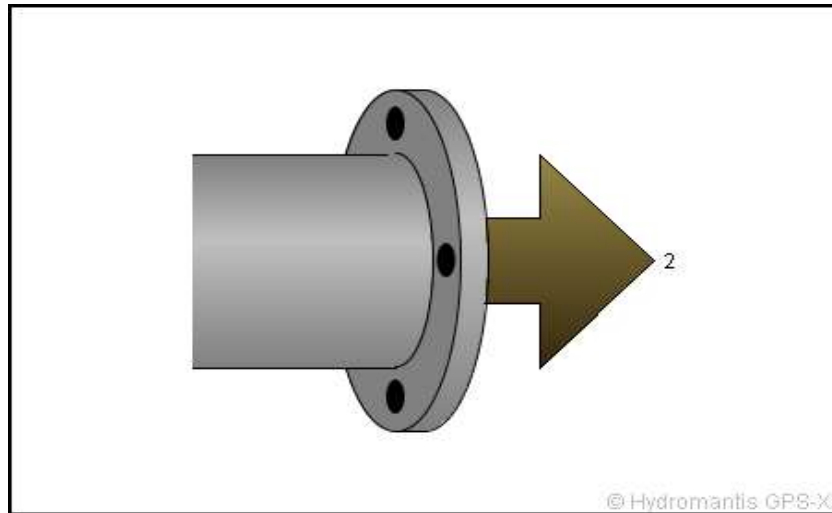
liquid temperature

20 [C]

| | |
|--|-----------------------------------|
| blower inlet air temperature | 20 [C] |
| elevation above sea level | 0 [m] |
| barometric pressure at sea level | 1 [atm] |
| standard air conditions | U.S. (air temp 20C, 36% humidity) |
| Properties of User-Defined Air | |
| mole fraction of oxygen in user-defined air | 1 [-] |
| density of user-defined air | 1430 [mg/L] |
| molecular weight of user-defined air | 32 [g/mole] |
| exponent in blower power equation | 0.284 [-] |
| Composition of Dry Air | |
| Mole fraction of Methane in air | 0.000002 [-] |
| Mole fraction of CO2 in air | 0.000383 [-] |
| Mole fraction of H2 in air | 5E-07 [-] |
| Mole fraction of N2 in air | 0.781 [-] |
| Mole fraction of O2 in air | 0.209 [-] |
| Physical Constants | |
| molecular weight of air (@ U.S. Standard Conditions) | 29 [g/mol] |
| gas constant | 8310 [J/kmol.K] |
| Antoine coefficient A1 | 8.11 [-] |
| Antoine coefficient A2 | 1750 [-] |
| Antoine coefficient A3 | 235 [-] |
| Ratio of gas KLa | |
| Ratio of KLa of N2 gas to KLa of O2 gas | 1 [-] |
| Ratio of KLa of CO2 gas to KLa of O2 gas | 1 [-] |
| Ratio of KLa of H2 gas to KLa of O2 gas | 1 [-] |
| Ratio of KLa of CH4 gas to KLa of O2 gas | 1 [-] |
| SOTE Regression Coefficients | |
| SOTE regression constant A1 (ceramic disc) | 12.1 [-] |
| SOTE regression constant A2 (ceramic disc) | -3.24 [-] |
| SOTE regression constant A3 (ceramic disc) | 0.0816 [-] |
| SOTE regression constant A4 (ceramic disc) | 1.22 [-] |
| SOTE regression constant A5 (ceramic disc) | 0.158 [-] |
| SOTE regression constant A1 (ceramic dome) | 19.8 [-] |
| SOTE regression constant A2 (ceramic dome) | -13.6 [-] |
| SOTE regression constant A3 (ceramic dome) | 3.07 [-] |
| SOTE regression constant A4 (ceramic dome) | 1.11 [-] |
| SOTE regression constant A5 (ceramic dome) | 0.172 [-] |
| SOTE regression constant A1 (membrane disc) | 8.48 [-] |
| SOTE regression constant A2 (membrane disc) | -5.38 [-] |
| SOTE regression constant A3 (membrane disc) | 1.06 [-] |
| SOTE regression constant A4 (membrane disc) | 1.73 [-] |
| SOTE regression constant A5 (membrane disc) | -0.0233 [-] |
| SOTE regression constant A1 (membrane tube) | 7.57 [-] |
| SOTE regression constant A2 (membrane tube) | -2.72 [-] |
| SOTE regression constant A3 (membrane tube) | 0.15 [-] |
| SOTE regression constant A4 (membrane tube) | 1.5 [-] |
| SOTE regression constant A5 (membrane tube) | 0.156 [-] |
| SOTE regression constant A1 (coarse bubble) | 3.79 [-] |
| SOTE regression constant A2 (coarse bubble) | -0.0927 [-] |
| SOTE regression constant A3 (coarse bubble) | 0.00108 [-] |
| SOTE regression constant A4 (coarse bubble) | 0.266 [-] |
| SOTE regression constant A5 (coarse bubble) | 0.0236 [-] |
| SOTE regression constant A1 (jet) | 1.43 [-] |
| SOTE regression constant A2 (jet) | -0.268 [-] |
| SOTE regression constant A3 (jet) | 0.00424 [-] |
| SOTE regression constant A4 (jet) | 1.35 [-] |

| | |
|---|--------------|
| SOTE regression constant A5 (jet) | 0.00522 [-] |
| Deep Tank SOTE Regression Coefficients | |
| Deep Tank SOTE regression constant A6 (ceramic disc) | -0.00419 [-] |
| Deep Tank SOTE regression constant A6 (ceramic dome) | -0.00389 [-] |
| Deep Tank SOTE regression constant A6 (membrane disc) | -0.00909 [-] |
| Deep Tank SOTE regression constant A6 (membrane tube) | -0.00725 [-] |

Wastewater Influent



| | | |
|------|------|-------|
| | | 2 |
| Flow | m3/d | 20000 |

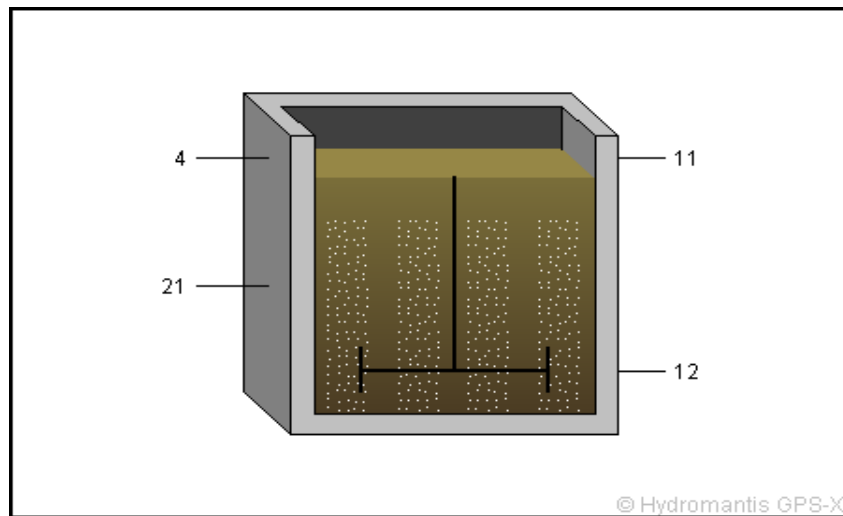
Simulation Results

| | | |
|------------------|-----------|-----------|
| | | 2 |
| Flow | m3/d | 20000 |
| TSS | mg/L | 224.52979 |
| VSS | mg/L | 168.39734 |
| cBOD5 | mg/L | 249.64166 |
| COD | mg/L | 430 |
| Soluble COD | mg/L | 147.49 |
| Ammonia N | mgN/L | 25 |
| TKN | mgN/L | 40 |
| TN | mgN/L | 40 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 8 |
| TP | mgP/L | 10 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 290.95694 |
| pH | - | 6.9931641 |

Mass Flows

| | | | | |
|-----|------|-----------|----------|-----------|
| | | 2 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 4490.5958 | - | - |
| COD | kg/d | 8600 | - | - |
| TN | kg/d | 800 | - | - |
| TP | kg/d | 200 | - | - |

Completely-Mixed Tank



| | | 4 | 11 | 12 | 21 |
|------|------|-------|-------|----|------|
| Flow | m3/d | 10075 | 16120 | 0 | 6045 |

Simulation Results

| | | 4 | Internal | 11 |
|--------------------|------------|-----------|-----------|-----------|
| MLSS | mg/L | 227.9386 | 5229.945 | 5229.945 |
| MLVSS | mg/L | 170.28259 | 3231.3165 | 3231.3165 |
| Soluble COD | mg/L | 146.57637 | 24.759681 | 24.759681 |
| Ammonia N | mgN/L | 24.816848 | 0.3966448 | 0.3966448 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.0005771 | 0.0775275 | 0.0775275 |
| Nitrate N | mgN/L | 0.1957669 | 26.297993 | 26.297993 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 7.9934066 | 7.1143677 | 7.1143677 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 291.39429 | 102.27164 | 102.27164 |
| pH | - | 7.0068359 | 7.2392578 | 7.2392578 |
| HRT | h | - | 4.1687312 | - |
| DO | mgO2/L | - | 2 | - |
| Total OUR | mgO2/(L.h) | - | 53.06955 | - |
| Nitrification Rate | mgN/(L.h) | - | 4.1305136 | - |
| Nitrate Util. Rate | mgN/(L.h) | - | 1.6140284 | - |
| Total Air Flow | m3/h | - | 3960.7332 | - |
| SOTE | % | - | 30 | - |
| Actual OTR | kg/h | - | 149.93807 | - |

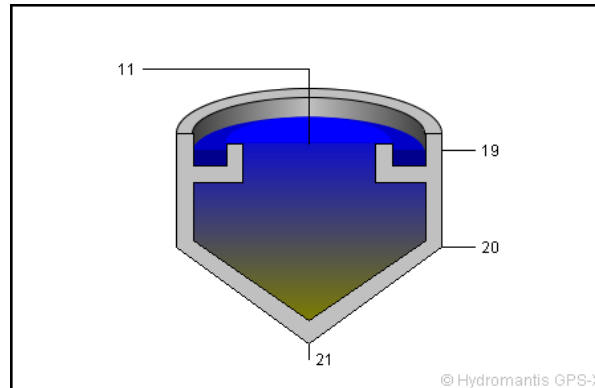
Operational Variables

| | | 11 |
|-------------------|-----------------|-----------|
| F to M Ratio | kgBOD5/(kgMLVS) | 0.2774741 |
| Vol. Org. Loading | kgBOD5/(m3.d) | 0.8966066 |
| RAS Recycle Ratio | % | 60 |

Mass Flows

| | | 4 | 21 | 11 | Total In | Total Out |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 2296.4814 | 82507.797 | 84306.714 | 84804.278 | 84306.714 |
| COD | kg/d | 4351.8321 | 80709.617 | 82715.514 | 85061.449 | 82715.514 |
| TN | kg/d | 405.19005 | 5088.0029 | 5482.7491 | 5493.193 | 5482.7491 |
| TP | kg/d | 101.33174 | 1304.9617 | 1406.2915 | 1406.2934 | 1406.2915 |

Circular Secondary Clarifier



| | | 11 | 19 | 20 | 21 |
|------|------|-------|------|-----|------|
| Flow | m3/d | 16120 | 9975 | 100 | 6045 |

Simulation Results

| | | 11 | 19 |
|------------------|---------|-----------|----------|
| Flow | m3/d | 16120.000 | 9975.000 |
| TSS | mg/L | 5229.945 | 43.489 |
| VSS | mg/L | 3231.317 | 26.867 |
| cBOD5 | mg/L | 1423.323 | 14.151 |
| COD | mg/L | 5131.235 | 67.219 |
| Ammonia N | mgN/L | 0.397 | 0.397 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.078 | 0.078 |
| Nitrate N | mgN/L | 26.298 | 26.298 |
| TKN | mgN/L | 313.745 | 4.759 |
| TN | mgN/L | 340.121 | 31.134 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 7.114 | 7.114 |
| TP | mgP/L | 87.239 | 7.994 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3 | 102.272 | 102.271 |
| pH | - | 7.239 | 7.239 |

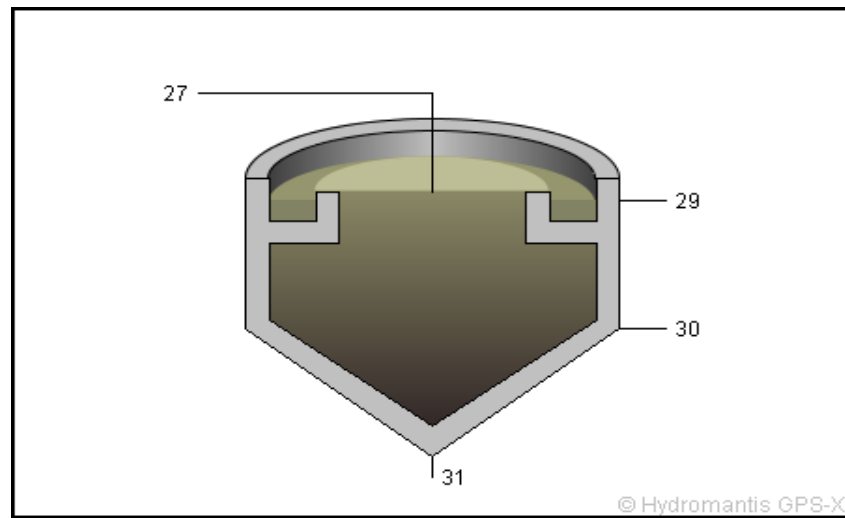
Operational Variables

| | | 19 | 21 | 20 |
|-----------------------|-----------|--------|----------|----------|
| HRT | h | 2.23 | - | - |
| Surf. Overflow Rate | m3/(m2.d) | 19.95 | - | - |
| Solids Loading Rate | kg/(m2.d) | 168.61 | - | - |
| Water Level | m | 3.00 | - | - |
| Sludge Blanket Height | m | 2.13 | - | - |
| RAS Flow | m3/d | - | 6045.00 | - |
| RAS Solids | mg/L | - | 13648.93 | - |
| WAS Flow | m3/d | - | - | 100.00 |
| WAS Solids | mg/L | - | - | 13648.93 |
| WAS Production | kg/d | - | - | 1364.89 |

Mass Flows

| | | 11 | 19 | 20 | 21 | Total In | Total Out |
|-----|------|-------|-----|------|-------|----------|-----------|
| TSS | kg/d | 84307 | 434 | 1365 | 82508 | 84307 | 84306 |
| COD | kg/d | 82716 | 671 | 1335 | 80710 | 82716 | 82715 |
| TN | kg/d | 5483 | 311 | 84 | 5088 | 5483 | 5483 |
| TP | kg/d | 1406 | 80 | 22 | 1305 | 1406 | 1406 |

Thickener



| | | 27 | 29 | 30 | 31 |
|------|------|-----|-----|----|----|
| Flow | m3/d | 200 | 150 | 0 | 50 |

Simulation Results

| | | 27 | 29 | 31 |
|------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Flow | m3/d | 200 | 150 | 50 |
| TSS | mg/L | 13648.933 | 682.44663 | 52548.39 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 102.27151 | 102.27151 | 102.27151 |
| pH | - | 7.2392578 | 7.2392578 | 7.2392578 |

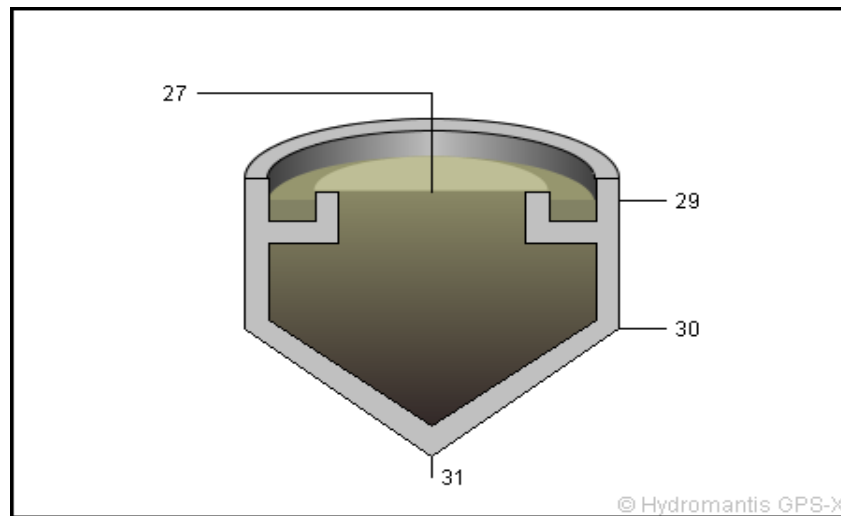
Operational Variables

| | | 29 | 31 |
|-----------------------|-----------|----------|-----------|
| HRT | h | 12.59999 | - |
| Solids Loading Rate | kg/(m2.d) | 77.9939 | - |
| Sludge Blanket Height | m | 2 | - |
| Solids Capture - Mass | % | 96.25 | - |
| Sludge Mass Flow | kg/d | - | 2627.4195 |

Mass Flows

| | | 27 | 29 | 31 | Total In | Total Out |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 2729.7865 | 102.36699 | 2627.4195 | 2729.7865 | 2729.7865 |
| COD | kg/d | 2670.2934 | 103.66426 | 2566.6291 | 2670.2934 | 2670.2934 |
| TN | kg/d | 168.33757 | 10.380102 | 157.95746 | 168.33757 | 168.33757 |
| TP | kg/d | 43.174911 | 2.6634831 | 40.511428 | 43.174911 | 43.174911 |

Thickener



| | | 27 | 29 | 30 | 31 |
|------|------|-----|-----|----|----|
| Flow | m3/d | 200 | 150 | 0 | 50 |

Simulation Results

| | | 27 | 29 | 31 |
|------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Flow | m3/d | 200 | 150 | 50 |
| TSS | mg/L | 13648.933 | 682.44663 | 52548.39 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 102.27151 | 102.27151 | 102.27151 |
| pH | - | 7.2392578 | 7.2392578 | 7.2392578 |

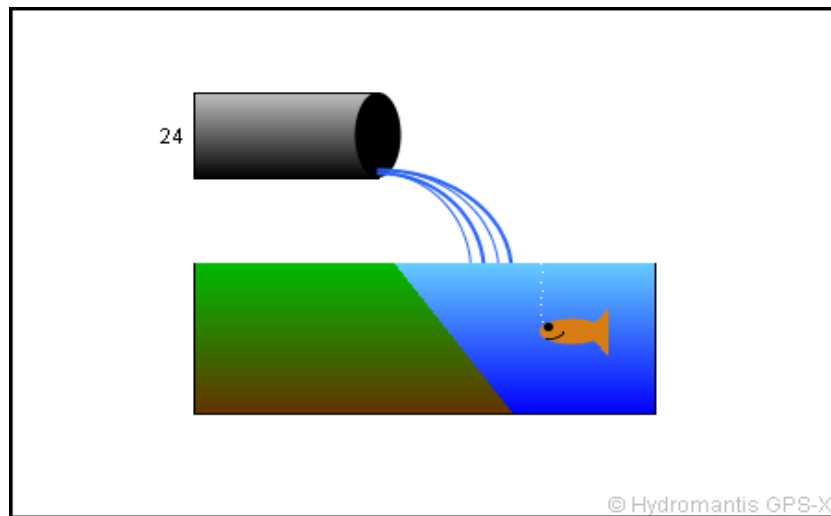
Operational Variables

| | | 29 | 31 |
|-------------------------|-----------|----------|-----------|
| HRT | h | 12.59999 | - |
| Solids Loading Rate | kg/(m2.d) | 77.9939 | - |
| Sludge Blanket Height | m | 2 | - |
| Solids Capture - Mass B | % | 96.25 | - |
| Sludge Mass Flow | kg/d | - | 2627.4195 |

Mass Flows

| | | 27 | 29 | 31 | Total In | Total Out |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 2729.7865 | 102.36699 | 2627.4195 | 2729.7865 | 2729.7865 |
| COD | kg/d | 2670.2934 | 103.66426 | 2566.6291 | 2670.2934 | 2670.2934 |
| TN | kg/d | 168.33757 | 10.380102 | 157.95746 | 168.33757 | 168.33757 |
| TP | kg/d | 43.174911 | 2.6634831 | 40.511428 | 43.174911 | 43.174911 |

Discharge



| | | |
|------|------|-------|
| | | 24 |
| Flow | m3/d | 19950 |

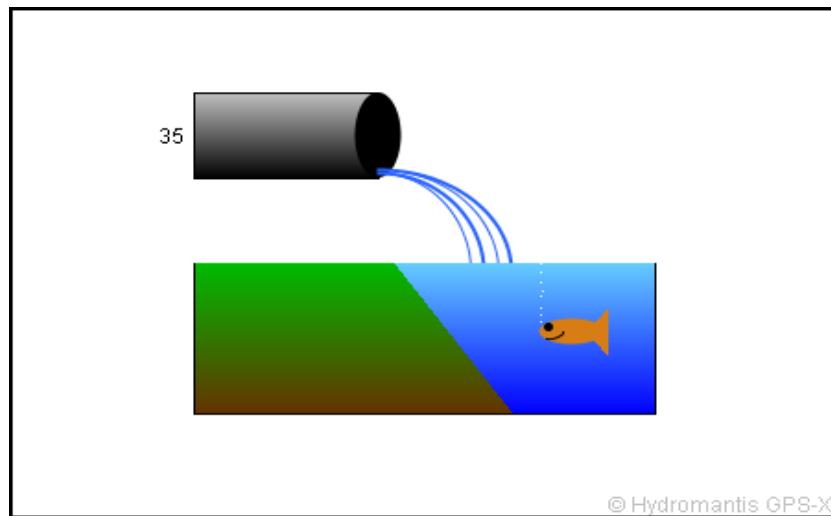
Simulation Results

| | | |
|------------------|-----------|-----------|
| | | 24 |
| Flow | m3/d | 19950 |
| TSS | mg/L | 43.488734 |
| VSS | mg/L | 26.867446 |
| cBOD5 | mg/L | 14.15095 |
| COD | mg/L | 67.218916 |
| Ammonia N | mgN/L | 0.3966449 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.0775281 |
| Nitrate N | mgN/L | 26.298032 |
| TKN | mgN/L | 4.7585611 |
| TN | mgN/L | 31.134121 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 7.1142735 |
| TP | mgP/L | 7.9936815 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 102.27148 |
| pH | - | 7.2392578 |

Mass Flows

| | | | | |
|-----|------|-----------|----------|-----------|
| | | 24 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 867.60025 | - | - |
| COD | kg/d | 1341.0174 | - | - |
| TN | kg/d | 621.12572 | - | - |
| TP | kg/d | 159.47395 | - | - |

Discharge



| | | |
|------|------|----|
| | | 35 |
| Flow | m3/d | 50 |

Simulation Results

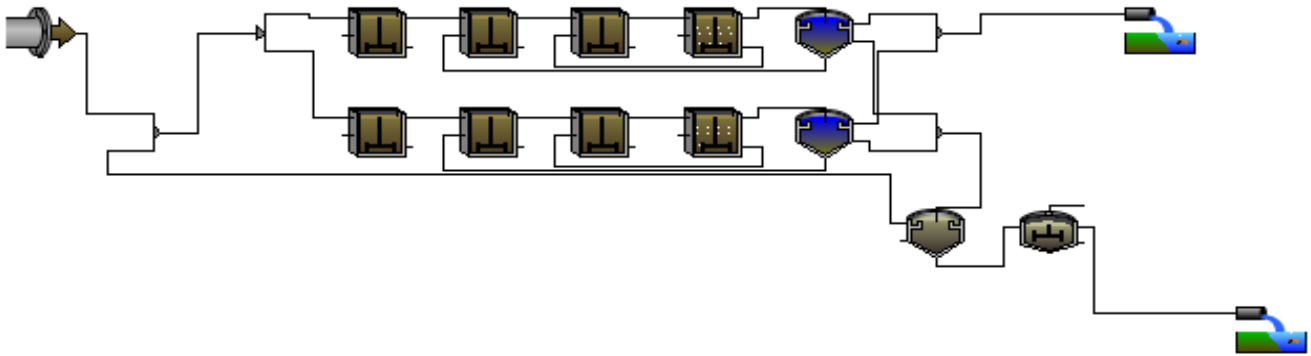
| | | |
|------------------|-----------|-----------|
| | | 35 |
| Flow | m3/d | 50 |
| TSS | mg/L | 38320.156 |
| VSS | mg/L | 19245.575 |
| cBOD5 | mg/L | 1723.4192 |
| COD | mg/L | 31555.677 |
| Ammonia N | mgN/L | 1227.9416 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.0004619 |
| Nitrate N | mgN/L | 0.0003097 |
| TKN | mgN/L | 3131.4077 |
| TN | mgN/L | 3131.4085 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 157.09288 |
| TP | mgP/L | 810.22121 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 5396.9222 |
| pH | - | 7.2939453 |

Mass Flows

| | | | | |
|-----|------|-----------|----------|-----------|
| | | 35 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 1916.0078 | - | - |
| COD | kg/d | 1577.7838 | - | - |
| TN | kg/d | 156.57042 | - | - |
| TP | kg/d | 40.51106 | - | - |

UCTM Process

Simulation



Influent Stoichiometry

COD to VSS ratio

| | |
|---|-----------------|
| XCOD/VSS ratio of particulate substrate | 1.8 [gCOD/gVSS] |
| XCOD/VSS ratio of inert particulate | 1.8 [gCOD/gVSS] |

Carbon Fraction in mixed substrate

| | |
|---|----------------|
| C content of soluble inert material | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of inert particulate material | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of slowly biodegradable substrate | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of soluble substrate | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of colloidal material | 0.32 [gC/gCOD] |

Global Fixed Stoichiometry

Fractions Used in Composite Variable Calculations

| | |
|---|-------------------|
| heterotrophic yield (global) | 0.666 [gCOD/gCOD] |
| ultimate unbiodegradable fraction | 0.206 [-] |
| ratio of soluble BOD to soluble COD | 0.717 [-] |
| ratio of part. substrate BOD to part. substrate COD | 0.703 [-] |
| ratio of biomass BOD to biomass COD | 0.566 [-] |
| XCOD/VSS ratio of PHA | 1.67 [gCOD/gVSS] |

Carbon Fractions in States Other Than Biomass

| | |
|-------------------------------------|--------------------------------|
| C content of acetate | 0.375 [gC/gCOD] |
| C content of propionate | 0.321 [gC/gCOD] |
| C content of methanol | 0.25 [gC/gCOD] |
| C content of soluble methane | 0.188 [gC/gCOD] |
| C content of PHA accumulated in PAO | 0.333 [gC/gCOD] |
| C content of carbon dioxide | 0.273 [gC/gCO ₂] |
| C content of calcium carbonate | 0.12 [gC/gCaCO ₃] |
| C content of magnesium carbonate | 0.142 [gC/gMgCO ₃] |

Nitrogen Fractions in States Other Than Biomass

| | |
|-----------------------|---|
| N content of struvite | 0.0571 [gN/gMgNH ₄ PO ₄ ·6H ₂ O] |
|-----------------------|---|

Phosphorus Fractions in States Other Than Biomass

| | |
|---|--|
| P content of aluminum phosphate | 0.254 [gP/gAlPO ₄] |
| P content of iron phosphate | 0.206 [gP/gFePO ₄] |
| P content of calcium phosphate | 0.2 [gP/gCaPO ₄] |
| P content of magnesium hydrogen phosphate | 0.178 [gP/gMgHPO ₄ ·3H ₂ O] |
| P content of struvite | 0.126 [gP/gMgNH ₄ PO ₄ ·6H ₂ O] |

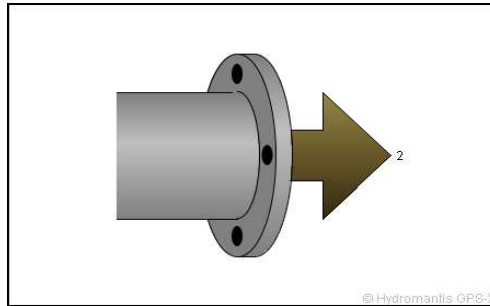
Physical Constants for Gas Transfer

Oxygen Solubility (layout-wide settings)

| | |
|----------------------------------|---------|
| liquid temperature | 20 [C] |
| blower inlet air temperature | 20 [C] |
| elevation above sea level | 0 [m] |
| barometric pressure at sea level | 1 [atm] |

| | |
|--|-----------------------------------|
| standard air conditions | U.S. (air temp 20C, 36% humidity) |
| Properties of User-Defined Air | |
| mole fraction of oxygen in user-defined air | 1 [-] |
| density of user-defined air | 1430 [mg/L] |
| molecular weight of user-defined air | 32 [g/mole] |
| exponent in blower power equation | 0.284 [-] |
| Composition of Dry Air | |
| Mole fraction of Methane in air | 0.000002 [-] |
| Mole fraction of CO2 in air | 0.000383 [-] |
| Mole fraction of H2 in air | 5E-07 [-] |
| Mole fraction of N2 in air | 0.781 [-] |
| Mole fraction of O2 in air | 0.209 [-] |
| Physical Constants | |
| molecular weight of air (@ U.S. Standard Conditions) | 29 [g/mol] |
| gas constant | 8310 [J/kmol.K] |
| Antoine coefficient A1 | 8.11 [-] |
| Antoine coefficient A2 | 1750 [-] |
| Antoine coefficient A3 | 235 [-] |
| Ratio of gas KLa | |
| Ratio of KLa of N2 gas to KLa of O2 gas | 1 [-] |
| Ratio of KLa of CO2 gas to KLa of O2 gas | 1 [-] |
| Ratio of KLa of H2 gas to KLa of O2 gas | 1 [-] |
| Ratio of KLa of CH4 gas to KLa of O2 gas | 1 [-] |
| Integration Control | |
| Integration Settings | |
| numerical solver | Runge-Kutta-Fehlberg(2) |
| initial number of integration steps | 50 [d] |
| minimum integration step size | 0 [d] |
| maximum integration step size | 0.1 |

Wastewater Influent



| | | |
|------|------|-------|
| | | 2 |
| Flow | m3/d | 20000 |

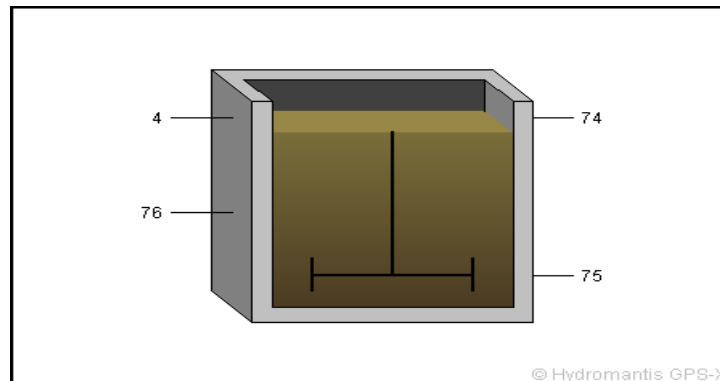
Simulation Results

| | | |
|------------------|-----------|-----------|
| | | 2 |
| Flow | m3/d | 20000 |
| TSS | mg/L | 224.52979 |
| VSS | mg/L | 168.39734 |
| cBOD5 | mg/L | 249.64166 |
| COD | mg/L | 430 |
| Soluble COD | mg/L | 147.49 |
| Ammonia N | mgN/L | 25 |
| TKN | mgN/L | 40 |
| TN | mgN/L | 40 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 8 |
| TP | mgP/L | 10 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 290.95694 |
| pH | - | 6.9931641 |

Mass Flows

| | | | | |
|-----|------|-----------|----------|-----------|
| | | 2 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 4490.5958 | - | - |
| COD | kg/d | 8600 | - | - |
| TN | kg/d | 800 | - | - |
| TP | kg/d | 200 | - | - |

Anaerobic CSTR 1



| | | 4 | 74 | 75 | 76 |
|------|------|-------|-------|----|----|
| Flow | m3/d | 10175 | 10175 | 0 | 0 |

Simulation Results

| | | 4 | Internal | 74 |
|--------------------|------------|------------|-----------|------------|
| MLSS | mg/L | 236.078234 | 236.49446 | 236.494459 |
| MLVSS | mg/L | 173.329178 | 173.34492 | 173.34492 |
| Soluble COD | mg/L | 145.379993 | 145.1743 | 145.174296 |
| Ammonia N | mgN/L | 24.579776 | 24.542619 | 24.5426191 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.00208459 | 0.0223034 | 0.02230335 |
| Nitrate N | mgN/L | 0.17224999 | 0.1725412 | 0.17254119 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 7.8680834 | 7.8214666 | 7.82146656 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 290.220196 | 290.28477 | 290.28477 |
| pH | - | 7.00683594 | 7.0751953 | 7.07519531 |
| HRT | h | - | 0.9434882 | - |
| DO | mgO2/L | - | 1.2738988 | - |
| Total OUR | mgO2/(L.h) | - | 0.2781544 | - |
| Nitrification Rate | mgN/(L.h) | - | 0.0224628 | - |
| Nitrate Util. Rate | mgN/(L.h) | - | 0.0039142 | - |

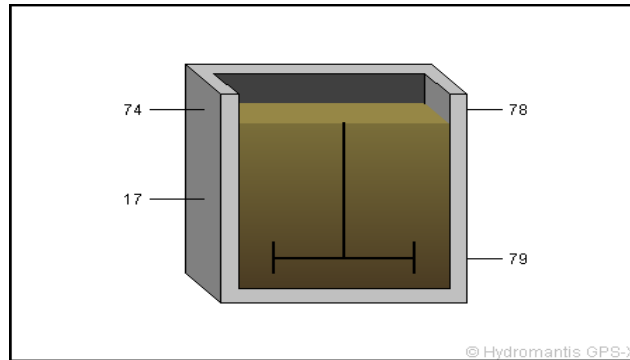
Operational Variables

| | | 74 |
|-------------------|--------------------|------------|
| F to M Ratio | kgBOD5/(kgMLVSS.d) | 36.4297513 |
| Vol. Org. Loading | kgBOD5/(m3.d) | 6.31491234 |

Mass Flows

| | | 4 | 76 | 74 |
|-----|------|--------|----------|-----------|
| TSS | kg/d | 2402.1 | - | 2406.3 |
| COD | kg/d | 4431.7 | - | 4429.6 |
| TN | kg/d | 409.8 | - | 409.8 |
| TP | kg/d | 108.5 | - | 108.5 |
| | | 75 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 0.0 | 2402.1 | 2406.3 |
| COD | kg/d | 0.0 | 4431.7 | 4429.6 |
| TN | kg/d | 0.0 | 409.8 | 409.8 |
| TP | kg/d | 0.0 | 108.5 | 108.5 |

Anoxic 1 CSTR



| | | 74 | 78 | 79 | 17 |
|------|------|-------|-------|----|------|
| Flow | m3/d | 10175 | 16280 | 0 | 6105 |

Simulation Results

| | | 74 | Internal | 78 |
|--------------------|------------|-----------|-----------|-----------|
| MLSS | mg/L | 236.49446 | 3483.7779 | 3483.7779 |
| MLVSS | mg/L | 173.34492 | 1830.6643 | 1830.6643 |
| Soluble COD | mg/L | 145.1743 | 43.116394 | 43.116394 |
| Ammonia N | mgN/L | 24.542619 | 16.387233 | 16.387233 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.0223034 | 0.1834125 | 0.1834125 |
| Nitrate N | mgN/L | 0.1725412 | 0.1414904 | 0.1414904 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 7.8214666 | 17.26712 | 17.26712 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 290.28477 | 262.54791 | 262.54791 |
| pH | - | 7.0751953 | 7.0341797 | 7.0341797 |
| HRT | h | - | 1.7690404 | - |
| DO | mgO2/L | - | 0.0117507 | - |
| Total OUR | mgO2/(L.h) | - | 2.3347263 | - |
| Nitrification Rate | mgN/(L.h) | - | 0.2520177 | - |
| Nitrate Util. Rate | mgN/(L.h) | - | 2.1884417 | - |

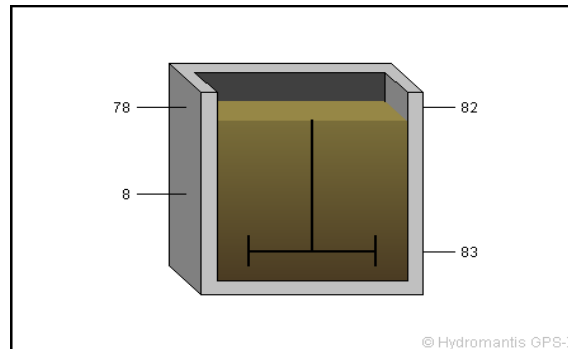
Operational Variables

| | | 78 |
|-------------------|--------------------|-----------|
| F to M Ratio | kgBOD5/(kgMLVSS.d) | 1.1489403 |
| Vol. Org. Loading | kgBOD5/(m3.d) | 2.1033239 |

Mass Flows

| | | 74 | 17 | 78 |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 2406.3311 | 54700.152 | 56715.905 |
| COD | kg/d | 4429.6161 | 44586.998 | 48558.622 |
| TN | kg/d | 409.80733 | 2734.1303 | 3069.3929 |
| TP | kg/d | 108.49854 | 2934.8353 | 3043.3342 |
| | | 79 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 0 | 57106.483 | 56715.905 |
| COD | kg/d | 0 | 49016.614 | 48558.622 |
| TN | kg/d | 0 | 3143.9376 | 3069.3929 |
| TP | kg/d | 0 | 3043.3338 | 3043.3342 |

Anoxic 2 CSTR



| | | 78 | 82 | 83 | 8 |
|------|------|-------|-------|----|-------|
| Flow | m3/d | 16280 | 26280 | 0 | 10000 |

Simulation Results

| | | 78 | Internal | 82 |
|--------------------|------------|-----------|-----------|-----------|
| MLSS | mg/L | 3483.7779 | 3474.9747 | 3474.9747 |
| MLVSS | mg/L | 1830.6643 | 1799.1127 | 1799.1127 |
| Soluble COD | mg/L | 43.116394 | 29.11202 | 29.11202 |
| Ammonia N | mgN/L | 16.387233 | 11.284145 | 11.284145 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.1834125 | 0.3863547 | 0.3863547 |
| Nitrate N | mgN/L | 0.1414904 | 0.3533109 | 0.3533109 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 17.26712 | 10.400865 | 10.400865 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 262.54791 | 238.81048 | 238.81048 |
| pH | - | 7.0341797 | 7.1708984 | 7.1708984 |
| HRT | h | - | 1.461186 | - |
| DO | mgO2/L | - | 0.015074 | - |
| Total OUR | mgO2/(L.h) | - | 2.4061085 | - |
| Nitrification Rate | mgN/(L.h) | - | 0.3161074 | - |
| Nitrate Util. Rate | mgN/(L.h) | - | 2.5594718 | - |

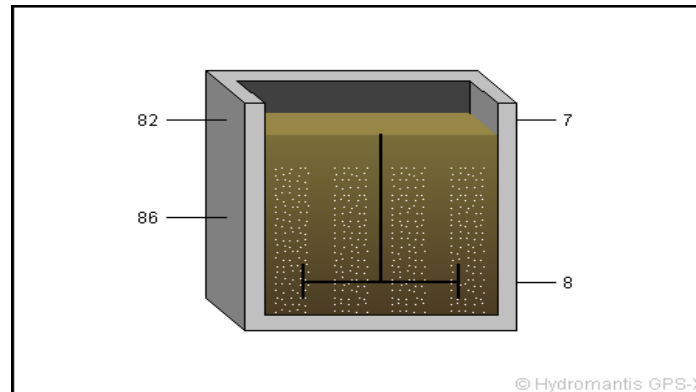
Operational Variables

| | | 82 |
|-------------------|-----------------|-----------|
| F to M Ratio | kgBOD5/(kgMLVS) | 4.2888245 |
| Vol. Org. Loading | kgBOD5/(m3.d) | 7.7160784 |

Mass Flows

| | | 78 | 8 | 82 |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 56715.905 | 34779.634 | 91322.334 |
| COD | kg/d | 48558.622 | 28501.241 | 76626.567 |
| TN | kg/d | 3069.3929 | 1815.1182 | 4782.0635 |
| TP | kg/d | 3043.3342 | 1869.3714 | 4912.7062 |
| | | 83 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 0 | 91495.539 | 91322.334 |
| COD | kg/d | 0 | 77059.863 | 76626.567 |
| TN | kg/d | 0 | 4884.5111 | 4782.0635 |
| TP | kg/d | 0 | 4912.7056 | 4912.7062 |

Aerobic CSTR



| | | 82 | 7 | 8 | 86 |
|------|------|-------|-------|-------|----|
| Flow | m3/d | 26280 | 16280 | 10000 | 0 |

Simulation Results

| | | 82 | Internal | 7 |
|--------------------|------------|-----------|-----------|-----------|
| MLSS | mg/L | 3474.9747 | 3477.9634 | 3477.9634 |
| MLVSS | mg/L | 1799.1127 | 1766.7505 | 1766.7505 |
| Soluble COD | mg/L | 29.11202 | 24.808165 | 24.808165 |
| Ammonia N | mgN/L | 11.284145 | 0.5669764 | 0.5669764 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.3863547 | 0.1212043 | 0.1212043 |
| Nitrate N | mgN/L | 0.3533109 | 10.015105 | 10.015105 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 10.400865 | 0.3299914 | 0.3299914 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 238.81048 | 158.27746 | 158.27746 |
| pH | - | 7.1708984 | 7.4853516 | 7.4853516 |
| HRT | h | - | 4.1095858 | - |
| DO | mgO2/L | - | 2.0000001 | - |
| Total OUR | mgO2/(L.h) | - | 26.66348 | - |
| Nitrification Rate | mgN/(L.h) | - | 2.4264291 | - |
| Nitrate Util. Rate | mgN/(L.h) | - | 0.6733221 | - |
| Total Air Flow | m3/h | - | 3226.931 | - |
| SOTE | % | - | 30 | - |
| Actual OTR | kg/h | - | 122.15915 | - |

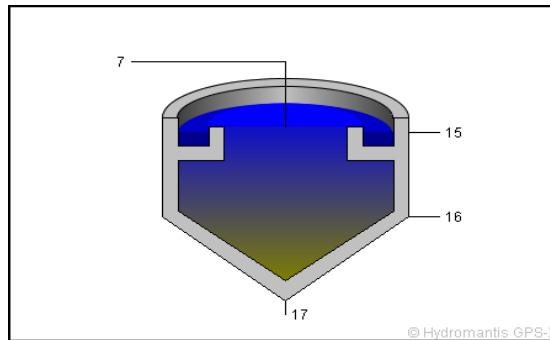
Operational Variables

| | | 7 |
|-------------------|--------------------|-----------|
| F to M Ratio | kgBOD5/(kgMLVSS.d) | 2.3302395 |
| Vol. Org. Loading | kgBOD5/(m3.d) | 4.1169518 |
| RAS Recycle Ratio | % | 0 |

Mass Flows

| | | 82 | 86 | 7 |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 91322.334 | - | 56621.245 |
| COD | kg/d | 76626.567 | - | 46400.02 |
| TN | kg/d | 4782.0635 | - | 2955.0124 |
| TP | kg/d | 4912.7062 | - | 3043.3366 |
| | | 8 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 34779.634 | 91322.334 | 91400.879 |
| COD | kg/d | 28501.241 | 76626.567 | 74901.26 |
| TN | kg/d | 1815.1182 | 4782.0635 | 4770.1307 |
| TP | kg/d | 1869.3714 | 4912.7062 | 4912.7079 |

Circular Secondary Clarifier



| | | 7 | 15 | 16 | 17 |
|------|------|-------|------|-----|------|
| Flow | m3/d | 16280 | 9975 | 200 | 6105 |

Simulation Results

| | | 7 | 15 |
|------------------|-----------|-----------|-----------|
| Flow | m3/d | 16280 | 9975 |
| TSS | mg/L | 3477.9634 | 12.945156 |
| VSS | mg/L | 1766.7505 | 6.5759337 |
| cBOD5 | mg/L | 648.58095 | 4.7771763 |
| COD | mg/L | 2850.1241 | 35.324132 |
| Ammonia N | mgN/L | 0.5669764 | 0.5669763 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.1212043 | 0.1212039 |
| Nitrate N | mgN/L | 10.015105 | 10.015107 |
| TKN | mgN/L | 171.37551 | 3.0278454 |
| TN | mgN/L | 181.51182 | 13.164156 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 0.3299914 | 0.3299918 |
| TP | mgP/L | 186.93714 | 1.2387527 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 158.27746 | 157.95934 |
| pH | - | 7.4853516 | 7.4716797 |

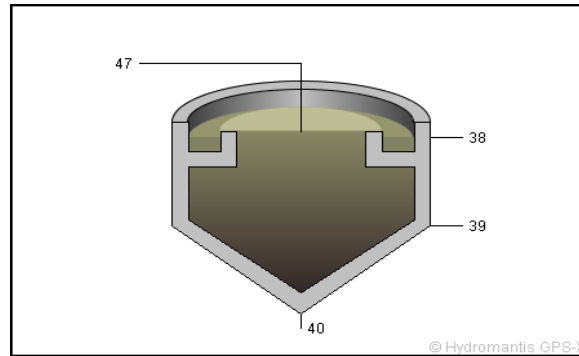
Operational Variables

| | | 15 | 17 | 16 |
|-----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| HRT | h | 2.2113004 | - | - |
| Surf. Overflow Rate | m3/(m2.d) | 19.95 | - | - |
| Solids Loading Rate | kg/(m2.d) | 113.24249 | - | - |
| Water Level | m | 3 | - | - |
| Sludge Blanket Height | m | 0.381196 | - | - |
| RAS Flow | m3/d | - | 6105 | - |
| RAS Solids | mg/L | - | 8959.8939 | - |
| WAS Flow | m3/d | - | - | 200 |
| WAS Solids | mg/L | - | - | 8959.8939 |
| WAS Production | kg/d | - | - | 1791.9788 |

Mass Flows

| | | 7 | 15 | 16 |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 56621.245 | 129.12793 | 1791.9788 |
| COD | kg/d | 46400.02 | 352.35822 | 1460.6715 |
| TN | kg/d | 2955.0124 | 131.31246 | 89.570197 |
| TP | kg/d | 3043.3366 | 12.356558 | 96.1453 |
| | | 17 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 54700.152 | 56621.245 | 56621.259 |
| COD | kg/d | 44586.998 | 46400.02 | 46400.027 |
| TN | kg/d | 2734.1303 | 2955.0124 | 2955.0129 |
| TP | kg/d | 2934.8353 | 3043.3366 | 3043.3371 |

Thickener



| | | 47 | 38 | 39 | 40 |
|------|------|-----|-----|----|----|
| Flow | m3/d | 400 | 350 | 0 | 50 |

Simulation Results

| | | 47 | 38 | 40 |
|------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Flow | m3/d | 400 | 350 | 50 |
| TSS | mg/L | 8959.8939 | 895.98939 | 65407.226 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 157.9469 | 157.9469 | 157.9469 |
| pH | - | 7.4716797 | 7.4716797 | 7.4716797 |

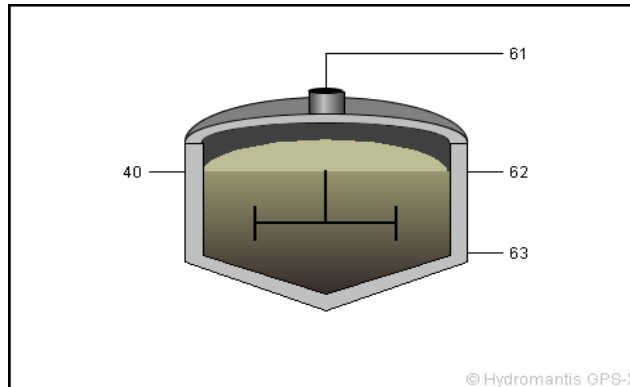
Operational Variables

| | | 38 | 40 |
|-----------------------------|-----------|-----------|-----------|
| HRT | h | 14.399988 | - |
| Solids Loading Rate | kg/(m2.d) | 44.79947 | - |
| Sludge Blanket Height | m | 2 | - |
| Solids Capture - Mass Basis | % | 91.25 | - |
| Sludge Mass Flow | kg/d | - | 3270.3613 |

Mass Flows

| | | 47 | 38 | 39 |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 3583.9576 | 313.59629 | - |
| COD | kg/d | 2921.343 | 263.43208 | - |
| TN | kg/d | 179.14039 | 19.623378 | - |
| TP | kg/d | 192.2906 | 16.9971 | - |
| | | 40 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 3270.3613 | 3583.9576 | 3583.9576 |
| COD | kg/d | 2657.9109 | 2921.343 | 2921.343 |
| TN | kg/d | 159.51702 | 179.14039 | 179.14039 |
| TP | kg/d | 175.2935 | 192.2906 | 192.2906 |

Anaerobic Digestion



| | | 40 | 61 | 62 | 63 |
|------|------|----|-----------|----|----|
| Flow | m3/d | 50 | 558.17385 | 50 | 0 |

Simulation Results

| | | 40 | 62 |
|------------------|-----------|-----------|-----------|
| Flow | m3/d | 50 | 50 |
| TSS | mg/L | 65407.226 | 52370.869 |
| VSS | mg/L | 33225.834 | 22925.9 |
| COD | mg/L | 53158.218 | 37811.022 |
| Ammonia N | mgN/L | 0.5669763 | 614.18751 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 0.3299917 | 1962.3537 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 157.9469 | 1663.033 |
| pH | - | 7.4716797 | 6.3916016 |

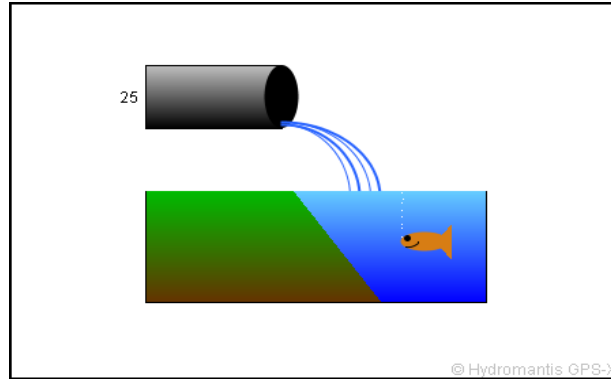
Operational Variables

| | | 62 | 61 |
|------------------------------|--------------|-----------|-----------|
| HRT | d | 20 | - |
| VSS Loading Rate | kgVSS/(m3.d) | 1.6612917 | - |
| VSS Destruction | % | 30.999776 | - |
| Gas Prod. per Mass VSS Dest. | m3/kgVSS | 1.0838397 | - |
| Total Gas Flow Rate | m3/d | - | 558.17385 |
| CH4 Content | % | - | 53.689651 |
| CO2 Content | % | - | 45.806768 |

Mass Flows

| | | 40 | 62 | 63 |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 3270.3613 | 2618.5435 | 0 |
| COD | kg/d | 2657.9109 | 1890.5511 | 0 |
| TN | kg/d | 159.51702 | 159.01689 | 0 |
| TP | kg/d | 175.2935 | 175.29001 | 0 |
| | | 61 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | - | 3270.3613 | 2618.5435 |
| COD | kg/d | 760.23409 | 2657.9109 | 2650.7852 |
| TN | kg/d | 0.9292639 | 159.51702 | 159.01689 |
| TP | kg/d | - | 175.2935 | 175.29001 |

Discharge



| | | |
|------|------|-------|
| | | 25 |
| Flow | m3/d | 19950 |

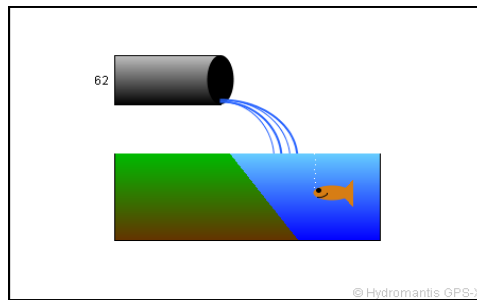
Simulation Results

| | | |
|------------------|-----------|-----------|
| | | 25 |
| Flow | m3/d | 19950 |
| TSS | mg/L | 12.945156 |
| VSS | mg/L | 6.5759337 |
| cBOD5 | mg/L | 4.7771763 |
| COD | mg/L | 35.324132 |
| Ammonia N | mgN/L | 0.5669763 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.1212039 |
| Nitrate N | mgN/L | 10.015107 |
| TKN | mgN/L | 3.0278454 |
| TN | mgN/L | 13.164156 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 0.3299918 |
| TP | mgP/L | 1.2387527 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 157.95934 |
| pH | - | 7.4716797 |

Mass Flows

| | | | | |
|-----|------|-----------|----------|-----------|
| | | 25 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 258.25585 | - | - |
| COD | kg/d | 704.71643 | - | - |
| TN | kg/d | 262.62492 | - | - |
| TP | kg/d | 24.713116 | - | - |

Sludge



| | | |
|------|------|----|
| | | 62 |
| Flow | m3/d | 50 |

Simulation Results

| | | |
|------------------|-----------|-----------|
| | | 62 |
| Flow | m3/d | 50 |
| TSS | mg/L | 52370.869 |
| VSS | mg/L | 22925.9 |
| cBOD5 | mg/L | 2458.7453 |
| COD | mg/L | 37811.022 |
| Ammonia N | mgN/L | 614.18751 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.0001772 |
| Nitrate N | mgN/L | 0.0001429 |
| TKN | mgN/L | 3180.3374 |
| TN | mgN/L | 3180.3377 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 1962.3537 |
| TP | mgP/L | 3505.8002 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 1663.033 |
| pH | - | 6.3916016 |

Mass Flows

| | | | | |
|-----|------|-----------|----------|-----------|
| | | 62 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 2618.5435 | - | - |
| COD | kg/d | 1890.5511 | - | - |
| TN | kg/d | 159.01689 | - | - |
| TP | kg/d | 175.29001 | - | - |

Bardenpho 5

Simulation



Influent Stoichiometry

COD to VSS ratio

| | |
|---|-----------------|
| XCOD/VSS ratio of particulate substrate | 1.8 [gCOD/gVSS] |
| XCOD/VSS ratio of inert particulate | 1.8 [gCOD/gVSS] |

Carbon Fraction in mixed substrate

| | |
|---|----------------|
| C content of soluble inert material | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of inert particulate material | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of slowly biodegradable substrate | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of soluble substrate | 0.32 [gC/gCOD] |
| C content of colloidal material | 0.32 [gC/gCOD] |

Global Fixed Stoichiometry

Fractions Used in Composite Variable Calculations

| | |
|---|-------------------|
| heterotrophic yield (global) | 0.666 [gCOD/gCOD] |
| ultimate unbiodegradable fraction | 0.206 [-] |
| ratio of soluble BOD to soluble COD | 0.717 [-] |
| ratio of part. substrate BOD to part. substrate | 0.703 [-] |
| ratio of biomass BOD to biomass COD | 0.566 [-] |
| XCOD/VSS ratio of PHA | 1.67 [gCOD/gVSS] |

Carbon Fractions in States Other Than Biomass

| | |
|-------------------------------------|--------------------------------|
| C content of acetate | 0.375 [gC/gCOD] |
| C content of propionate | 0.321 [gC/gCOD] |
| C content of methanol | 0.25 [gC/gCOD] |
| C content of soluble methane | 0.188 [gC/gCOD] |
| C content of PHA accumulated in PAO | 0.333 [gC/gCOD] |
| C content of carbon dioxide | 0.273 [gC/gCO ₂] |
| C content of calcium carbonate | 0.12 [gC/gCaCO ₃] |
| C content of magnesium carbonate | 0.142 [gC/gMgCO ₃] |

Nitrogen Fractions in States Other Than Biomass

| | |
|-----------------------|---|
| N content of struvite | 0.0571 [gN/gMgNH ₄ PO ₄ ·6H ₂ O] |
|-----------------------|---|

Phosphorus Fractions in States Other Than Biomass

| | |
|---|--|
| P content of aluminum phosphate | 0.254 [gP/gAlPO ₄] |
| P content of iron phosphate | 0.206 [gP/gFePO ₄] |
| P content of calcium phosphate | 0.2 [gP/gCaPO ₄] |
| P content of magnesium hydrogen phosphate | 0.178 [gP/gMgHPO ₄ ·3H ₂ O] |
| P content of struvite | 0.126 [gP/gMgNH ₄ PO ₄ ·6H ₂ O] |

Integration Control

Integration Settings

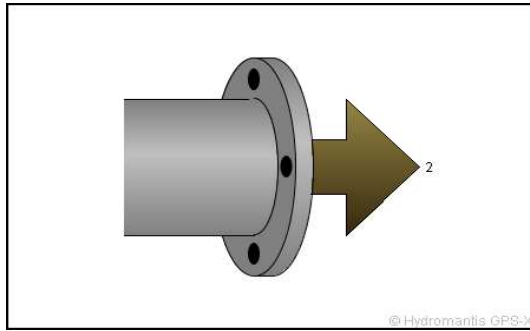
| | |
|-------------------------------------|-------------------------|
| numerical solver | Runge-Kutta-Fehlberg(2) |
| initial number of integration steps | 50 |
| minimum integration step size | 0 [d] |
| maximum integration step size | 0.1 [d] |

Output Variables**General Program Variables****Library Variables**

macro library

Dynamic Runsimulation time 1 [d]
completed part of dynamic run 100 [%]**Steady-State**convergence 100 [%]
steady-state loop counter 4220
year 2010
month 1
day 2
hour 0
minute 0
second 0
last integration step size (from MGA)
last integration step size (GPS-X) 3.2E-07 [d]
average integration step size 6.77E-05 [d]
sum of absolute values of derivatives 11.3 [mg/(L.d)]**Physical**dynamic viscosity 1000 [Pa.s]
density of water 998000 [mg/L]
kinematic viscosity 1 [m2/s]**Alarm**alarmtext
data failure in fileinput controllers 0
failed cryptic variable names**Biological Composition****Component Fraction in Heterotrophic Biomass**C content per unit COD 0.366 [gC/gCOD]
H content per unit COD 0.0427 [gH/gCOD]
O content per unit COD 0.197 [gO/gCOD]
N content per unit COD 0.0683 [gN/gCOD]
P content per unit COD 0.019 [gP/gCOD]
K content per unit COD 0.00477 [gK/gCOD]
Mg content per unit COD 0.00296 [gMg/gCOD]
Ca content per unit COD 0.0024 [gCa/gCOD]
oxidation state of carbon in biomass -0.102 [eq/gCOD]
VSS to COD biomass 0.674 [gVSS/gCOD]
COD to VSS in biomass 1.48 [gCOD/gVSS]
equivalent chloride anion 2.08E-05 [eq/gCOD]
equivalent sodium cation 0.00138 [eq/gCOD]
VSS to SS 0.87 [gVSS/gSS]

Wastewater Influent



| | | | |
|-------------|-------------|----------|-------|
| Flow | m3/d | 2 | 20000 |
|-------------|-------------|----------|-------|

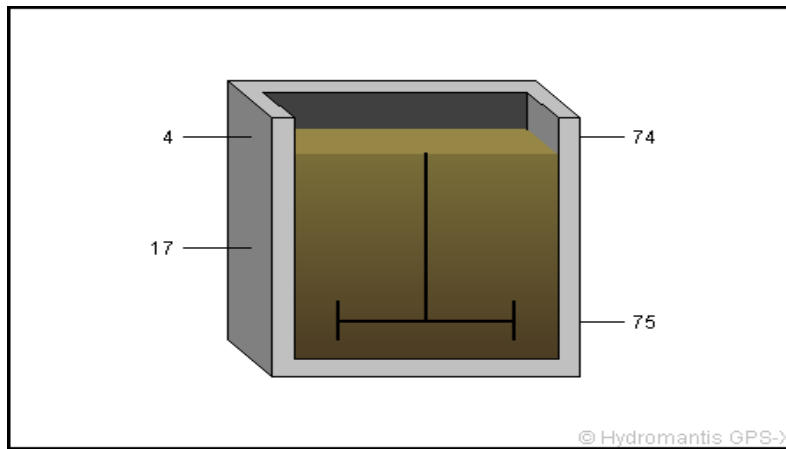
Simulation Results

| | | | |
|-------------------------|------------------|----------|-----------|
| Flow | m3/d | 2 | 20000 |
| TSS | mg/L | | 224.52979 |
| VSS | mg/L | | 168.39734 |
| cBOD5 | mg/L | | 249.64166 |
| COD | mg/L | | 430 |
| Soluble COD | mg/L | | 147.49 |
| Ammonia N | mgN/L | | 25 |
| TKN | mgN/L | | 40 |
| TN | mgN/L | | 40 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | | 8 |
| TP | mgP/L | | 10 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | | 290.95694 |
| pH | - | | 6.9931641 |

Mass Flows

| | | 2 | Total In | Total Out |
|------------|-------------|-----------|-----------------|------------------|
| TSS | kg/d | 4490.5958 | - | - |
| COD | kg/d | 8600 | - | - |
| TN | kg/d | 800 | - | - |
| TP | kg/d | 200 | - | - |

Anaerobic CSTR



| | | 4 | 74 | 75 | 17 |
|------|------|-------|---------|----|--------|
| Flow | m3/d | 10155 | 15232.5 | 0 | 5077.5 |

Simulation Results

| | | 4 | Internal | 74 |
|--------------------|--------------|-----------|-----------|-----------|
| MLSS | mg/L | 235.57137 | 3306.0217 | 3306.0217 |
| MLVSS | mg/L | 173.31132 | 1765.238 | 1765.238 |
| Soluble COD | mg/L | 145.60219 | 61.359611 | 61.359611 |
| Ammonia N | mgN/L | 24.634113 | 16.762594 | 16.762594 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.0213067 | 0.1426767 | 0.1426767 |
| Nitrate N | mgN/L | 0.0689127 | 0.0785114 | 0.0785114 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 7.9072724 | 14.125217 | 14.125217 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 290.73508 | 261.02018 | 261.02018 |
| pH | - | 7.0068359 | 6.9384766 | 6.9384766 |
| HRT | h - | - | 0.7877886 | - |
| DO | mgO2/L - | - | 0.0080812 | - |
| Total OUR | mgO2/(L.h) - | - | 1.8818084 | - |
| Nitrification Rate | mgN/(L.h) - | - | 0.1672716 | - |
| Nitrate Util. Rate | mgN/(L.h) - | - | 1.9195299 | - |

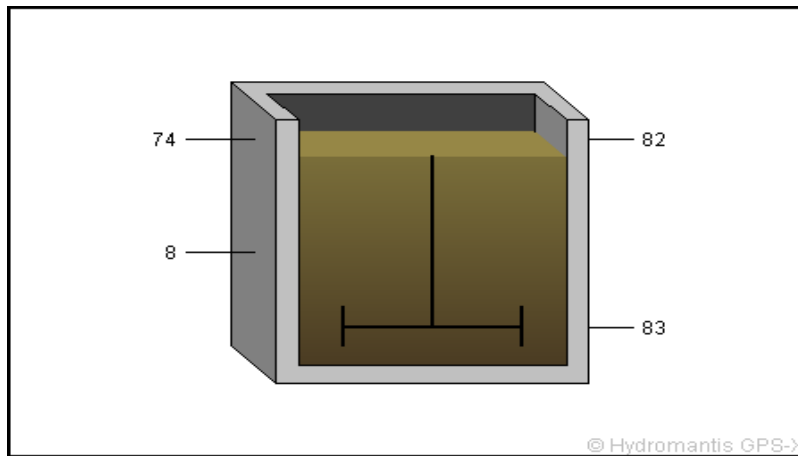
Operational Variables

| | | 74 |
|-------------------|--------------------|-----------|
| F to M Ratio | kgBOD5/(kgMLVSS.d) | 2.8587098 |
| Vol. Org. Loading | kgBOD5/(m3.d) | 5.0463031 |

Mass Flows

| | | 4 | 17 | 74 |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 2392.2272 | 48131.209 | 50358.976 |
| COD | kg/d | 4425.5314 | 40033.693 | 44191.156 |
| TN | kg/d | 408.57741 | 2414.3185 | 2786.9896 |
| TP | kg/d | 107.17956 | 2254.1003 | 2361.2805 |
| | | 75 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 0 | 50523.437 | 50358.976 |
| COD | kg/d | 0 | 44459.225 | 44191.156 |
| TN | kg/d | 0 | 2822.8959 | 2786.9896 |
| TP | kg/d | 0 | 2361.2799 | 2361.2805 |

Anoxic 1 CSTR



| | | 74 | 82 | 83 | 8 |
|------|------|---------|---------|----|-------|
| Flow | m3/d | 15232.5 | 25232.5 | 0 | 10000 |

Simulation Results

| | | 74 | Internal | 82 |
|--------------------|------------|-----------|-----------|-----------|
| MLSS | mg/L | 3306.0217 | 3294.5622 | 3294.5622 |
| MLVSS | mg/L | 1765.238 | 1740.8298 | 1740.8298 |
| Soluble COD | mg/L | 61.359611 | 32.73372 | 32.73372 |
| Ammonia N | mgN/L | 16.762594 | 11.179507 | 11.179507 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.1426767 | 0.41016 | 0.41016 |
| Nitrate N | mgN/L | 0.0785114 | 0.3495293 | 0.3495293 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 14.125217 | 10.527593 | 10.527593 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 261.02018 | 237.77648 | 237.77648 |
| pH | - | 6.9384766 | 7.1162109 | 7.1162109 |
| HRT | h | - | 1.4267303 | - |
| DO | mgO2/L | - | 0.015902 | - |
| Total OUR | mgO2/(L.h) | - | 2.4382663 | - |
| Nitrification Rate | mgN/(L.h) | - | 0.3169504 | - |
| Nitrate Util. Rate | mgN/(L.h) | - | 2.6504105 | - |

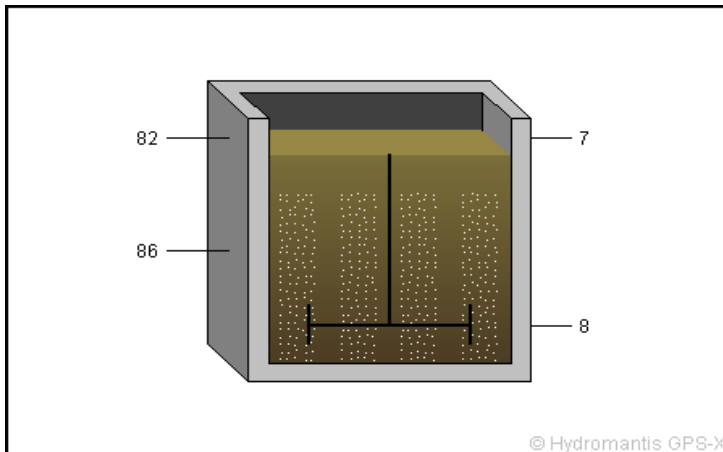
Operational Variables

| | | 82 |
|-------------------|--------------------|-----------|
| F to M Ratio | kgBOD5/(kgMLVSS.d) | 4.2072653 |
| Vol. Org. Loading | kgBOD5/(m3.d) | 7.3241328 |

Mass Flows

| | | 74 | 8 | 82 |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 50358.976 | 33001.887 | 83130.041 |
| COD | kg/d | 44191.156 | 27658.69 | 71425.599 |
| TN | kg/d | 2786.9896 | 1757.0584 | 4445.7636 |
| TP | kg/d | 2361.2805 | 1550.164 | 3911.4463 |
| | | 83 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 0 | 83360.863 | 83130.041 |
| COD | kg/d | 0 | 71849.847 | 71425.599 |
| TN | kg/d | 0 | 4544.048 | 4445.7636 |
| TP | kg/d | 0 | 3911.4445 | 3911.4463 |

Aerobic 1 Completely-Mixed Tank



| | 82 | 7 | 8 | 86 | |
|-------------|-------------|---------|---------|-------|---|
| Flow | m3/d | 25232.5 | 15232.5 | 10000 | 0 |

Simulation Results

| | | 82 | Internal | 7 |
|---------------------------|-------------------|-----------|-----------|-----------|
| MLSS | mg/L | 3294.5622 | 3300.1887 | 3300.1887 |
| MLVSS | mg/L | 1740.8298 | 1710.8478 | 1710.8478 |
| Soluble COD | mg/L | 32.73372 | 25.529583 | 25.529583 |
| Ammonia N | mgN/L | 11.179507 | 0.627854 | 0.627854 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.41016 | 0.1345557 | 0.1345557 |
| Nitrate N | mgN/L | 0.3495293 | 9.8154909 | 9.8154909 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 10.527593 | 0.4807218 | 0.4807218 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 237.77648 | 157.48411 | 157.48411 |
| pH | - | 7.1162109 | 7.4580078 | 7.4580078 |
| HRT | h | - | 3.9948447 | - |
| DO | mgO2/L | - | 2.0000001 | - |
| Total OUR | mgO2/(L.h) | - | 27.003792 | - |
| Nitrification Rate | mgN/(L.h) | - | 2.4519772 | - |
| Nitrate Util. Rate | mgN/(L.h) | - | 0.6866329 | - |
| Total Air Flow | m3/h | - | 3051.0748 | - |
| SOTE | % | - | 30 | - |
| Actual OTR | kg/h | - | 115.50192 | - |

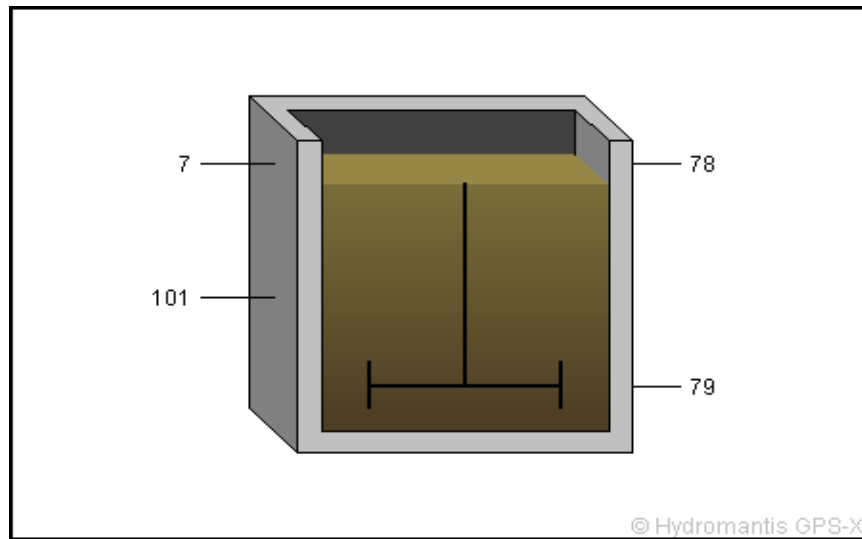
Operational Variables

| | | 7 |
|--------------------------|-------------------------|-----------|
| F to M Ratio | kgD5/(kgMLVSS.d) | 2.3320568 |
| Vol. Org. Loading | kgBOD5/(m3.d) | 3.9897943 |
| RAS Recycle Ratio | % | 0 |

Mass Flows

| | | 82 | 86 | 7 |
|------------|-------------|-----------|-----------------|------------------|
| TSS | kg/d | 83130.041 | - | 50270.125 |
| COD | kg/d | 71425.599 | - | 42131.1 |
| TN | kg/d | 4445.7636 | - | 2676.4392 |
| TP | kg/d | 3911.4463 | - | 2361.2873 |
| | | 8 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 33001.887 | 83130.041 | 83272.012 |
| COD | kg/d | 27658.69 | 71425.599 | 69789.79 |
| TN | kg/d | 1757.0584 | 4445.7636 | 4433.4976 |
| TP | kg/d | 1550.164 | 3911.4463 | 3911.4514 |

Anoxic 2 CSTR



| | | 7 | 78 | 79 | 101 |
|------|------|---------|---------|----|-----|
| Flow | m3/d | 15232.5 | 15232.5 | 0 | 0 |

Simulation Results

| | | 7 | Internal | 78 |
|--------------------|--------------|-----------|-----------|-----------|
| MLSS | mg/L | 3300.1887 | 3281.6055 | 3281.6055 |
| MLVSS | mg/L | 1710.8478 | 1698.2141 | 1698.2141 |
| Soluble COD | mg/L | 25.529583 | 22.990951 | 22.990951 |
| Ammonia N | mgN/L | 0.627854 | 1.5330863 | 1.5330863 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.1345557 | 1.6972756 | 1.6972756 |
| Nitrate N | mgN/L | 9.8154909 | 3.7958563 | 3.7958563 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 0.4807218 | 1.8992263 | 1.8992263 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 157.48411 | 179.45548 | 179.45548 |
| pH | - | 7.4580078 | 7.4033203 | 7.4033203 |
| HRT | h - | - | 2.3633659 | - |
| DO | mgO2/L - | - | 0.0299903 | - |
| Total OUR | mgO2/(L.h) - | - | 2.7210625 | - |
| Nitrification Rate | mgN/(L.h) - | - | 0.4246608 | - |
| Nitrate Util. Rate | mgN/(L.h) - | - | 2.8409935 | - |

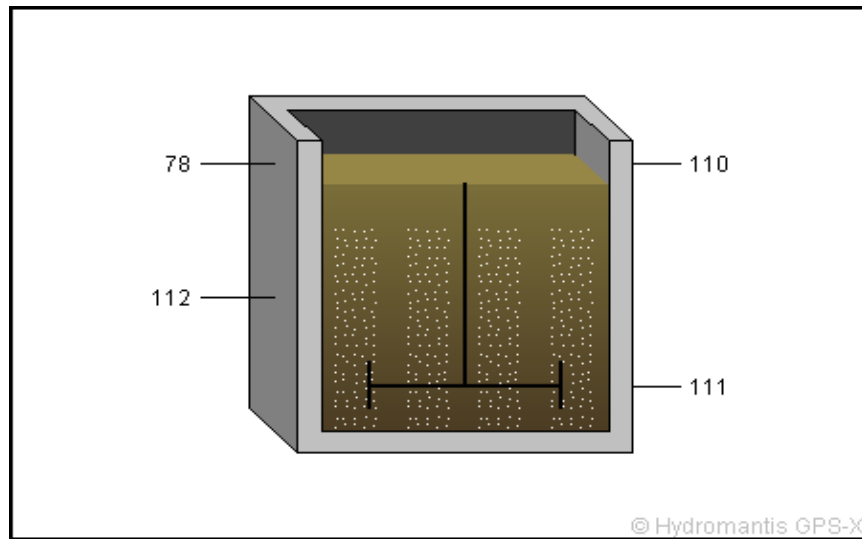
Operational Variables

| | | 78 |
|-------------------|------------------|-----------|
| F to M Ratio | kgD5/(kgMLVSS.d) | 3.6355843 |
| Vol. Org. Loading | kgBOD5/(m3.d) | 6.1740005 |

Mass Flows

| | | 7 | 101 | 78 | 79 | Total In | Total Out |
|-----|------|-----------|-----|-----------|----|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 50270.125 | - | 49987.056 | 0 | 50270.125 | 49987.056 |
| COD | kg/d | 42131.1 | - | 41825.205 | 0 | 42131.1 | 41825.205 |
| TN | kg/d | 2676.4392 | - | 2593.3986 | 0 | 2676.4392 | 2593.3986 |
| TP | kg/d | 2361.2873 | - | 2361.2892 | 0 | 2361.2873 | 2361.2892 |

ic 2 Completely-Mixed Tank



| | | 78 | 110 | 111 | 112 |
|------|------|---------|---------|-----|-----|
| Flow | m3/d | 15232.5 | 15232.5 | 0 | 0 |

Simulation Results

| | | 78 | Internal | 110 |
|--------------------|--------------|-----------|-----------|-----------|
| MLSS | mg/L | 3281.6055 | 3280.1468 | 3280.1468 |
| MLVSS | mg/L | 1698.2141 | 1696.742 | 1696.742 |
| Soluble COD | mg/L | 22.990951 | 23.808223 | 23.808223 |
| Ammonia N | mgN/L | 1.5330863 | 1.0284797 | 1.0284797 |
| Nitrite N | mgN/L | 1.6972756 | 1.3959312 | 1.3959312 |
| Nitrate N | mgN/L | 3.7958563 | 4.5148878 | 4.5148878 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 1.8992263 | 1.9248429 | 1.9248429 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 179.45548 | 176.03107 | 176.03107 |
| pH | - | 7.4033203 | 7.4990234 | 7.4990234 |
| HRT | h - | | 0.1575577 | - |
| DO | mgO2/L - | | 2.0000004 | - |
| Total OUR | mgO2/(L.h) - | | 27.074667 | - |
| Nitrification Rate | mgN/(L.h) - | | 3.0605264 | - |
| Nitrate Util. Rate | mgN/(L.h) - | | 0.505898 | - |
| Total Air Flow | m3/h - | | 104.54863 | - |
| SOTE | % - | | 30 | - |
| Actual OTR | kg/h - | | 3.9578075 | - |

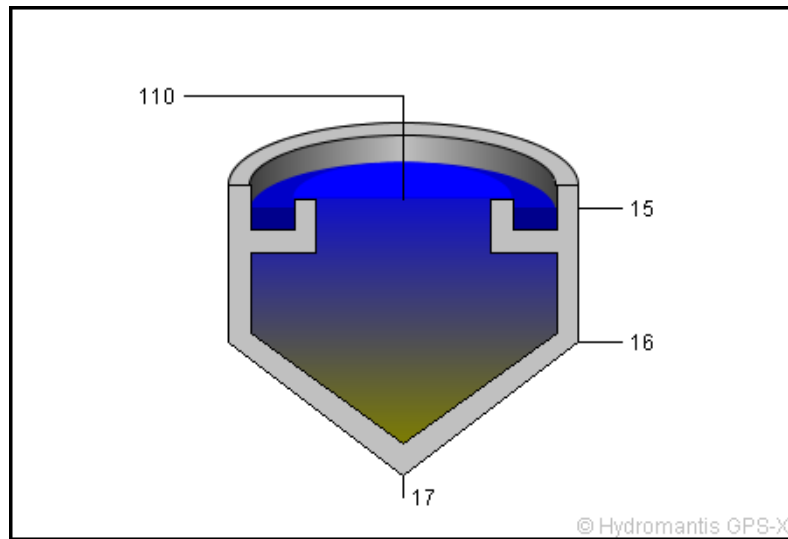
Operational Variables

| | | 110 |
|-------------------|------------------|-----------|
| F to M Ratio | kgD5/(kgMLVSS.d) | 53.362036 |
| Vol. Org. Loading | kgBOD5/(m3.d) | 90.541607 |
| RAS Recycle Ratio | % | 0 |

Mass Flows

| | | 78 | 112 | 110 | 111 | Total In | Total Out |
|-----|------|-----------|-----|-----------|-----|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 49987.056 | - | 49964.837 | 0 | 49987.056 | 49964.837 |
| COD | kg/d | 41825.205 | - | 41796.002 | 0 | 41825.205 | 41796.002 |
| TN | kg/d | 2593.3986 | - | 2592.5048 | 0 | 2593.3986 | 2592.5048 |
| TP | kg/d | 2361.2892 | - | 2361.2893 | 0 | 2361.2892 | 2361.2893 |

Circular Secondary Clarifier



| | | 110 | 15 | 16 | 17 |
|------|------|---------|------|-----|--------|
| Flow | m3/d | 15232.5 | 9975 | 180 | 5077.5 |

Simulation Results

| | | 110 | 15 |
|------------------|-----------|----------|----------|
| Flow | m3/d | 15232.5 | 9975 |
| TSS | mg/L | 3280.147 | 12.76914 |
| VSS | mg/L | 1696.742 | 6.605171 |
| cBOD5 | mg/L | 592.7769 | 3.956148 |
| COD | mg/L | 2743.87 | 34.39703 |
| Ammonia N | mgN/L | 1.02848 | 1.028478 |
| Nitrite N | mgN/L | 1.395931 | 1.395931 |
| Nitrate N | mgN/L | 4.514888 | 4.514893 |
| TKN | mgN/L | 164.2848 | 3.372231 |
| TN | mgN/L | 170.1956 | 9.283055 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 1.924843 | 1.924849 |
| TP | mgP/L | 155.0165 | 2.734976 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 176.0311 | 176.0064 |
| pH | - | 7.499023 | 7.499023 |

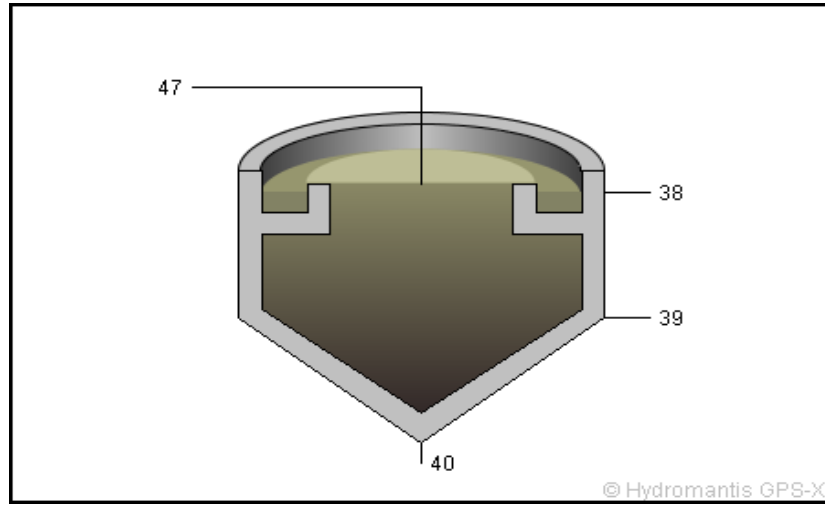
Operational Variables

| | | 15 | 17 | 16 |
|-----------------------|-----------|----------|----------|----------|
| HRT | h | 2.363366 | - | - |
| Surf. Overflow Rate | m3/(m2.d) | 19.95 | - | - |
| Solids Loading Rate | kg/(m2.d) | 99.92967 | - | - |
| Water Level | m | 3 | - | - |
| Sludge Blanket Height | m | 0.393702 | - | - |
| RAS Flow | m3/d | - | 5077.5 | - |
| RAS Solids | mg/L | - | 9479.313 | - |
| WAS Flow | m3/d | - | - | 180 |
| WAS Solids | mg/L | - | - | 9479.313 |
| WAS Production | kg/d | - | - | 1706.276 |

Mass Flows

| | | 110 | 15 | 16 | 17 | Total In | Total Out |
|-----|------|-------|-----|------|-------|----------|-----------|
| TSS | kg/d | 49965 | 127 | 1706 | 48131 | 49965 | 49965 |
| COD | kg/d | 41796 | 343 | 1419 | 40034 | 41796 | 41796 |
| TN | kg/d | 2593 | 93 | 86 | 2414 | 2593 | 2593 |
| TP | kg/d | 2361 | 27 | 80 | 2254 | 2361 | 2361 |

Thickener



| Flow | m3/d | 47 | 38 | 39 | 40 |
|------|------|-----|-----|----|----|
| | | 360 | 310 | 0 | 50 |

Simulation Results

| | | 47 | 38 | 40 |
|------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Flow | m3/d | 360 | 310 | 50 |
| TSS | mg/L | 9479.3125 | 947.93125 | 62373.876 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 176.00746 | 176.00746 | 176.00746 |
| pH | - | 7.4990234 | 7.4990234 | 7.4990234 |

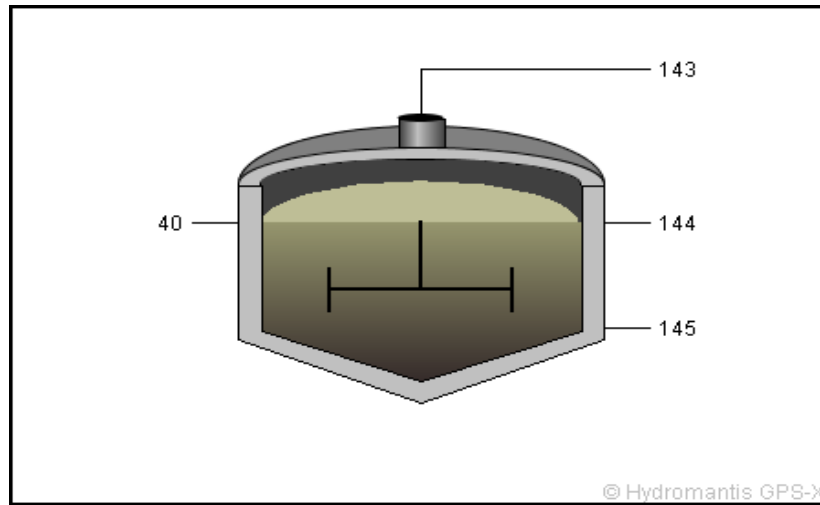
Operational Variables

| | | 38 | 40 |
|-----------------------------|-----------|-----------|-----------|
| HRT | h | 15.999987 | - |
| Solids Loading Rate | kg/(m2.d) | 42.656906 | - |
| Sludge Blanket Height | m | 2 | - |
| Solids Capture - Mass Basis | % | 91.388889 | - |
| Sludge Mass Flow | kg/d | - | 3118.6938 |

Mass Flows

| | | 47 | 38 | 39 | 40 | Total In | Total Out |
|-----|------|-----------|-----------|----|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 3412.5525 | 293.85869 | - | 3118.6938 | 3412.5525 | 3412.5525 |
| COD | kg/d | 2838.4303 | 251.06288 | - | 2587.3674 | 2838.4303 | 2838.4303 |
| TN | kg/d | 171.17768 | 17.154821 | - | 154.02286 | 171.17768 | 171.17768 |
| TP | kg/d | 159.81804 | 14.359127 | - | 145.45892 | 159.81804 | 159.81804 |

Anaerobic Digestion



| | | 40 | 143 | 144 | 145 |
|------|------|----|-----------|-----|-----|
| Flow | m3/d | 50 | 527.22556 | 50 | 0 |

Simulation Results

| | | 40 | 144 |
|------------------|-----------|-----------|-----------|
| Flow | m3/d | 50 | 50 |
| TSS | mg/L | 62373.876 | 50333.704 |
| VSS | mg/L | 32264.523 | 22417.562 |
| COD | mg/L | 51747.348 | 37008.406 |
| Ammonia N | mgN/L | 1.028478 | 621.5875 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 1.9248489 | 1554.9243 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 176.00746 | 1990.8727 |
| pH | - | 7.4990234 | 6.5419922 |

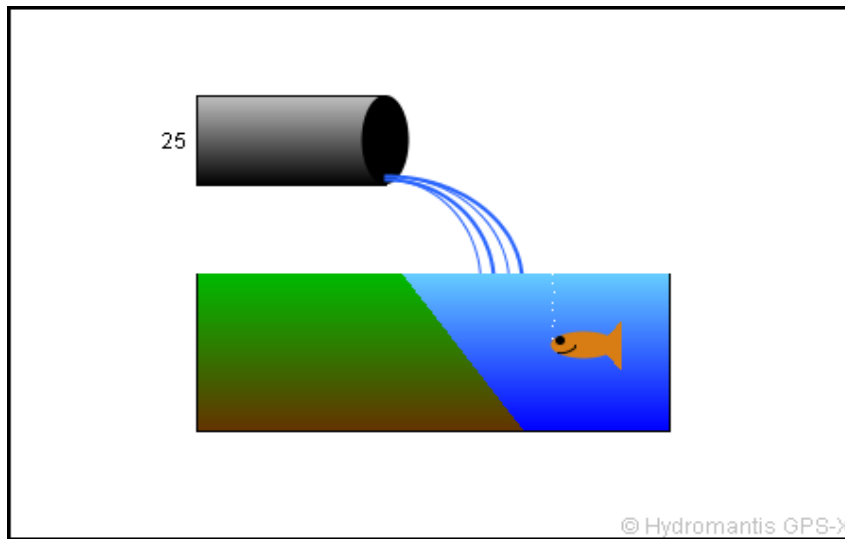
Operational Variables

| | | 144 | 143 |
|------------------------------|--------------|-----------|-----------|
| HRT | d | 24 | - |
| VSS Loading Rate | kgVSS/(m3.d) | 1.3443551 | - |
| VSS Destruction | % | 30.519468 | - |
| Gas Prod. per Mass VSS Dest. | m3/kgVSS | 1.0708392 | - |
| Total Gas Flow Rate | m3/d | - | 527.22556 |
| CH4 Content | % | - | 54.671926 |
| CO2 Content | % | - | 44.827279 |

Mass Flows

| | | 40 | 144 | 145 | 143 | Total In | Total Out |
|-----|------|-----------|-----------|-----|-----------|-----------|-----------|
| TSS | kg/d | 3118.6938 | 2516.6852 | 0 | - | 3118.6938 | 2516.6852 |
| COD | kg/d | 2587.3674 | 1850.4203 | 0 | 731.2276 | 2587.3674 | 2581.6479 |
| TN | kg/d | 154.02286 | 153.73134 | 0 | 0.8060903 | 154.02286 | 153.73134 |
| TP | kg/d | 145.45892 | 145.48 | 0 | - | 145.45892 | 145.48 |

Discharge



Flow **m3/d** **25**
19950

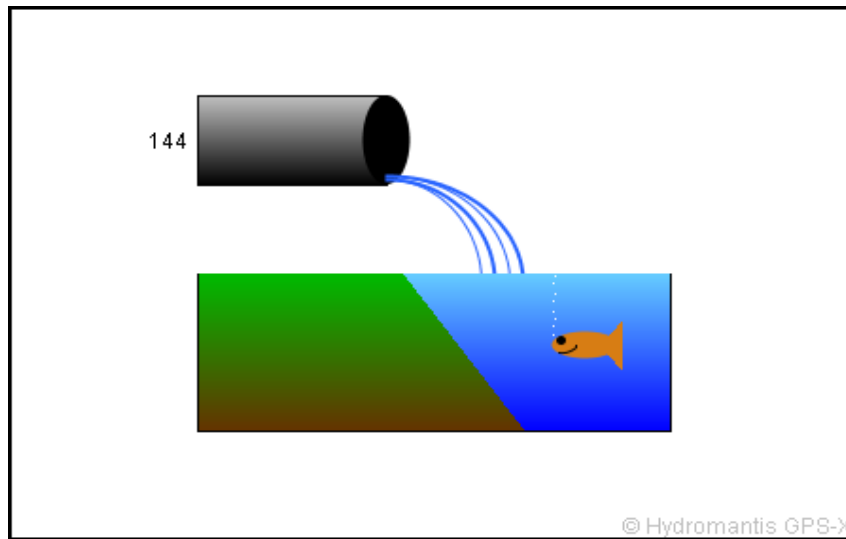
Simulation Results

Flow **m3/d** **25**
19950
TSS **mg/L** 12.769138
VSS **mg/L** 6.6051712
cBOD5 **mg/L** 3.9561478
COD **mg/L** 34.397031
Ammonia N **mgN/L** 1.0284779
Nitrite N **mgN/L** 1.395931
Nitrate N **mgN/L** 4.5148928
TKN **mgN/L** 3.3722315
TN **mgN/L** 9.2830553
Soluble PO4-P **mgP/L** 1.9248491
TP **mgP/L** 2.7349762
Total Alkalinity **mgCaCO3/L** 176.00645
pH - 7.4990234

Mass Flows

| | | 25 | Total In | Total Out |
|------------|-------------|-----------|-----------------|------------------|
| TSS | kg/d | 254.74431 | - | - |
| COD | kg/d | 686.22077 | - | - |
| TN | kg/d | 185.19695 | - | - |
| TP | kg/d | 54.562776 | - | - |

Sludge



| | | |
|-------------|-------------|------------|
| | | 144 |
| Flow | m3/d | 50 |

Simulation Results

| | | |
|-------------------------|------------------|------------|
| | | 144 |
| Flow | m3/d | 50 |
| TSS | mg/L | 50333.704 |
| VSS | mg/L | 22417.562 |
| cBOD5 | mg/L | 1896.3012 |
| COD | mg/L | 37008.406 |
| Ammonia N | mgN/L | 621.5875 |
| Nitrite N | mgN/L | 0.0001196 |
| Nitrate N | mgN/L | 7.206E-05 |
| TKN | mgN/L | 3074.6267 |
| TN | mgN/L | 3074.6269 |
| Soluble PO4-P | mgP/L | 1554.9243 |
| TP | mgP/L | 2909.6001 |
| Total Alkalinity | mgCaCO3/L | 1990.8727 |
| pH | - | 6.5419922 |

Mass Flows

| | | | | |
|------------|-------------|------------|-----------------|------------------|
| | | 144 | Total In | Total Out |
| TSS | kg/d | 2516.6852 | - | - |
| COD | kg/d | 1850.4203 | - | - |
| TN | kg/d | 153.73134 | - | - |
| TP | kg/d | 145.48 | - | - |