



MANUAL DE TECNOLOGÍAS SOSTENIBLES EN TRATAMIENTO DE AGUAS

Editores
Gustavo Peñuela
Jordi Morató

MANUAL DE TECNOLOGÍAS SOSTENIBLES EN TRATAMIENTO DE AGUAS



DUBLIN
INSTITUTE
OF TECHNOLOGY



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
SAN LUIS POTOSÍ



UNIVERSIDAD
DE ANTIQUÍA



Universidad de Concepción
Chile



UNIVERSITÀ DEGLI
STUDI DI PADOVA



UNIVERSITAT POLITÈCNICA
DE CATALUNYA

MANUAL DE TECNOLOGÍAS SOSTENIBLES EN TRATAMIENTO DE AGUAS

Elaborado por la Red ALFA TECSPAR (Tecnologías Sostenibles para la Potabilización y el Tratamiento de Aguas Residuales). Disponible en www.tecspar.org.

El objetivo de este manual que publica la Red ALFA TECSPAR es presentar las nuevas tendencias para el tratamiento y reutilización de las aguas residuales; se quiere contribuir al aseguramiento, la preservación y la mejora de la calidad de los recursos de agua, la salud pública y el medio ambiente, fomentando a la vez el desarrollo sostenible, con un propósito educacional y no económico, basado en la meta de la Red de transferencia de conocimientos entre Europa y América Latina.



EDITORES:

*Jordi Morató, profesor Universidad Politécnica de Cataluña
(jordi.morato@upc.edu)*

*Gustavo Peñuela, profesor Universidad de Antioquia
(gpenuela@udea.edu.co)*

REVISIÓN DE TEXTOS:

Diana Urbizagástegui

ISBN: 978-958-44-5307-5

TECSPAR AML/19.0902/97/666/II-543-FI-FA-FCD financiado por la Comisión Europea.

AUTORES:

*Capítulo 1: Jordi Morató, Alex Pires Carneiro, Anna Subirana
(Universitat Politècnica de Catalunya, España)*

*Capítulo 2: Gladys Vidal, Mayra Jarpa, Catalina Plaza de los Reyes, Marisol Belmonte y Lorena Mariangel
(Universidad de Concepción, Chile)*

*Capítulo 3: Maurizio Borin (Università degli Studi di Padova, Italia),
María Fernanda Abud (Universidad Autónoma de San Luis Potosí,
México). Ilustraciones por María Fernanda Abud.*

Capítulo 4: Gustavo Peñuela (Universidad de Antioquia, Colombia)

Capítulo 5: Sean O'Hogain (Dublin Institute of Technology, Irlanda)

*Capítulo 6: Antoni Escalas Cañellas, María Guadalupe Barajas López
(Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México)*

Esta publicación puede ser reproducida en su totalidad o en parte, y en cualquier forma para fines educativos o no lucrativos sin permiso expreso del titular de los derechos, siempre y cuando se cite la fuente. El UNEP agradecería recibir una copia de cualquier material que utilice esta publicación como fuente. No se permite el uso de esta publicación para reventa o para cualquier otra finalidad comercial sin el permiso previo por escrito del UNEP.

ÍNDICE

<i>Introducción</i>	11
<hr/>	
1 Crisis del agua	13
1. <i>Introducción</i>	15
2. <i>Escasez frente a consumo</i>	16
3. <i>Gobernabilidad del agua</i>	17
4. <i>Saneamiento, potabilización, tratamiento y la salud</i>	18
5. <i>Desarrollo industrial y el agua</i>	19
6. <i>El agua en la agricultura</i>	20
7. <i>Cambio climático y los recursos hídricos</i>	22
8. <i>Tecnologías sostenibles para la potabilización y el tratamiento de aguas</i>	23
9. <i>Conclusiones</i>	25
10. <i>Bibliografía</i>	26
<hr/>	
2 Sistemas de tratamiento convencionales vs. sistemas naturales	29
1. <i>Requerimientos de calidad de las aguas</i>	31
2. <i>Sistemas de tratamiento</i>	32
3. <i>Tratamiento primario</i>	33
4. <i>Tratamiento secundario</i>	34
4.1. <i>Sistemas de tratamiento biológicos aeróbicos</i>	34
4.2. <i>Tecnologías anaeróbicas</i>	36
5. <i>Tratamiento terciario</i>	37
6. <i>Comparación entre tratamientos convencionales</i>	37
7. <i>Sistemas naturales de tratamiento</i>	38
7.1. <i>La función del suelo y las plantas</i>	38
7.2. <i>Conceptos generales de diseño de humedales artificiales</i>	40
8. <i>Comparación de los sistemas de tratamiento convencionales vs. naturales</i>	41
9. <i>Bibliografía</i>	43
<hr/>	
3 Sistemas naturales para el control de la contaminación difusa	45
1. <i>Introducción</i>	47
2. <i>Bases de la contaminación agrícola</i>	47
3. <i>Humedales</i>	50
4. <i>Franjas Tampón</i>	52
5. <i>Conclusiones</i>	54
6. <i>Bibliografía</i>	55

4	Procesos avanzados de oxidación	57
1.	Introducción	59
2.	Generalidades sobre los procesos avanzados de oxidación	60
3.	Principios del método	61
3.1	División de los procesos avanzados de oxidación	61
3.1.1	Sistemas heterogéneos	62
3.1.2	Sistemas homogéneos	65
4.	Bibliografía	66
<hr/>		
5	Minimización del uso del agua	69
1.	Introducción	71
2.	Creando un plan de conservación del agua	74
2.1.	Identificar lo que puede ser alcanzado: metas de conservación	74
2.2.	Calcular el uso y la demanda del agua	74
2.3.	Evaluación de instalaciones nuevas o ampliadas	75
2.4.	Identificación y evaluación de las medidas de conservación	75
2.5.	Identificación y evaluación de los incentivos de conservación	75
2.6.	Análisis de costos y beneficios	76
2.7.	Selección de medidas e incentivos de conservación apropiados	76
2.8.	Preparación e implementación del plan de conservación	76
2.9.	Integración de los planes de conservación y suministro, y la modificación de provisiones	77
2.10.	Supervisión, evaluación y revisión del programa/plan	77
3.	Medidas para la conservación del agua	77
3.1.	Inodoros	77
3.1.1.	Inodoros de bajo volumen	77
3.1.2.	Inodoros secos	78
3.1.3.	Dispositivos de desplazamiento	78
3.1.4.	Reparación de fugas en inodoros	78
3.2.	Duchas	78
3.3.	Grifos	78
3.4.	Electrodomésticos	78
3.5.	Cosecha de aguas lluvias	79
3.6.	Reutilización de aguas grises	80
4.	Cómo llevar a cabo una auditoría de agua para uso doméstico	82
5.	Conclusiones	86
6.	Bibliografía	87
<hr/>		
6	Tratamiento biológico: Fundamentos, aplicaciones y modelación	89
1.	Introducción	91

2. Fundamentos de los procesos biológicos	91
2.1. Tipos de microorganismos involucrados	92
3. Clasificación de los procesos biológicos	93
3.1. La calidad exigida al efluente condiciona el tipo de proceso biológico	93
3.2. Aspectos económicos y ambientales para la selección de los procesos biológicos	94
4. Sistemas lagunares	95
4.1. Procesos básicos en una laguna convencional.	95
4.2. Lagunas anaerobias, aerobias y facultativas.	95
4.3. Criterios de diseño para lagunas convencionales	97
4.4. Lagunas aireadas	97
5. Tratamiento anaerobio	98
5.1. Ventajas y desventajas de los procesos anaerobios	98
5.2. Panorama de los procesos anaerobios de tratamiento	100
5.2.1. Procesos de biomasa suspendida	100
5.2.2. Procesos de biomasa adherida o fija	101
5.2.3. Proceso anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente (UASB reactor)	102
5.3. Tecnologías anaerobias para el tratamiento de aguas residuales municipales.	103
6. Proceso de lodos activados	104
7. Modelación matemática de procesos biológicos de tratamiento	107
7.1. Procedimiento de modelación dinámica de sistemas de tratamiento en tanques de mezcla completa	107
7.2. Modelo dinámico de una laguna aireada de mezcla completa	109
7.3. Resolución de las ecuaciones diferenciales	110
7.4. Validación	110
7.5. Modelos más complejos	110
8. Bibliografía	112



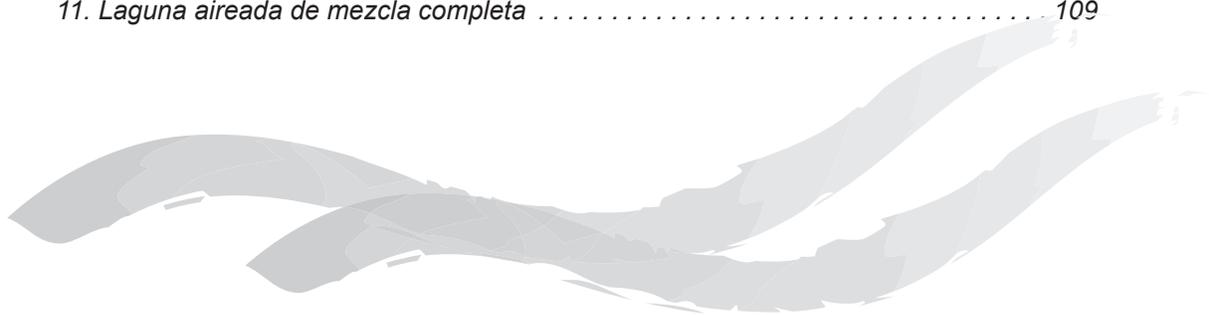
Índice de figuras

1 Crisis del agua	11
1. Desarrollo sostenible. Hacer más con menos	15
2. Correlación entre el aumento de la extracción del agua y el crecimiento de la población	15
3. Distribución de extracciones de agua por regiones mundiales	16
4. Diferentes dimensiones de la sostenibilidad en la gobernabilidad del agua	17
5. Población carente de acceso al agua y al saneamiento.	18
6. Extracción de agua para la industria y consumo en el mundo a lo largo de 50 años	19
7. Consumo de agua por sectores	20
8. Contenido de agua virtual de una serie de productos seleccionados	21
9. Generalidades de las tecnologías sostenibles en sus diferentes etapas	24

2 Sistemas de tratamiento convencionales vs. sistemas naturales	29
1. Niveles de tratamiento requeridos para las principales aplicaciones de reutilización de aguas residuales tratadas	31
2. Eutrofización de ríos y lagos.	32
3. Sistemas de tratamiento de aguas	32
4. Comparación de sistemas de tratamiento biológico aeróbico y anaeróbico.	34
5. Proceso convencional de lodos activados	35
6. Cadena alimenticia en reactores aeróbicos	35
7. Esquema de un reactor UASB	36
8. Tratamientos terciarios: a) ozonización y b) filtro de carbón activado	37
9. Tipos de macrófitas presentes en humedales	38
10. Interrelaciones de una macrófita en un humedal construido	39
11. Tipos de humedales: a) flujo superficial, y b) flujo sub-superficial	40

3 Sistemas naturales para el control de la contaminación difusa	45
1. Medidas de concentración y pérdidas de los contaminantes agrícolas	47
2. Terrenos planos con suelos permeable e impermeable	48
3. Terrenos inclinados con suelos permeable e impermeable	49
4. Nitrógeno que se pierde en suelos permeable e impermeable	49
5. Humedales	51
6. Balance de la desnitrificación en humedal artificial	52
7. Franjas tampón.	53
8. Porcentajes de disminución de la concentración (ppb) de diferentes herbicidas.	53
9. Pérdida de nitrógeno en campos de agricultura.	54

10. Reducción de la pérdida de nitrógeno utilizando diversas técnicas en campos de agricultura	54
<hr/>	
4 Procesos avanzados de oxidación	57
1. Descontaminación mediante fotocatalisis	59
2. Esquema de un proceso fotocatalítico sobre una partícula de TiO_2	62
3. Esquema de un proceso fotocatalítico en el agua de lavado de una planta de reciclaje	63
4. Colectores solares para fotocatalisis	64
5. Sistema de destoxificación solar.	64
6. Esquema conceptual de un sistema de destoxificación solar de agua	65
<hr/>	
5 Minimización del uso del agua	69
1. Porcentaje de la población mundial con diferente disponibilidad de agua	71
2. Consumo de agua total anual, 1900 – 2025.	71
3. Utilización mundial del agua por sector	72
4. Porcentaje de agua potable tomada de aguas subterráneas.	72
5. Desglose típico de la utilización del agua en los hogares	73
6. Esquema del sistema de cosecha de aguas lluvias	79
7. Sistema de aguas grises instalado en un hogar europeo.	81
<hr/>	
6 Tratamiento biológico: Fundamentos, aplicaciones y modelación	89
1. Mecanismo de la depuración biológica de aguas residuales	92
2. Sistema completo de tratamiento con laguna anaerobia, laguna facultativa y tren de lagunas de maduración	96
3. Laguna facultativa primaria, en planta de tratamiento de Ciudad Valles, S.L.P., México, antes de la reconstrucción de la planta.	96
4. Reactor de contacto anaerobio.	101
5. Etapas básicas de un ciclo de tratamiento en un RBSA.	101
6. Reactor de biomasa adherida.	101
7. Reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente (UASB)	102
8. Esquema del proceso de lodos activados de flujo continuo.	104
9. Diagrama de operación de un reactor biológico secuencial.	105
10. Etapas del proceso de modelación dinámica para sistemas de tratamiento en reactores de flujo de mezcla completa	108
11. Laguna aireada de mezcla completa	109



Índice de tablas

1 Crisis del agua	13
1. <i>Sistemas naturales vs. sistemas convencionales.</i>	23
2 Sistemas de tratamiento convencionales vs. sistemas naturales	29
1. <i>Tratamientos físicos</i>	33
2. <i>Tratamientos físico/químicos</i>	33
3. <i>Niveles de eliminación de contaminantes (%) según el tipo de tratamiento.</i>	37
4. <i>Opciones de diseño de humedales.</i>	40
5. <i>Comparación sistemas de tratamientos convencionales vs. naturales</i>	41
3 Sistemas naturales para el control de la contaminación difusa	45
1. <i>Estrategias para el control y reducción de la contaminación agrícola</i>	50
2. <i>Porcentaje de reducción de contaminantes en franjas tampón</i>	52
4 Procesos avanzados de oxidación	57
1. <i>Lista de contaminantes acuosos mineralizados por fotocatalisis</i>	60
2. <i>Sistemas de tratamientos por PAO.</i>	62
6 Tratamiento biológico: Fundamentos, aplicaciones y modelación	89
1. <i>Clasificación de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales</i>	93



Introducción

El agua es un requerimiento básico para la vida y la salud, y por esto el consumo de agua en mal estado es una de las principales fuentes de infección y la causa de diversas enfermedades gastrointestinales, como el cólera. Las últimas cifras estiman que existe en el planeta una población de alrededor de 1100 millones de personas que no dispone de acceso a sistemas de abastecimiento, especialmente en Asia y en el África subsahariana, mientras que 2600 millones de personas no tienen acceso a sistemas de saneamiento. De mantenerse las actuales tendencias, la humanidad estará muy lejos de cumplir los Objetivos de Desarrollo del Milenio.

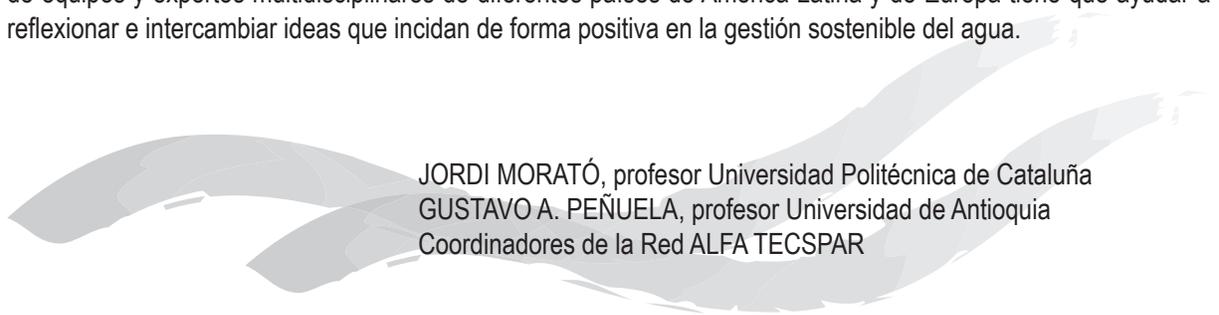
La demanda global de agua sigue aumentando por el crecimiento poblacional y el aumento de actividades socioeconómicas; así, en cien años, la población mundial se ha triplicado, pero el consumo de agua se ha multiplicado por seis; muchas actividades no existían al comienzo del siglo XIX, como la agroindustria y la lavandería industrial. Además en algunos países el acceso a agua de calidad aceptable es problemático, debido a que la cantidad del recurso hídrico es muy limitada, y por lo tanto se tienen que potabilizar aguas de no muy buena calidad. En países en vías de desarrollo, las limitaciones económicas para la implantación de sistemas convencionales de potabilización y de depuración hacen que el porcentaje de efluentes depurados sea bastante escaso.

La Red ALFA TECSPAR, Tecnologías Sostenibles para la Potabilización y el Tratamiento de Aguas Residuales (www.tecspar.org), es una red creada en enero de 2006, formada por 3 universidades de Europa (Universidad Politécnica de Cataluña, Dublin Institute of Technology y Universidad Degli Studi di Padova), y 3 más de América Latina (Universidad de Antioquia, Universidad de Concepción y Universidad Autónoma de San Luis Potosí). Es financiada gracias a la subvención concedida por la UE (con una duración de 3 años), y por las propias universidades.

El objetivo principal de la Red ALFA TECSPAR es la transferencia de conocimientos entre Europa y América Latina, para potenciar el estudio y la implantación de tecnologías sostenibles de potabilización y depuración que incidan de forma positiva en la calidad de sus recursos hídricos. A la vez, estas tecnologías tienen que favorecer la disminución del uso de aditivos químicos, la reducción en la generación de subproductos y otros residuos, la minimización del consumo de agua y/o de energía, y la valoración de los recursos depurados para la agricultura u otros usos no convencionales. Para ello la red está formando a estudiantes, científicos, técnicos locales, dirigentes y otros colectivos interesados en el diseño, construcción, gestión y operación de tratamientos sostenibles de potabilización y depuración, y que puedan contribuir a potenciar su implantación.

Presentamos a ustedes el Manual sobre Tecnologías Sostenibles en Tratamiento de Aguas que publica la Red ALFA TECSPAR. El objetivo de este manual es presentar las nuevas tendencias para el tratamiento y reutilización de las aguas residuales; se quiere contribuir al aseguramiento, la preservación y la mejora de la calidad de los recursos de agua, la salud pública y el medio ambiente, fomentando a la vez el desarrollo sostenible.

Sin olvidar que la sostenibilidad más que un cambio tecnológico implica un cambio social y político, la reunión de equipos y expertos multidisciplinares de diferentes países de América Latina y de Europa tiene que ayudar a reflexionar e intercambiar ideas que incidan de forma positiva en la gestión sostenible del agua.



JORDI MORATÓ, profesor Universidad Politécnica de Cataluña
GUSTAVO A. PEÑUELA, profesor Universidad de Antioquia
Coordinadores de la Red ALFA TECSPAR



CAPÍTULO 1

CRISIS DEL AGUA

POR:

JORDI MORATÓ, ALEX PIRES CARNEIRO
Y ANNA SUBIRANA

CÁTEDRA UNESCO DE SOSTENIBILIDAD
UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA, ESPAÑA

1. Introducción

El agua es un recurso natural renovable pero finito; es fundamental para satisfacer las necesidades básicas humanas y de la biota

A pesar de que el agua es esencial para la vida, actualmente millones de personas se enfrentan diariamente a la escasez de agua y a la lucha para conseguir agua potable para satisfacer sus necesidades básicas.

A lo largo de la historia de la humanidad la disponibilidad de agua ha sido un elemento clave para el desarrollo humano. Este desarrollo promovió el uso cada vez más acentuado de agua disponible (para consumo humano, agrícola o industrial, entre otros usos). A finales del siglo XX la sociedad empezó a cambiar la gestión de los recursos hídricos, pensando en una gestión basada en el desarrollo sostenible (Figura 1).

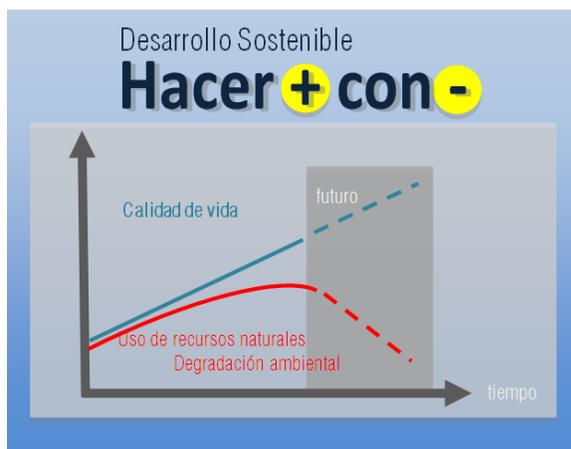


Figura 1. Desarrollo sostenible. Hacer más con menos.

El concepto principal de desarrollo sostenible es hacer más con menos, de forma que el desarrollo satisfaga las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las posibilidades de las generaciones futuras para atender sus propias necesidades¹.

Este concepto de desarrollo sostenible está muy ligado con el concepto de Capacidad de Carga del Planeta. La Capacidad de Carga del Planeta se refiere a la cantidad máxima de organismos u objetos que puede soportar un espacio determinado indefinidamente.

La capacidad de carga de la Tierra dependerá de las decisiones que el hombre tome respecto a cómo y dónde vivir

Este límite máximo depende de un gran número de factores variables:

- Nivel demográfico (Figura 2)
- Recursos naturales empleados y los residuos generados
- Tecnologías empleadas para manipular el hábitat
- Organización social

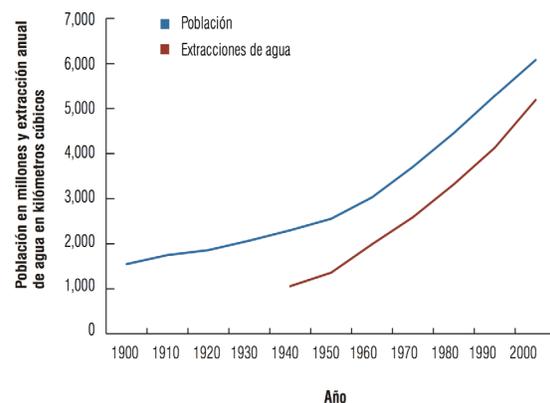


Figura 2. Correlación entre el aumento de la extracción del agua y el crecimiento de la población (Gardner-Outlaw y Engelman, 1997)

¹ Primera definición internacionalmente reconocida de desarrollo sostenible, contenida en el Informe Brundtland, 1987, fruto de los trabajos de la comisión de Medio Ambiente y Desarrollo de Naciones Unidas.

2. Escasez frente a consumo

El agua es un derecho humano. Todos tenemos derecho a disponer de agua suficiente, salubre, aceptable, accesible y asequible para uso personal y doméstico

En las últimas décadas el planeta ha sufrido un rápido crecimiento demográfico, y consecuentemente, un creciente consumo de agua para varios usos. Dado que los recursos hídricos son limitados, las situaciones de estrés y escasez de agua aumentarán a lo largo de los años.

En el 2025 la cantidad de población mundial que vivirá bajo condiciones de estrés hídrico (el suministro anual de agua es inferior a 1700 m³ por persona) pasará de ser de un 5% a un 31%.

El requerimiento mínimo de agua necesaria para la salud humana (higiene, bebida, etc.) es de 20 litros por día por persona (PNUD, 2006). Sin embargo el consumo promedio de agua por persona varía mucho en función de la zona. En un país en vías de desarrollo una persona consume 20 L/día mientras que en la EU y EEUU el consumo oscila entre 200 y 600 L/día.

A esta situación hay que añadirle la desigual

distribución de extracción de agua por regiones, tal como muestra la Figura 3 (UNEP, 2002).

Considerando, por un lado, la naturaleza finita de los recursos de agua dulce, y por otro lado, el aumento de la demanda, la gestión y administración de los recursos hídricos pasa a ser una necesidad básica para un desarrollo sostenible de los mismos.

Presiones que sufren los ecosistemas de agua dulce:

- Crecimiento demográfico y del consumo
- Desarrollo de infraestructuras (presas, canales, diques, desvíos, etc.)
- Conversión de tierras
- Exceso de cosecha y explotación
- Descarga de contaminantes en tierra, aire o agua

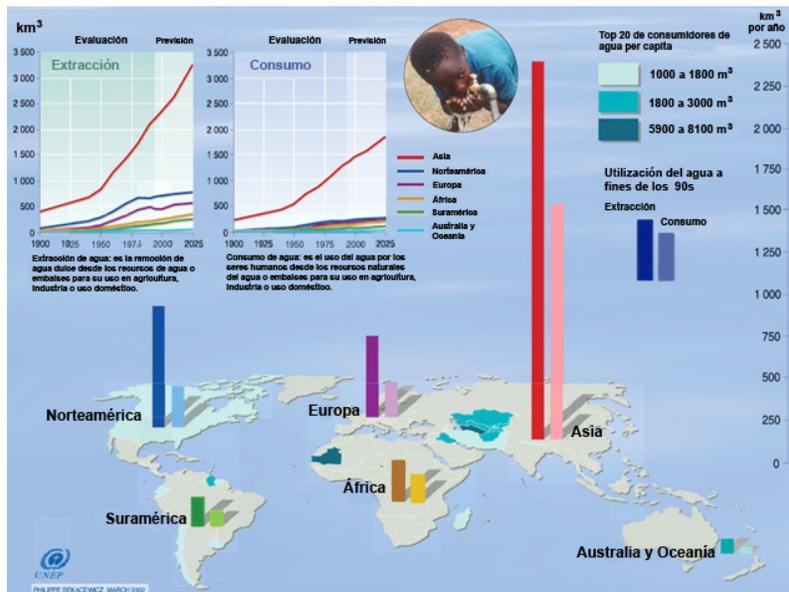


Figura 3. Distribución de extracciones de agua por regiones mundiales (UNEP, 2002).

3. Gobernabilidad del agua

No existe un único camino para mejorar la gobernanza; cada sociedad debe encontrar el suyo

La crisis del agua es debida principalmente a:

- Falta de financiamiento
- Falta de capacidades técnicas
- Escasez del recurso
- Deterioro del recurso
- Limitaciones políticas e institucionales (falta de compromiso político, disfunción de las instituciones existentes)

A causa de todos estos problemas se puede asegurar que la crisis del agua es una crisis de gobernabilidad (Figura 4).

Gobernabilidad del agua: conjunto de sistemas políticos, sociales, económicos y administrativos que posibilitan el desarrollo y la gestión de los recursos hídricos (GWP, 2003)

Los países deben tener la capacidad de proporcionar un suministro y saneamiento para todos, así como planes de gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH). Todo ello con la finalidad de satisfacer las demandas de agua y gestionar los posibles conflictos.

La GIRH es un proceso sistemático de desarrollo sostenible, asignación y seguimiento de los recursos hídricos.

La GIRH no sólo promueve la cooperación intersectorial, sino también el desarrollo y la gestión coordinada de los suelos y del agua (tanto superficial como subterránea), y de otros recursos relacionados, con el fin de maximizar de manera equitativa el bienestar económico y social sin comprometer la sostenibilidad del ecosistema.

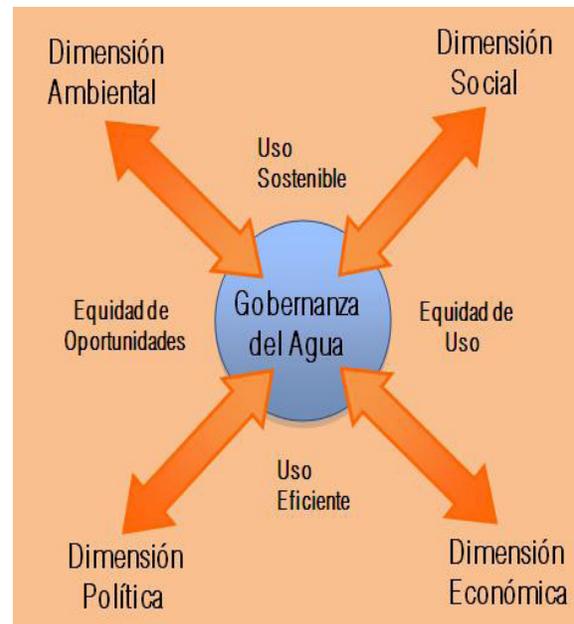


Figura 4. Diferentes dimensiones de la sostenibilidad en la gobernabilidad del agua (adaptado de Tropp, 2005).

Fundación nueva cultura del agua: fundación que trabaja para dar un enfoque interdisciplinario a la gestión integral del agua, un enfoque en el que más allá de asegurar un uso razonable, social, equitativo y eficiente del agua como recurso, se garantice también una gestión sostenible de los ríos y ecosistemas acuáticos.

En este contexto no hay que olvidar el valor y el precio del agua, una de las mayores preocupaciones políticas. Dadas sus propiedades esenciales y sus múltiples funciones en el mantenimiento de la vida, el agua abarca muchos valores sociales, culturales, ambientales y económicos. Todos estos valores deben tenerse en cuenta durante la elaboración de políticas y programas para conseguir una gestión de los recursos hídricos equitativa, eficaz y ambientalmente sostenible.

4. Saneamiento, potabilización, tratamiento y la salud

En algunos países las mujeres y los niños pasan cinco horas diarias recogiendo agua para las necesidades de la familia

El agua es esencial para la vida. Entre 1990 y 2002 se realizó un progreso considerable en el porcentaje de la población mundial que utilizaba fuentes de agua potable mejoradas, pasando del 77% al 83%, lo que mantiene al mundo en condiciones de poder alcanzar la meta de los ODM. Sin embargo, 2600 millones de personas todavía no tienen acceso a sistemas de saneamiento mejorados (UNESCO, 2006).

La carencia de agua potable y de buenas condiciones de salubridad es la causa principal de enfermedades y muerte alrededor del planeta. Afecta principalmente a los pobres en los países en desarrollo.

Dos millones de personas, la mayoría niños, mueren cada año por enfermedades transmitidas por el agua, como la diarrea, y hay varios millones que quedan gravemente debilitados

Las presiones sobre el sistema hidrológico continental aumentan al ritmo del crecimiento demográfico y del desarrollo económico; es por ello que se plantean graves retos frente a la falta progresiva de agua potable.

Se estima que si el abastecimiento de agua y el saneamiento básico fueran ampliados a aquellos que hasta el día de hoy no conocen esos servicios, la carga de las diarreas infecciosas se reduciría en un 17% anual (UNESCO, 2003).

Desafortunadamente todos los datos indican que estamos muy lejos de conseguirlo si no se hace un esfuerzo suplementario. Más de la mitad de la población que no dispone de servicios de saneamiento mejorados (unos 1500 millones de personas) viven en la China y en la India. En África, unos 2600 millones de personas siguen viviendo sin un servicio de saneamiento mejorado (Figura 5).

Qué se puede hacer?

- Invertir en infraestructura sanitaria
- Programas de educación sobre el agua
- Usar tecnologías sostenibles
- Implicar a las comunidades en las soluciones
- Dar prioridad al agua y al saneamiento

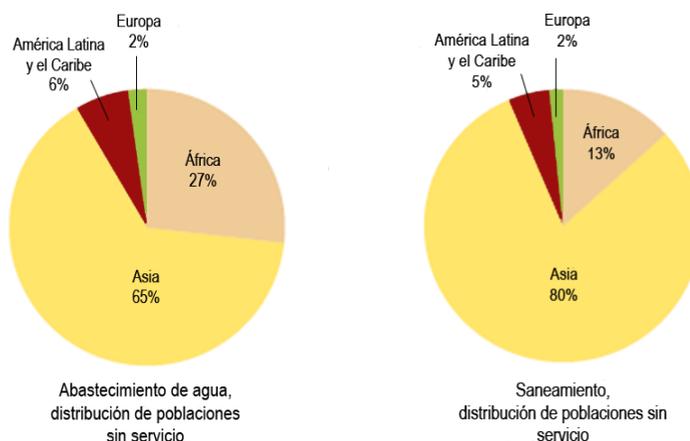


Figura 5. Población carente de acceso al agua y al saneamiento. Asia muestra el mayor número de personas sin servicios, ya sea de abastecimiento de agua o saneamiento, pero es importante observar que, proporcionalmente, este grupo es mayor en África debido a la diferencia demográfica entre los dos continentes (PNUD, 2006).

5. Desarrollo industrial y el agua

Con la finalidad de mejorar la calidad del agua, el vertido cero de aguas residuales debe ser el objetivo principal de las empresas

La industria es uno de los grandes promotores del crecimiento económico, especialmente en los países en vías de desarrollo.

Tanto el crecimiento industrial como el aumento de la producción energética están demandando mayores recursos hídricos (Figura 6).

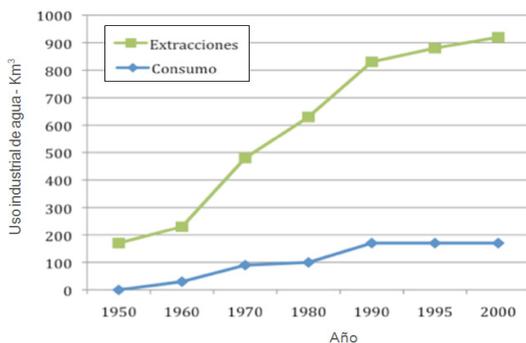


Figura 6. Extracción de agua para la industria y consumo en el mundo a lo largo de 50 años (Shildornanov, 2000).

La contaminación y los residuos que la industria genera ponen en peligro los recursos hídricos, pues dañan y destruyen los ecosistemas del planeta.

Ante todo, las industrias deberían priorizar el objetivo de minimizar su vertido hasta conseguir vertido cero, así como el reciclaje y la recuperación cuando sea posible.

Principio de las 3P: Polluter Pays Principle (o “quien contamina paga”)

La prevención de la contaminación es rentable. Una buena gestión medioambiental no tiene por qué ser simplemente un costo adicional que debe asumir una empresa, sino que ésta puede mejorar los procesos de producción, y ahorrar dinero y recursos, lo cual hará a la empresa más eficiente, más rentable y más competitiva en el mercado mundial.

Estrategias para reducir el impacto medioambiental sobre la calidad del agua:

- Evaluación de alternativas para obtener una producción más limpia.
- Usar tecnologías sostenibles y ecológicamente racionales.
- Segregar los efluentes (para evitar la mezcla de contaminantes y permitir el reuso de agua cuando sea posible).
- Recuperación de materias primas y residuos.
- Selección de tecnologías óptimas para el tratamiento de las aguas residuales.

6. El agua en la agricultura

La mayoría de agua extraída en el mundo es usada para la agricultura (aproximadamente un 70%)

La agricultura es la fuente principal del suministro de alimentos del planeta y la principal forma de ganarse la vida de miles de millones de personas en las áreas rurales.

La producción mundial de alimentos deberá aumentar un 60% del 2000 al 2030 para satisfacer las crecientes demandas que derivan del crecimiento demográfico

La sobreexplotación del agua para regadío y la intensificación de la agricultura también son una amenaza para la sostenibilidad de los sistemas agrícolas de muchas regiones. En las últimas décadas las aguas freáticas han pasado a ser una fuente importante de agua para el regadío, dando lugar a la sobreexplotación de éstos y a la contaminación por productos agroquímicos.

La mayor parte del agua usada para los cultivos se extrae de la humedad de los suelos por el efecto de la lluvia. La irrigación aporta únicamente el 10% del agua agrícola, pero tiene la función de complementar el agua de lluvia cuando la humedad del suelo es insuficiente para satisfacer la necesidad del cultivo. A pesar de que el agua de regadío solo representa una parte marginal del agua usada en la agricultura, el regadío sigue siendo el consumidor más grande de los recursos de agua dulce del planeta (Figura 7).

El sector agrícola, pues, se encuentra confrontado a complejos retos: producir más alimentos de mayor calidad utilizando menos agua por unidad de producción, proporcionar recursos y oportunidades a la población rural para llevar una vida saludable y productiva, aplicar tecnologías limpias que aseguren la sostenibilidad del medio ambiente y contribuir de forma productiva a la economía local y nacional.

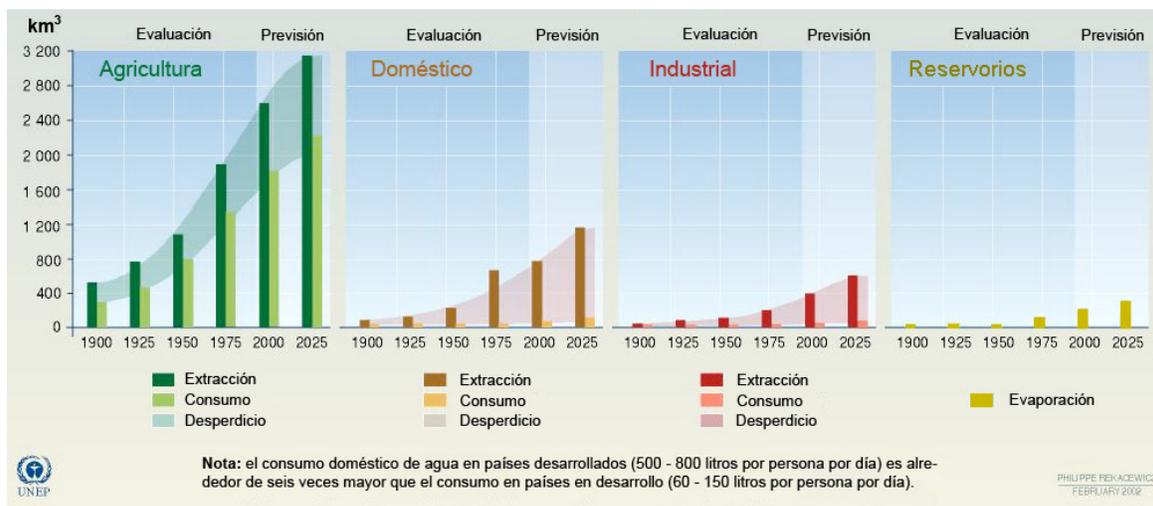


Figura 7. Consumo de agua por sectores (UNEP, 2002).

Hace falta un promedio de 3000 litros de agua por persona para producir una ración diaria de alimentos

En un contexto de crecimiento demográfico, aumento de la competencia por el agua y de un mayor interés por los asuntos medioambientales, con demasiada frecuencia excluidos de las políticas agrarias, el agua para la alimentación continúa siendo un tema fundamental que no puede seguir siendo abordado con un limitado enfoque sectorial. Hace falta explorar e implementar nuevas formas de gestión del agua en la agricultura, incluyendo la irrigación, para poder centrarse en los medios de sustento y no sólo en la productividad.

El agua virtual

El agua virtual de un producto es el agua utilizada para producirlo. El agua virtual es una herramienta esencial para calcular el uso real del agua de un país, o su huella hídrica (La huella hídrica de una nación equivale al total de la suma del consumo doméstico de los recursos hídricos y la importación de agua virtual, menos la exportación de su agua virtual).

El valor de los recursos hídricos utilizados para producir estos alimentos básicos, en los países pobres en agua,

acaba siendo varias veces mayor al valor del producto. Varios países ya han elaborado políticas para reducir la exportación de productos que requieran de grandes cantidades de agua (Figura 8). Sin embargo algunos países temen volverse dependientes del comercio global. Esta es la razón por la que intentan cubrir sus propias necesidades alimentarias.

Producto	Litros de agua por kilo de cosecha
Trigo	1.150
Arroz	2.656
Maíz	450
Patatas	160
Soja	2.300
Carne vacuna	15.977
Carne de cerdo	5.906
Carne de ave	2.828
Huevos	4.657
Leche	865
Queso	5.288

Figura 8. Contenido de agua virtual (cantidad total de agua utilizada en la producción y el procesamiento de un producto determinado) de una serie de productos seleccionados (adaptado de Hoekstra, 2003).

Algunos datos para reflexionar:

- El 33% de la superficie terrestre está amenazada por la desertización que castiga a 200 millones de personas y dejará sin tierra cultivable a otros 1000 millones.
- En los próximos 30 años, el 70% de los recursos de la producción de cereales vendrán de tierras irrigadas.
- El riego puede aumentar el rendimiento de las cosechas entre un 100-400%.

7. Cambio climático y los recursos hídricos

Las estimaciones recientes sugieren que el cambio climático será responsable de alrededor del 20% del incremento de la escasez global del agua (UNESCO, 2003)

La variación del clima, o cambio climático, se debe principalmente al aumento de concentraciones de gases invernadero en la atmósfera, provocando el aumento de la temperatura planetaria. Como consecuencia, hay una tendencia hacia una mayor frecuencia de condiciones climáticas extremas, provocando:

- Aumento de tormentas
- Inundaciones y sequías
- Erosión de los suelos
- Aceleración de la extinción de plantas y animales
- Desplazamiento de las zonas agrícolas
- Amenaza a la salud pública debido al aumento de estrés hídrico y enfermedades tropicales

Para paliar los efectos que el cambio climático tiene sobre el agua hay que buscar soluciones. Esto exige partir de un análisis profundo de todos los recursos y alternativas posibles como:

- Modernización de regadíos
- Uso de tecnologías sostenibles para la potabilización y tratamiento de aguas residuales
- Viabilidad de trasvases, embalses y pantanos
- Control de pérdidas del agua
- Aprovechamiento del agua de lluvia

Algunos datos:

- En los últimos 100 años, el clima se ha recalentado un promedio de 0.5 °C, debido en gran parte a los gases de efecto invernadero, emisiones de la actividad humana. Los modelos climáticos proyectan que la tierra se calentará otros 1.4 a 5.8 °C en el próximo siglo.
- La cubierta de nieve ha descendido en los últimos 20 años y los glaciares están particularmente amenazados. Como consecuencia, entre otras, para el 2050 el nivel del mar subirá 20 centímetros.
- La Agencia Europea de Medio Ambiente calcula que el caudal de los ríos mediterráneos de la Península Ibérica descenderá en un 50% en los próximos 70 años debido al cambio climático.

8. Tecnologías sostenibles para la potabilización y el tratamiento de aguas

El uso de tecnologías sostenibles es indispensable para avanzar hacia una mayor cobertura mundial, desde la captación de agua, su tratamiento y el reuso

Ante la evidente crisis del agua mundial hace falta realizar una gestión ecosistémica del agua, siguiendo los principios del desarrollo sostenible. Esta gestión debe basarse en el ahorro, el reuso y la no contaminación del agua dentro de una planificación sostenible del territorio y una gestión integrada de las cuencas hidrográficas.

Por otra parte, los sistemas convencionales de potabilización y depuración requieren de numerosos equipos y sistemas electromecánicos que producen costos de explotación y mantenimiento elevados. La implantación de estos sistemas plantea grandes dificultades en países en vías de desarrollo, por lo que las tecnologías sostenibles de bajo costo se convierten en una alternativa viable (Tabla 1).

En países en vías de desarrollo, las limitaciones económicas para la implantación de sistemas convencionales de potabilización y de depuración, hacen que el porcentaje de efluentes depurados sea bastante escaso

Las tecnologías sostenibles para el tratamiento del agua se basan en procedimientos naturales de depuración que no requieren de aditivos químicos. Eliminan las sustancias contaminantes usando vegetación acuática, el suelo y microorganismos.

Como ejemplo de tecnología sostenible cabe destacar a los humedales construidos, sistemas de depuración naturales donde los procesos de descontaminación son ejecutados simultáneamente por componentes físicos, químicos y biológicos. Requieren de una superficie de tratamiento entre 20 y 80 veces superior a las tecnologías convencionales, y por ello su uso está en general limitado a la disponibilidad de terreno con un costo asequible, generalmente en zonas rurales.

Finalmente, dentro de una gestión integral y sostenible del agua es fundamental tener en cuenta el reuso de aguas. Una vez las aguas son regeneradas, éstas son especialmente indicadas para una gran variedad de usos municipales, industriales, agrícolas, recreativos y para la recarga de acuíferos. Sin lugar a dudas, el reuso de aguas es una opción que ayuda a promover un uso sostenible del agua.

SISTEMAS NATURALES	SISTEMAS CONVENCIONALES
Costo proyecto medio	Elevado costo proyecto
Bajo costo mantenimiento	Alto costo mantenimiento
Bajo o nulo consumo energético	Requiere consumo energético
No requiere personal técnico	Requiere personal técnico
Producción de fangos baja o nula	Elevada producción de fangos
Buena integración en el medio	Baja integración en el medio
No genera malos olores	Producción de malos olores

Tabla 1. Sistemas naturales vs. Sistemas convencionales

En todo proyecto de reutilización se deben tener en cuenta los riesgos sanitarios para la salud pública. Por este motivo, es fundamental determinar los niveles de calidad adecuados para cada uso, así como el proceso de tratamiento para regenerar el agua con la finalidad de alcanzar los niveles de calidad establecidos previamente.

Sin duda, la tradicional política hidráulica se queda hoy corta para recoger las necesidades e inquietudes de nuestra sociedad y dar adecuadas respuestas a los retos que se derivan del nuevo paradigma de la sostenibilidad. Conciliar la aspiración a mejorar el bienestar de todos con el reconocimiento y respeto a los límites del entorno natural, de manera que se garantice su conservación, exige no sólo un giro en los objetivos de esta política, sino un cambio en las escalas de valor y en la cultura que impregnan nuestra sociedad (Arrojo y Martínez, 1999; Arrojo, 2001).

La llamada “Nueva Cultura del Agua” asume un nuevo enfoque holístico e integrador de valores en la gestión del agua. Este compromiso ético pasa por construir alternativas y ejemplos prácticos que se basen en

la recuperación y conservación de los ecosistemas hídricos.

En definitiva, se trata de vivir mejor con menos recursos, pero de mejor calidad y más equitativamente repartidos (Arrojo y Martínez, 1999; Arrojo, 2001; Grande *et al.*, 2001).

Las tecnologías sostenibles se constituyen en unas herramientas muy adecuadas para contribuir a este cambio, y pueden contribuir de forma especial a que los países en vías de desarrollo puedan alcanzar los ODM. Además, ello repercutiría positivamente en la calidad de vida, por la evidente mejora que supondría en los diferentes indicadores, como puede ser la salud pública (Figura 9).

Para poder alcanzar estos objetivos, una de las claves consiste en adoptar un nuevo y necesario enfoque interdisciplinario en el que, más allá de asegurar un uso razonable, social, equitativo y eficiente del agua como recurso, se garantice una gestión sostenible de los ríos y ecosistemas acuáticos, desde la coherencia y complejidad que representan las cuencas hidrográficas como unidad de gestión natural de las aguas continentales (Arrojo, 2001).

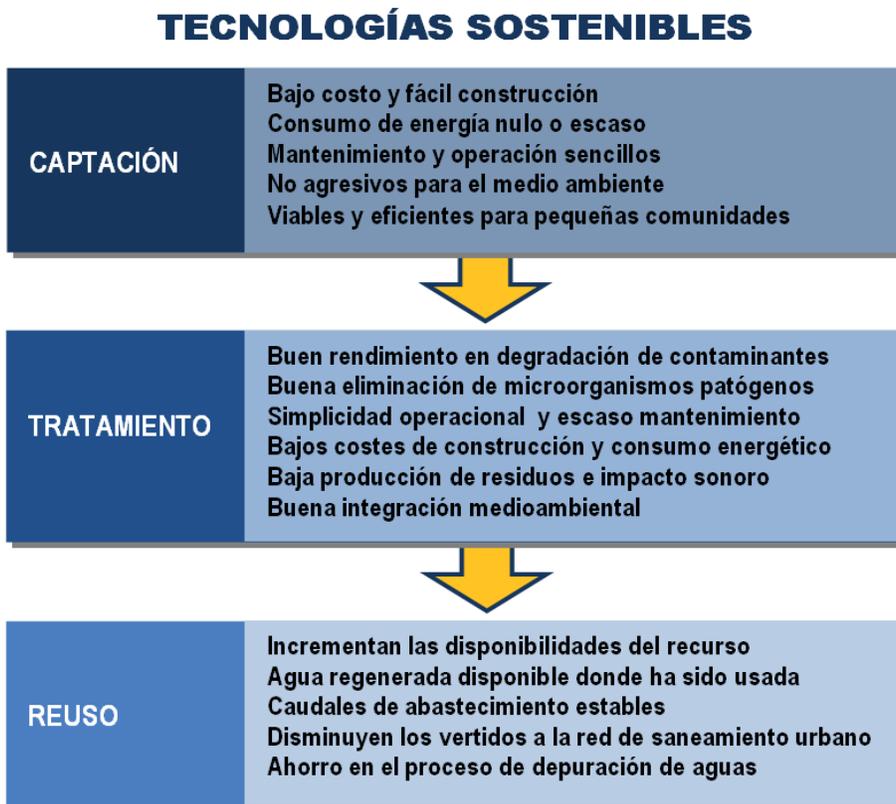


Figura 9. Generalidades de las tecnologías sostenibles en sus diferentes etapas.

9. Conclusiones

Hoy en día existen los recursos financieros, tecnológicos y humanos necesarios para dar un salto decisivo en el desarrollo humano. Sin embargo, de mantenerse las actuales tendencias, la humanidad estará muy lejos de cumplir los ODMs.

Ante esta crisis del agua a nivel global, hace tiempo que se plantea una gestión ecosistémica, siguiendo los principios del desarrollo sostenible. Ello quiere decir que los recursos hídricos son limitados y que no se pueden mantener sin la conservación de los

ecosistemas acuáticos en buen estado.

La gestión eficaz se tiene que basar en el ahorro, el reuso y la no contaminación del agua, todo ello en una planificación sostenible del territorio y una gestión integrada de las cuencas hidrográficas.

Por todo ello, el uso de tecnologías sostenibles tanto para el abastecimiento de agua potable como para el saneamiento y el tratamiento a todos los niveles, se convierte en una de las soluciones.

Algunos datos para reflexionar

- Únicamente el 2,53% del agua total de la Tierra es dulce, el resto es agua salada (UNESCO, 2003).
- 1100 millones de personas carecen de acceso a los 20-50 litros de agua potable diarios recomendados por Naciones Unidas para asegurar las necesidades básicas de bebida, higiene y comida.
- 2400 millones de personas carecen de sistemas de saneamiento adecuado.
- Más de 8 de cada 10 hogares sin acceso al agua están situados en zonas rurales.
- El 90% de las aguas de desecho de las ciudades de los países en desarrollo se descargan en ríos, lagos y costas sin previo tratamiento (Banco Mundial, 2004).
- A medida que la economía de un país se hace más fuerte (a medida que aumenta su PNB per cápita), generalmente un mayor porcentaje de la población tiene acceso a agua potable y servicios de saneamiento.

10. Bibliografía

Arrojo, P., coord. *El Plan Hidrológico Nacional a debate*. Zaragoza: Fundación Nueva Cultura del Agua, 2001. Colección Nueva cultura del agua 8; obra coeditada por Bakeaz.

Arrojo, P.; Martínez, F.J.; coord. *El agua a debate desde la Universidad: hacia una nueva cultura del agua: 1er Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación de Aguas*. Zaragoza: Institución Fernando el Católico, 1999.

Banco Mundial. *Water Resources Sector Strategy: Strategic Directions for World Bank Engagement*. [En línea]. Banco Mundial, 2004. <http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2004/06/01/000090341_20040601150257/Rendered/PDF/28114.pdf>

Banco Mundial. *Biofiltro, una opción sostenible para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas localidades. Programa de Agua y saneamiento del Banco Mundial. Proyecto ASTEC, UNI-RUPAP, Nicaragua*. [En línea]. Banco Mundial, 2006. <<http://www.wsp.org/filez/pubs/biofiltro.pdf>>

FAO. Water sector policy review and strategy formulation: A general framework. *FAO Land and Water Bulletin*. [En línea]. Vol. 3: World Bank UNDP, 1995. <<http://www.fao.org/docrep/v7890e/v7890e00.htm>>

Gardner-Outlaw, T. y Engelman, R. *Sustaining Water, Easing Scarcity: A Second Update*. Washington D.C.: Population Action International, 1997.

GWP - Global Water Partnership. *Effective water governance: Learning from the dialogues*. [En línea], 2003. <<http://www.gwpforum.org/gwp/library/Water%20Governance%20CEE.pdf>>

Grande, N.; Arrojo, P.; Martínez, F.J.; coord. *Una cita europea con la nueva cultura del agua: perspectivas en Portugal y España / II Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas*. Zaragoza: Institución

Fernando El Católico, 2001.

Hoekstra, E.; Künnis, K.; Nieman, H.; Ligthart, J.; Eisenreich, S. *Report for the TWG Environment and Health: Research needs on drinking water* (2003).

Naciones Unidas. *Los Objetivos de Desarrollo del Milenio, Informe 2005*. [En línea]. Naciones Unidas, 2005. <http://millenniumindicators.un.org/unsd/mi/pdf/MDG%20BOOK_SP_new.pdf>

OMS. *Colaboremos por la salud: Informe sobre la salud en el mundo*. [En línea]. OMS, 2006. <http://www.who.int/whr/2006/whr06_es.pdf>

PNUD. *Informe de Desarrollo Humano 2006. Más allá de la escasez: poder, pobreza y la crisis mundial del agua*. Madrid: Grupo Mundo Prensa, 2006. ISBN 10: 84-8476-301-3

Shiklomanov, I.A. *World Water Resources and their use*. París: UNESCO y el Instituto Hidrológico Estatal de San Petersburgo, 1999.

Tropp, H. *Building New Capacities for Improved Water Governance*. Comunicación presentada en el Simposio Internacional sobre Gobernabilidad del Ecosistema, Sudáfrica, organizado por el CSIR (Consejo para la Investigación Científica e Industrial). Oxford University Press, 2005.

UNEP. *Vital Water Graphics*. [En línea]. United Nations Environmental Programme, 2002 <<http://www.unep.org/vitalwater/>>

UNESCO. *Water for People Water for life - The United Nations World Water Development Report*. [En línea], 2003. <www.unesco.org/water/wwap>

UNESCO. *El agua, una responsabilidad compartida. Segundo informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos*. [En línea]. UNESCO, 2006. <http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr2/index_es.shtml>

USEPA. *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal and Industrial Wastewater*. [En línea]. U.S. Environmental Protection Agency, 2005. <<http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r06016/625r06016whole.pdf>>



CAPÍTULO 2

SISTEMAS DE TRATAMIENTO CONVENCIONALES VS. SISTEMAS NATURALES

POR:

GLADYS VIDAL, MAYRA JARPA, CATALINA PLAZA DE LOS
REYES, MARISOL BELMONTE Y LORENA MARIANGEL

CENTRO DE CIENCIAS AMBIENTALES EULA-CHILE
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN, CHILE

1. Requerimientos de calidad de las aguas

El agua es un recurso natural único y escaso, esencial para la vida en la tierra, de la cual sólo un pequeño porcentaje se encuentra disponible para las actividades humanas. Debido a esto es considerado un bien de uso público, esencial para el desarrollo económico-social y medio ambiental.

En la actualidad, el incremento de la población mundial ha significado el aumento por la demanda y requerimientos de este recurso. De esta manera, los distintos cuerpos de agua (ríos, lagos, humedales, océanos, entre otros) además de proveer dicho recurso, son receptores de distintas descargas de aguas residuales tratadas (urbanas, industriales, agrícolas, entre otras), modificando de esta manera el ciclo natural del agua.

El conocer cuál es la fuente emisora de las aguas residuales es fundamental para determinar sus características físicas, químicas y biológicas, y poder establecer una estrategia de tratamiento adecuado. La Figura 1 muestra los requerimientos de tratamiento de acuerdo a la calidad de agua requerida a ser descargada.

Las aguas residuales de origen urbano están constituidas principalmente por desechos humanos y animales (contaminación fecal), y domésticos (grasas, detergentes), entre otros; mientras que las aguas residuales de origen industrial presentan diferentes composiciones, de acuerdo al proceso productivo de procedencia. Debido a esto, existen diferentes normativas que regulan el vertido de estos residuos a los cuerpos de aguas receptoras, con el objetivo de minimizar los distintos impactos ambientales, como la pérdida de calidad del agua, entre otros.

El conocimiento de la fuente emisora, es fundamental para la caracterización del agua residual

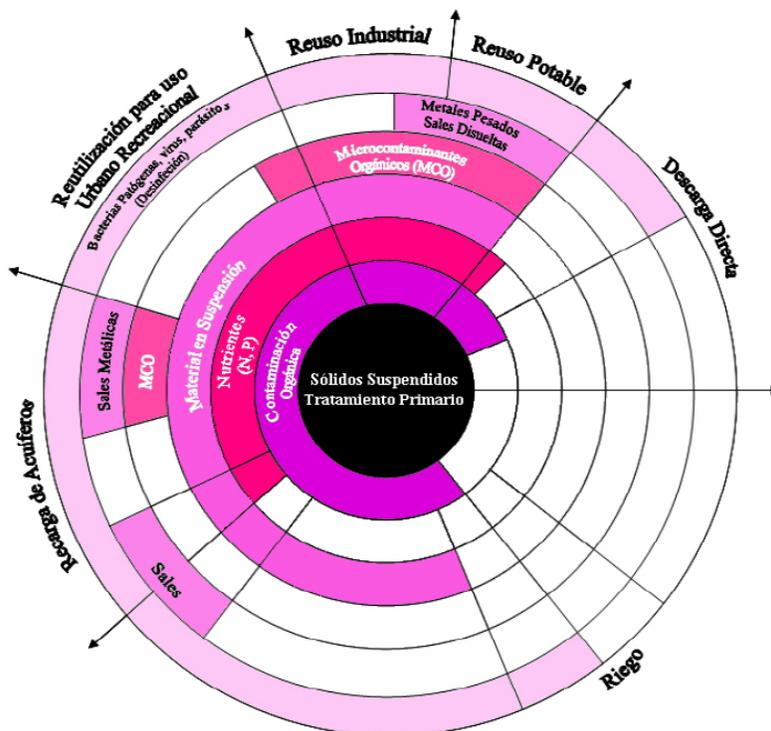


Figura 1. Niveles de tratamiento requeridos para las principales aplicaciones de reutilización de aguas residuales tratadas (Adaptado de Lazarova, 2001).

Para esto se han desarrollado distintas tecnologías de tratamiento que permiten reducir la carga de contaminante inicial. Su aplicación dependerá del tipo de compuesto que se quiera eliminar, como por ejemplo: sólidos, materia orgánica, nutrientes (nitrógeno y fósforo), patógenos, compuestos específicos, entre otros, dependiendo de cuál sea el uso final del agua (potable, recreacional, riego, entre otros).

La pérdida de la calidad del agua debido al vertido

de agua residual y al no cumplimiento de las leyes ha significado, entre otras cosas, la eutrofización de ríos y lagos (Figura 2). Esto es, el acelerado crecimiento de microalgas debido al aumento de nutrientes en el agua, y los consiguientes efectos sobre la biodiversidad de estos sitios.

La calidad del agua residual dependerá de la tecnología de tratamiento empleada



Figura 2. Eutrofización de ríos y lagos.

2. Sistemas de tratamiento

Los sistemas de tratamiento resultan de la combinación de procesos y operaciones unitarias en los que se pueden diferenciar distintos niveles para las aguas residuales, dependiendo de los objetivos que se deseen cumplir. La selección del sistema de tratamiento depende de una serie de factores, dentro de los cuales se incluyen:

- Característica del agua residual: DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxígeno), materia en suspensión,

pH, productos tóxicos, entre otros

- Calidad del efluente necesario para la descarga
- Costo y disponibilidad de terrenos
- Tecnologías disponibles

De acuerdo a esto, es posible encontrar tratamientos de tipo primario, secundario y terciario, los cuales se detallan a continuación (Figura 3).

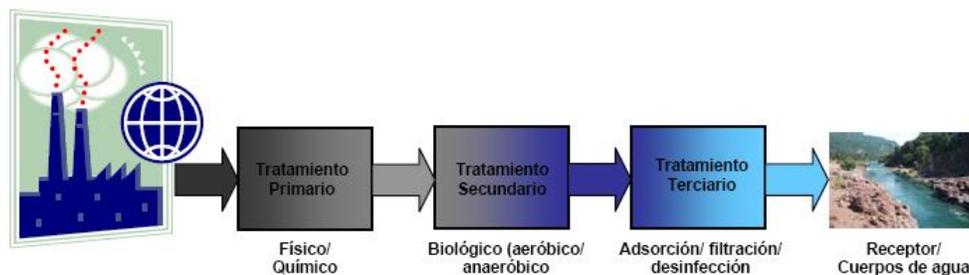


Figura 3. Sistemas de tratamiento de aguas.

3. Tratamiento Primario

Los sistemas de tratamiento primario son procesos de tipo físico y/o químicos, que tienen como objetivo eliminar el contenido de sólidos presentes en las aguas residuales. Los procesos de tipo físico son aplicados a vertidos líquidos con contaminantes inorgánicos o con materia orgánica no biodegradable y/o insoluble (en suspensión); mientras que los procesos químicos son usados para la eliminación de sustancias solubles, empleando para esto agentes químicos como floculantes y/o coagulantes que mejoran la separación de partículas.

Su importancia radica en eliminar constituyentes

de las aguas residuales que puedan alterar el normal funcionamiento de los diferentes procesos y operaciones, disminuyendo los riesgos de problemas en las unidades de tratamiento posteriores.

Los tratamientos primarios permiten la reducción de sólidos en suspensión o el acondicionamiento de las aguas para pasar a un tratamiento secundario

En las Tablas 1 y 2 se muestran los principales tratamiento físicos y físico/químicos.

Procesos Físicos	Objetivos
Desbaste	Remoción de sólidos gruesos (rejas, cribas o tamices)
Desarenado	Separación de partículas sólidas pequeñas de alta densidad
Sedimentación	Remoción de sólidos en suspensión entre 1mm - 1m
Flotación	Remoción de grasas y aceites (arrastre por burbujas de aire)

Tabla 1. Tratamientos físicos

Los tratamientos físico/químicos actúan sobre la base de que la coagulación y floculación debe ser asistida por agentes coagulantes que son adicionados para neutralizar cargas en el sistema, mientras que la floculación se realiza con polímeros orgánicos que se adsorben y actúan como puentes entre las partículas, con la finalidad de aumentar el coágulo formado y de este modo, mejorar la velocidad de precipitación de los sólidos contenidos en los efluentes.

Ejemplos de coagulantes utilizados: $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$, $AlCl_3$ polimerizado

Agentes floculantes orgánicos: polímeros cargados derivados de celulosa, poliaminas, almidones cuaternarios, Quitosan, taninos condensados.

Procesos Químicos	Objetivo
Coagulación / Floculación	Mejora la sedimentación de partículas en suspensión de sistemas coloidales, alterando las propiedades físico-químicas de las partículas, acelerando su decantación. Remoción de sólidos gruesos (rejas, cribas o tamices).

Tabla 2. Tratamientos físico/químicos

4. Tratamiento secundario

Se entiende por tratamiento secundario la degradación de la materia orgánica presente en el agua residual, mediante un proceso biológico llevado a cabo por microorganismos que utilizan dicha materia orgánica como nutriente. Su objetivo es, entonces, el de remover la materia orgánica contaminante, vale decir, reducir la demanda de oxígeno en el agua.

Los sistemas biológicos pueden clasificarse en:

- Sistemas con biomasa suspendida (SBS)
- Sistemas con biomasa fija (SBF)

Las ventajas de los sistemas de biomasa fija o sistemas

en que los microorganismos forman biopelículas o biofilm, es que éstos son más robustos en su operación, ocupan menores superficies de instalación y son capaces de tratar elevadas cargas de materia orgánica con elevadas eficiencias de eliminación.

El tratamiento secundario puede ser de naturaleza aeróbica o anaeróbica. La Figura 4 muestra las características de uno y otro. Dentro de las diferencias está la generación de metabolitos finales, las necesidades de oxígeno y la cantidad de biomasa producida, debido a las características de las bacterias de cada sistema. Por ejemplo, la productividad de la biomasa en condiciones aeróbicas es de 60% más que la de un sistema anaeróbico.

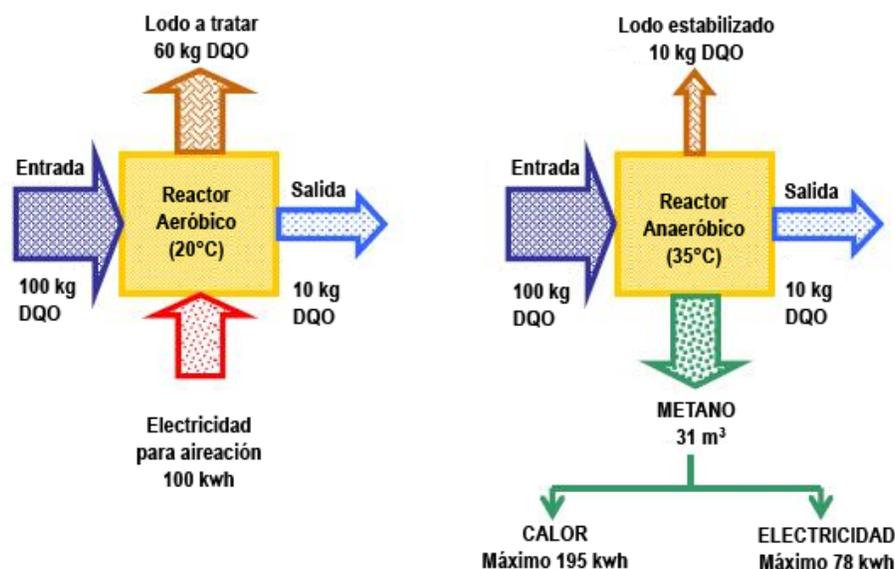


Figura 4. Comparación de sistemas de tratamiento biológico aeróbico y anaeróbico.

4.1. Sistemas de tratamiento biológicos aeróbicos

El tratamiento biológico aeróbico consiste en la descomposición de la materia orgánica por microorganismos aeróbicos (presencia de oxígeno)

en dióxido de carbono, moléculas de agua y biomasa microbiana, como se muestra en el esquema.



La configuración de un sistema de lodos activados tradicional se muestra en la Figura 5. En general los sistemas aeróbicos implican el empleo de aireación en forma continua, debido a que la oxidación microbiana de la materia orgánica requiere de un alto consumo de oxígeno (entre 30–100 mg O₂/L·h, aproximadamente), que además cumple la función de agitación del

sistema, evitando la formación de zonas anóxicas y la disminución de la eficiencia de operación del sistema. Por esta razón una de las desventajas de esta tecnología está asociada al costo de energía para la aireación, y la extensión de terreno que utilizan (Ramalho, 1996; Metcalf y Eddy, 1995).

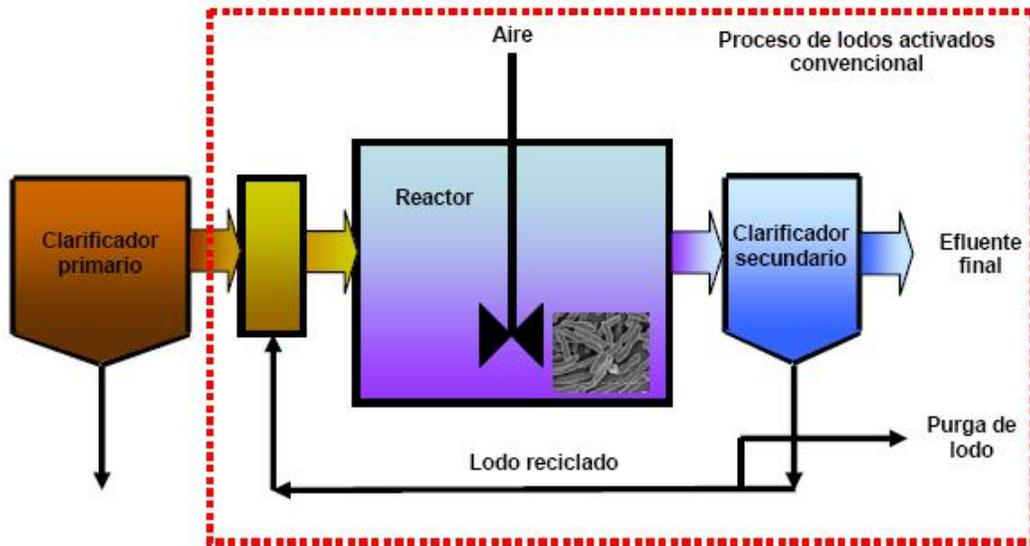


Figura 5. Proceso convencional de lodos activados (Modificado de Ramalho, 1996).

La eliminación de la materia orgánica se realiza preferentemente en el sistema de lodos activados por bacterias. Sin embargo, estos sistemas pueden generar una cadena trófica, demostrando de este modo la existencia de estas cadenas alimenticias en

los sistemas. La Figura 6 muestra la caracterización de la biomasa de un sistema biológico, en la que se pueden diferenciar claramente los distintos niveles tróficos de microorganismos: bacterias unicelulares, hongos, algas, protozoos y rotíferos.

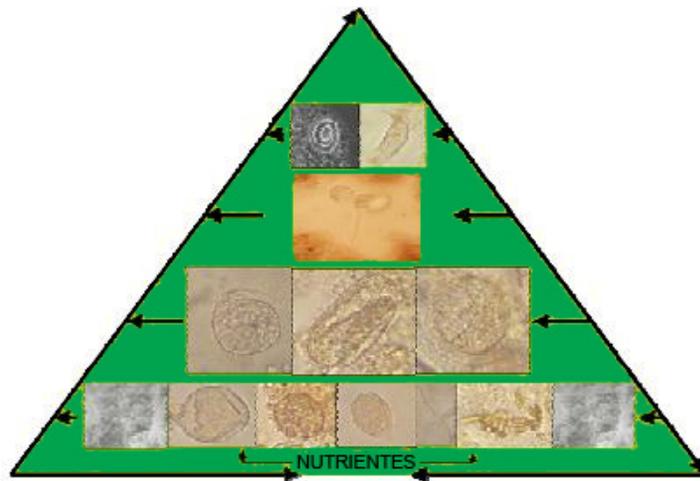


Figura 6. Cadena alimenticia en reactores aeróbicos (Chamorro et al., 2004).

4.2. Tecnologías anaeróbicas

El tratamiento biológico anaeróbico, o digestión anaeróbica, consiste en una serie de reacciones bioquímicas que transforman la materia orgánica contaminante en biogás, cuyos componentes principales son el metano (CH_4) y CO_2 , entre otros (H_2S e H_2). Si este biogás es gestionado adecuadamente,

puede ser utilizado como energía (Navia y Vidal, 2002).

El proceso de digestión anaeróbica puede resumirse como lo indica la siguiente expresión:



Este proceso transcurre en ausencia de oxígeno, y el CH_4 tiene la particularidad de ser recuperado y usado como combustible (energía) en el mismo proceso para calentar la caldera, debido a que los microorganismos anaeróbicos realizan esta digestión a una temperatura entre 30-37°C (Metcalf y Eddy, 1995).

Una desventaja del proceso es que la puesta en marcha es delicada, debido al lento crecimiento de

los microorganismos anaeróbicos. Un ejemplo de esta tecnología la constituyen el digester UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) y los filtros anaeróbicos. Ambos sistemas se caracterizan por una alta productividad de biogás, y bajos tiempos de retención hidráulicos. El reactor UASB presenta en su diseño estructural tres zonas: una de lecho expandido, otra de lecho fluidizado y otra zona fluidizada (Figura 7) (Ramalho, 1996).

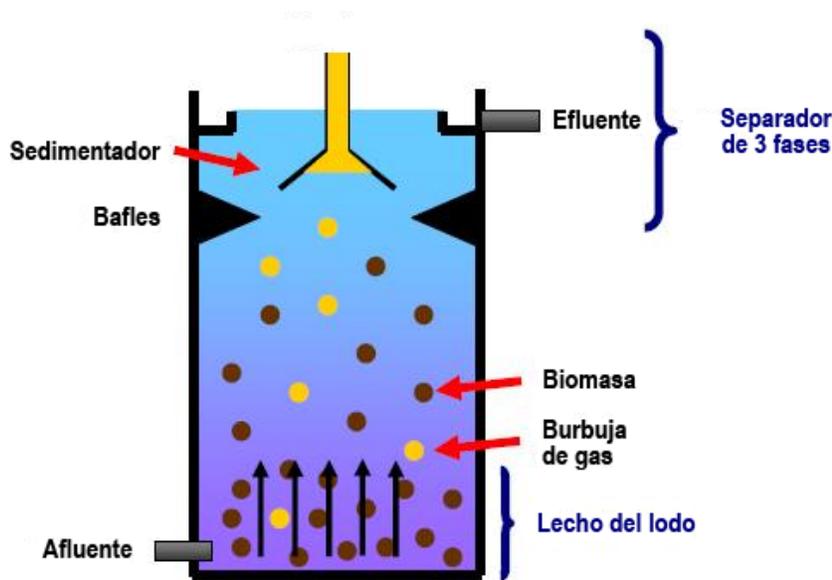


Figura 7. Esquema de un reactor UASB (modificado de: www.uasb.org).

5. Tratamiento terciario

La utilización de los distintos tipos de tratamiento de aguas residuales tiene relación con el cumplimiento de normas específicas de calidad, antes de que estas aguas tratadas vuelvan a utilizarse o sean descargadas a un cuerpo de agua. El tratamiento terciario tiene como objetivo eliminar compuestos específicos que no han sido eliminados por los sistemas primarios y

secundarios. Las tecnologías empleadas pueden ser de tipo física, química y/o biológicas.

Un ejemplo de aplicación es la adsorción con carbón activado, para la eliminación de compuestos organoclorados, o la desinfección para eliminar patógenos mediante cloración u ozonización, entre otros (Figura 8) (Metcalf y Eddy, 1995).

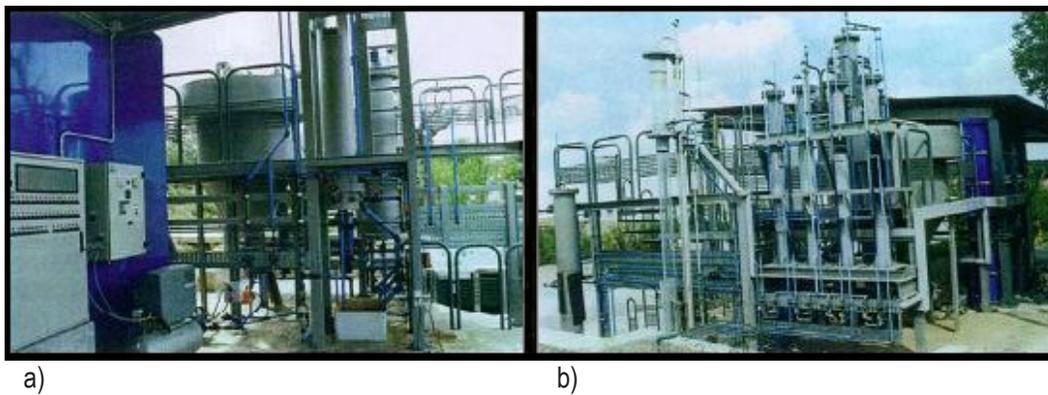


Figura 8. Tratamientos terciarios: a) ozonización y b) filtro de carbón activado (Extraído de: www.upv.es).

6. Comparación entre tratamientos convencionales

La Tabla 3 muestra los distintos niveles de depuración de un efluente dependiendo del tipo de tratamiento aplicado (Ramalho, 1996).

Se puede observar que a medida que se acoplan sistemas de tratamiento, los niveles de depuración aumentan.

Parámetro	Tratamiento Primario	Tratamiento Secundario	Tratamiento Terciario
DBO ₅	35	90	99.9
DQO	30	80	99.8
Sólidos Suspendidos	60	90	100
Nitrógeno	20	50	99.5
Fósforo	10	30	99.3

Tabla 3. Niveles de eliminación de contaminantes (%) según el tipo de tratamiento.

7. Sistemas naturales de tratamiento

Los humedales naturales son ecosistemas acuáticos, que cumplen múltiples funciones tales como captación y reciclaje de nutrientes, generación de hábitats, estabilización de costas, control y amortiguación de inundaciones, recarga de aguas subterráneas, entre otras. Así también, cumplen un rol importante en el tratamiento de agentes contaminantes en el agua, actuando como verdaderos riñones. Esto ha permitido que el hombre haya inventado sistemas artificiales que emulen estas funciones, creando humedales artificiales o construidos, para el tratamiento de efluentes de origen urbano como industrial (Plaza de los Reyes y Vidal, 2007).

Estos sistemas presentan ventajas comparativas sobre los tratamientos convencionales desde el punto de vista económico, debido a que presentan bajos costos de construcción, operación y/o mantenimiento,

siendo una buena alternativa a la hora de tratar aguas residuales.

El proceso de depuración en estos sistemas utiliza conceptos hidráulicos, microbiológicos y/o biológicos para simular y controlar los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en los humedales naturales. Su diseño se basa principalmente en el uso de plantas macrófitas emergentes, flotantes y/o sumergidas (Figura 9), dispuestas en lagunas, canales o zanjas a una profundidad inferior a 1 m; y en la introducción de parámetros climáticos tales como precipitaciones, temperatura y radiación. La compleja interacción entre los distintos componentes de estos sistemas (sustrato, columna de agua, vegetación y microorganismos) condicionan el grado de depuración que pueden ser alcanzado (Stottmeister *et al.*, 2003).



Emergentes: *Hydrocotyle* y *Typha*

Sumergidas: *Miriophyllum*

Figura 9. Tipos de macrófitas presentes en humedales.

7.1. La función del suelo y las plantas

El sustrato (suelo, tierra o grava) constituye un material de soporte para el crecimiento de las plantas y la formación de biopelículas. Además, se ha indicado en la literatura que su composición química y física (granulometría) condiciona el régimen hidráulico de humedales artificiales (Cooper y Boon, 1987; Stottmeister *et al.*, 2003). La columna de agua permite el transporte de sustancias y gases, lo que proporciona un ambiente óptimo para el desarrollo de procesos biogeoquímicos para plantas y bacterias. Las plantas, en tanto, desempeñan funciones tales

como airear el sistema radicular y proporcionar oxígeno a los microorganismos que habitan en la rizósfera, eliminación de contaminantes mediante procesos de asimilación y/o fijación, y filtración de sólidos a través de su sistema radicular (Gersberg *et al.*, 1986). Finalmente, los microorganismos (bacterias, hongos, algas y protozoos) degradan las sustancias contaminantes presentes en los efluentes para obtener nutrientes y/o energía necesaria para sus ciclos de vida (Hammer, 1992) (Figura 10).

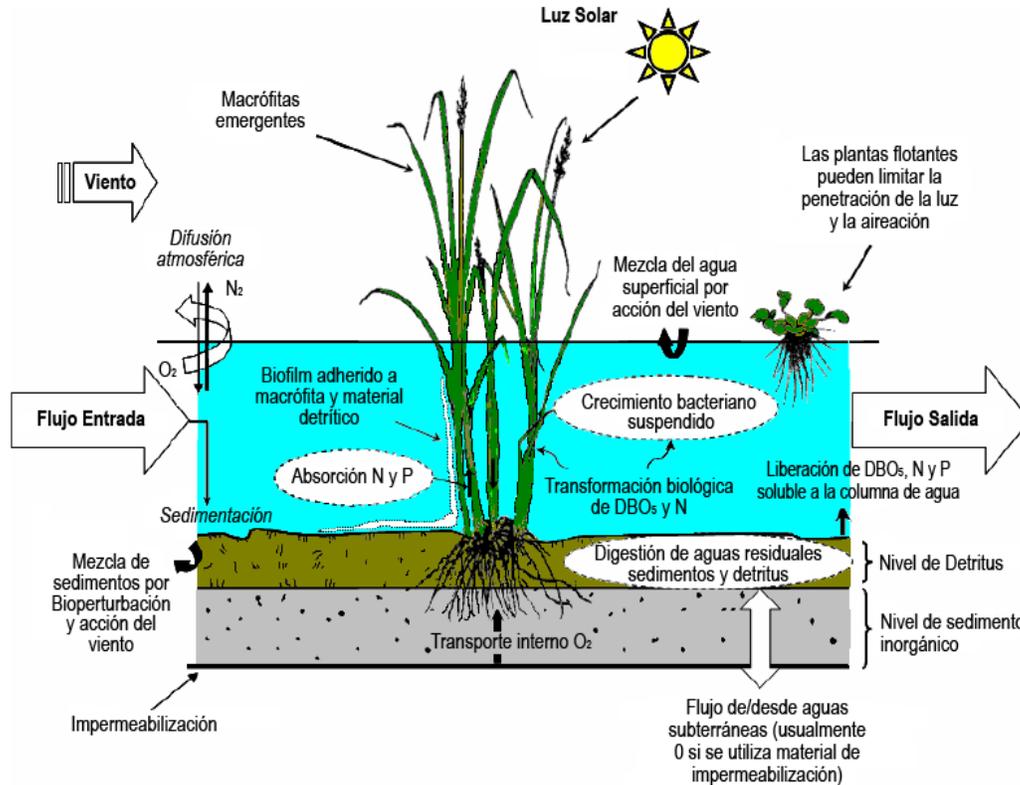


Figura 10. Interrelaciones de una macrófita en un humedal construido (Adaptado de Wallace, 2007)

Los sistemas de humedales artificiales se describen típicamente por la posición de la superficie del agua y/o el tipo de vegetación presente. Estos sistemas usan monocultivos o policultivos de plantas acuáticas (macrófitas acuáticas), las que son dispuestas en lagunas, tanques o canales poco profundos. Se produce una simbiosis entre las comunidades bacterianas, presentes en el sustrato, y los rizomas y tallos de las plantas, encargados de realizar la remoción de contaminantes presentes en el agua a tratar, que ocurre junto con una serie de procesos físicos y químicos, los cuales intensifican la acción de la remoción.

De esta manera, se distinguen dos tipos de humedales: Humedales de flujo superficial (HFS) y Humedales de flujo sub-superficial (HFSS) (Figura 11 y Tabla 4). En el primero, el flujo de agua está expuesto a la atmósfera y circula a través del sistema con un tiempo de retención hidráulico mínimo de 10 días. Procesos tales como sedimentación, mineralización, adsorción físico-química, precipitación en el sedimento, asimilación de nutrientes y emisiones gaseosas, coexisten en estos sistemas.

Sin embargo, estudios indican una baja eliminación de nutrientes (N y P), debido a la hidráulica del sistema (Verhoeven y Meuleman, 1999). En los humedales de tipo HFSS, el flujo circula a través de un material poroso (grava, arena, entre otros), minimizando el efecto de vectores sanitarios. La limitante en esa configuración la constituye la concentración de la materia orgánica, cuyo valor está limitado aproximadamente a 150 mg/L, alcanzándose niveles de eliminación de un 60% (Metcalf y Eddy, 1995).

Las consideraciones de diseño son fundamentales para optimizar el funcionamiento de un humedal construido

Las consideraciones de hidráulica, reacciones bioquímicas, interacciones biológicas y micro-biológicas hacen que estos sistemas tengan una proyección única respecto de su biodiversidad

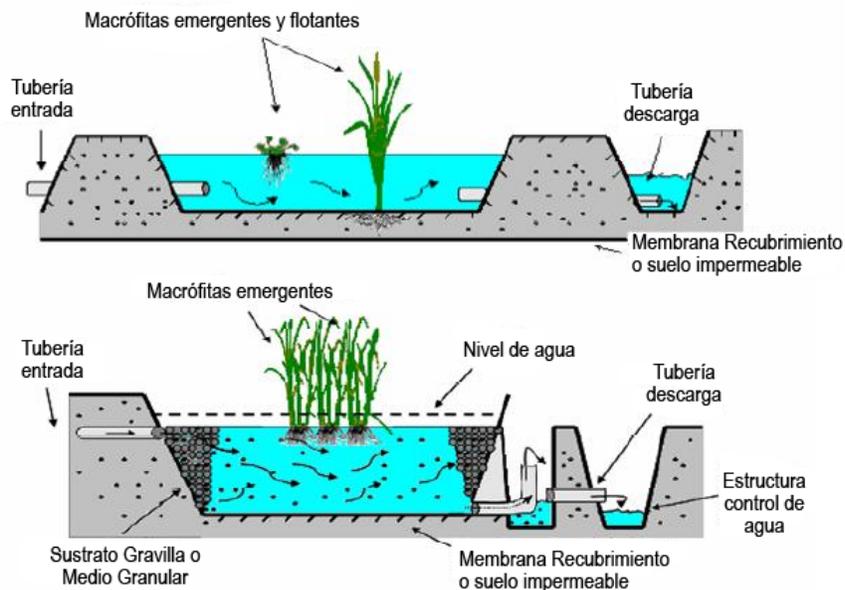


Figura 11. Tipos de humedales: a) flujo superficial, y b) flujo sub-superficial (Adaptado de Plaza de los Reyes y Vidal, 2007).

Tipo	Diseño Típico	Ventajas	Desventajas
Flujo Superficial	Sistema abierto, poco profundo, uso del suelo como medio para plantación	Bajo costo	Requerimiento de gran espacio de terreno, posible herramientas para el control de plagas
Flujo Sub-superficial	Mayor profundidad, utilización de arena gruesa o gravilla como sustrato	Menor exposición al medio ambiente, menos mosquitos, menor potencial de congelamiento	Mayor costo de construcción y operación

Tabla 4. Opciones de diseño de humedales.

7.2. Conceptos generales de diseño de humedales artificiales

El diseño de humedales artificiales se basa en determinar un área efectiva de tratamiento (S) y un tiempo de residencia tal, que asegure una óptima eliminación de contaminantes. Dichos parámetros se obtienen a partir de ecuaciones y modelos cinéticos derivados de estudios realizados en plantas piloto de tratamiento de aguas servidas y/o recomendaciones

heurísticas según literatura internacional (Reed, 1998; Metcalf y Eddy, 1995; EPA, 1998). Su diseño debe considerar además, factores tales como tipo de suelo, topografía del lugar de emplazamiento del proyecto, condiciones climáticas y posibles cambios de alimentación al sistema. Usualmente, la ecuación general utilizada está dada por:

$$\frac{C_e}{C_o} = A \cdot \exp \left[\frac{-0,7 \cdot K_T \cdot (A_v)^{1,75} \cdot L \cdot w \cdot d \cdot n}{Q} \right] \quad [1]$$

Donde C_e y C_o representan la concentración del efluente (e) y afluente (o) de materia orgánica medida como DBO [g/L]; A, la fracción de DBO que no es removida como sólidos sedimentados cerca de la bocanoma del sistema; K_T , una constante de velocidad de reacción en función de la temperatura; A_v , el área específica de actividad microbiana; L, w, d, el largo, ancho y profundidad del humedal; n, la porosidad del sistema, y Q, el caudal promedio a través del humedal. En la práctica se utilizan valores típicos de A, A_v , K_T y n, los cuales se basan en mediciones realizadas en plantas pilotos. Si bien la ecuación [1] incorpora el efecto de la temperatura sobre la actividad física de plantas y comunidades microbianas, la cinética utilizada no modela correctamente el funcionamiento

de estos sistemas en invierno, lo que conlleva a la aplicación de factores de seguridad y finalmente, a un sobredimensionamiento de éstos (Werker *et al.*, 2002).

Por último, cabe indicar que el diseño de humedales artificiales debe considerar el tipo de planta que se ajuste a las características de RIL (Residuos Industriales Líquidos), y a los ciclos biogeoquímicos asociados a ésta. Lo anterior constituye un punto crítico en la ingeniería asociada a humedales artificiales, pues la puesta en marcha así como la eficiencia de eliminación de nutrientes en estos sistemas, dependen del período de adaptación de la biota.

8. Comparación de los sistemas de tratamiento convencionales vs. naturales

	Tratamiento Aerobio	Tratamiento Anaerobio	Humedales
Alta concentración y actividad			
Bacterias	+++	+++	+
Macrófitas	-	-	+
Eficiencia de eliminación			
Carga orgánica	+++	+++	+
Nitrógeno	+++	++	+++
Fósforo	+++	+++	+++
Manejo eficiente de compuestos volátiles			
H ₂ S	-	+++	-
CH ₄	-	+++	-
CO ₂	-	+++	-
Eficiencia depuración	+++	+++	+
Eficiencia en producción de lodos	-	+++	-
Generación de olores	+	+	-
Promueve la biodiversidad	-	-	+++
Ayuda a mejorar el paisaje	-	-	+++

Muy buena (+++), Buena (++), Escasa (+), No tiene (-)

Tabla 5. Comparación sistemas de tratamientos convencionales vs. naturales

Los sistemas naturales, al igual que los sistemas de tratamiento convencionales, resultan una herramienta eficaz para el tratamiento de aguas residuales, ya que poseen múltiples ventajas para la obtención de agua con una cierta calidad de acuerdo a su uso. Complementario a esto, pueden ser incorporados a la arquitectura y paisajismo de un lugar. La Tabla 5 compara tecnologías convencionales y naturales para tratar diferentes tipos de efluentes.

Los sistemas naturales son simples de operar, con bajo o nulo consumo energético, y con una buena integración en el medio ambiente natural

Debido a la extensión de terreno que requieren, los sistemas naturales preferentemente son implementados en comunidades pequeñas, y/o

efluentes de bajo flujo en sectores rurales, mientras que los tratamientos convencionales se encuentran diseñados para tratar grandes volúmenes de agua, en espacios reducidos dependiendo del tipo de tecnología que se esté adaptando.

Los humedales construidos requieren de una superficie entre 20 y 80 veces superior a tecnologías convencionales

Una de las desventajas principales de los sistemas naturales recae en la producción de gases de efecto invernadero tales como CH_4 , N_2O y CO_2 , constituyentes importantes en el calentamiento global, y sus escasas alternativas de gestión, siendo este un aspecto que requiere de investigación.

9. Bibliografía

Chamorro, S.; Xavier, C.; Decap, J., Vidal. "Microorganismos usados como bioindicadores de eficiencia de depuración de un efluente de celulosa kraft a través de una laguna aireada". En: *XLII Reunión anual de la Sociedad de Biología de Chile, Pucón 23-27 de Noviembre, R-109*. 2004

Cooper, P.F.; Boon, A.G. "The use of Phragmites for wastewater treatment by the root zone method: The UK approach". En: Reddy, K.R.; Smith, W.H., eds. *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Orlando: Magnolia Publishing, 1987. P. 153-174.

EPA. *Design Manual: constructed wetlands and aquatic plant system for municipal wastewater treatment*. United States Environmental Protection Agency, 1998.

Field, J.; Sierra, R. *Anaerobic Granular Sludge Bed Technology Pages* [En línea], 2002. <<http://www.uasb.org>>

Gersberg, R.M.; Elkins, B.V.; Lyon, S.R.; Goldman, C.R. "Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands". *Water Research*. Vol. 20 (1986): p. 363-368.

Hammer, D.A. "Designing constructed wetland system to treat agricultural nonpoint source pollution". *Ecological Engineering*. Vol. 1 (1992): p. 49-82.

Lazarova, V. "Potentials of biotechnology in water and resource cycle management". En: *Water recycling and resource recovery in industry*. IWA Publishing, 2001. P. 339-358.

Metcalf y Eddy. *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización (volumen 1 y 2)*, 3a edición. McGraw-Hill, 1995. 1485 páginas.

Navia, R.; Vidal, G. "Tratamiento de biogás generado por la digestión anaerobia de efluentes: sustratos orgánicos con elevado contenido en sulfato". *Tecnología del Agua*. Vol. 220 (2002): p. 64-71.

Plaza de los Reyes, C.; Vidal G. "Humedales construidos: una alternativa a considerar para el tratamiento de aguas residuales". *Tecnología del Agua*. Vol. 288 (2007): p. 34-44.

Ramalho, R. S. *Tratamiento de aguas residuales*. Reverté S. A., 1996. 705 páginas.

Reed, C.A.; Middlebrooks, J.E; Crites, W.R. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. New York: McGraw-Hill, 1998. P. 166-183.

Stottmeister, U.; Wiebner, A.; Kuschk, P.; Kappelmeyer, U.; Kästner, M.; Bederski, O.; Müller, R.A.; Moormann, H. "Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment". *Biotechnology advances*. Vol. 22 (2003): p. 93-117.

Universidad Politécnica de Valencia. [En línea]. <<http://www.upv.es>>

Verhoeven, T.A.; Meuleman, F.M. "Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations". *Ecological Engineering*. Vol. 12 (1999): p. 5-12.

Wallace, S. "The wetland wastewater alternative". *Water* 21. Vol. 2 (2007): p. 38-44.

Werker, A.G.; Dougherty, J.M.; Mchenry, J.L.; Van Loon, W.A. "Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates". *Ecological Engineering*. Vol. 19 (2002): p. 1-11.



CAPÍTULO 3

SISTEMAS NATURALES PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA

POR:

MAURIZIO BORIN

DIPARTIMENTO DI AGRONOMIA AMBIENTALE E PRODUZIONI VEGETALI
UNIVERSITÀ DI PADOVA, ITALIA

MARÍA FERNANDA ABUD

FACULTAD DE INGENIERÍA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

1. Introducción

La contaminación agrícola es ocasionada por los procesos utilizados por el hombre para el desarrollo de la agricultura, es decir, el uso de abonos y pesticidas, residuos de la ganadería, además de otros productos utilizados que permean por el suelo hasta llegar a los acuíferos.

Las características de la contaminación de este tipo son:

- Naturaleza difusa, siendo así porque existe más de una fuente contaminante. Es difícil de encontrar e interceptar para después tratar.
- Falta de relaciones simples entre causa y efecto, ya que la cantidad y frecuencia varía de manera irregular. Por ejemplo, una abundante fertilización a base de nitrógeno no siempre causa contaminación, esto debido a factores como lluvia, clima y tipo de suelos. Se produce la contaminación si la fertilización es seguida de una abundante lluvia.
- Dependencia de las condiciones meteorológicas y ambientales, ya que somos incapaces de controlar las precipitaciones y cambios climatológicos.
- Imposibilidad de predecir y controlar el fenómeno, debido a que no siempre ocurren las mismas reacciones. Además la contaminación no es producida solamente por factores humanos, sino también por factores de origen natural.
- Factor humano, es decir, cada agricultor sigue diferentes métodos, llevando a un tipo y nivel de contaminación diferente el uno del otro.
- Bajas concentraciones que dificultan el proceso de remoción del contaminante.

2. Bases de la contaminación agrícola

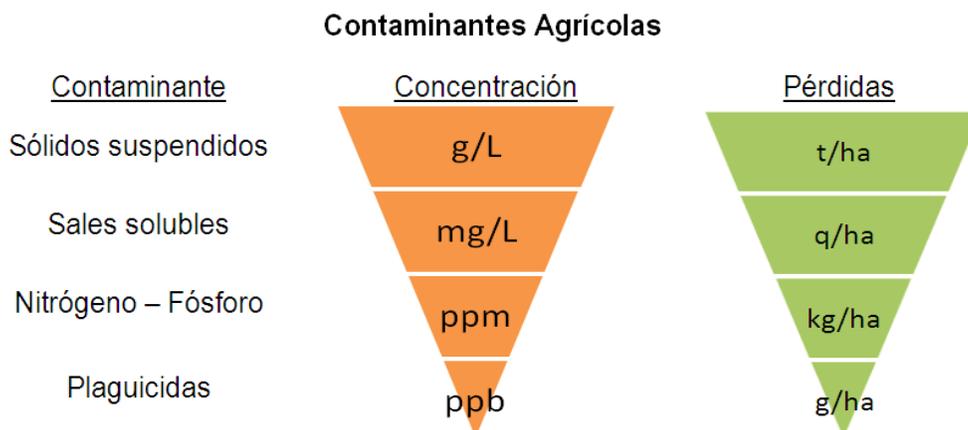


Figura 1. Medidas de concentración y pérdidas de los contaminantes agrícolas.

Los sólidos suspendidos, las sales solubles, el nitrato, el fósforo y los plaguicidas, son algunos de los contaminantes considerados como agrícolas.

Los sedimentos o sólidos suspendidos son producidos por erosión y tienen un efecto doble en la calidad del agua: un efecto directo, que modifica la ecología del curso del agua debido a la turbiedad, limitando el paso de la luz; y un efecto indirecto, cuando los sedimentos absorben las sustancias químicas contaminantes, como el fósforo. Los sedimentos son considerados el contaminante más importante de las aguas superficiales.

Las sales solubles se derivan de compuestos naturales del terreno (por ejemplo, carbonato de sodio y de magnesio, sulfato de calcio, cloruro de calcio, etc.) y de fertilizantes. Sus efectos se miden mediante la conductividad eléctrica del agua. Pueden provocar alteraciones al pH, fenómenos de toxicidad y modificaciones al equilibrio químico natural.

El nitrógeno es el principal elemento para la fertilidad de las plantas, pero puede provocar eutrofización en las aguas superficiales y empeorar la calidad de las aguas subterráneas cuando son utilizadas para consumo humano. La forma nítrica del nitrógeno es más móvil en el terreno y puede ser perdida fácilmente con la lixiviación; los campos de agricultura pueden perder desde unos cuantos kilos hasta

cincuenta de ellos por hectárea por año. A diferencia del nitrógeno, el fósforo se mueve poco en el terreno y puede perderse sobre todo a través de la erosión.

Los plaguicidas son sustancias artificiales utilizadas en la agricultura para controlar las malas hierbas, enfermedades e insectos parásitos. Son sustancias tóxicas que normalmente se distribuyen en los campos en bajas cantidades, pero si llegan al agua se convierten en un contaminante peligroso.

Para comprender el origen de la contaminación agrícola y aplicar estrategias para su control, es necesario conocer el movimiento del agua. El agua tiene diferentes formas de flujo, es decir, se mueve de maneras diversas dependiendo del medio donde debe fluir.

Existen terrenos planos y otros inclinados; a su vez éstos pueden estar conformados por suelos permeables y por suelos impermeables. Cuando un suelo es permeable, el agua se percuera por el mismo y se dice que tiene un flujo vertical, llegando así al nivel de aguas freáticas. Si el suelo es impermeable, el agua no puede escurrir al interior de éste, y entonces ocurre un escurrimiento superficial. En caso de que se encontraran los dos tipos de suelos, el agua percolaría de manera vertical hasta encontrarse con el suelo no permeable, donde comenzaría un flujo horizontal, como se muestra en las Figuras 2 y 3.

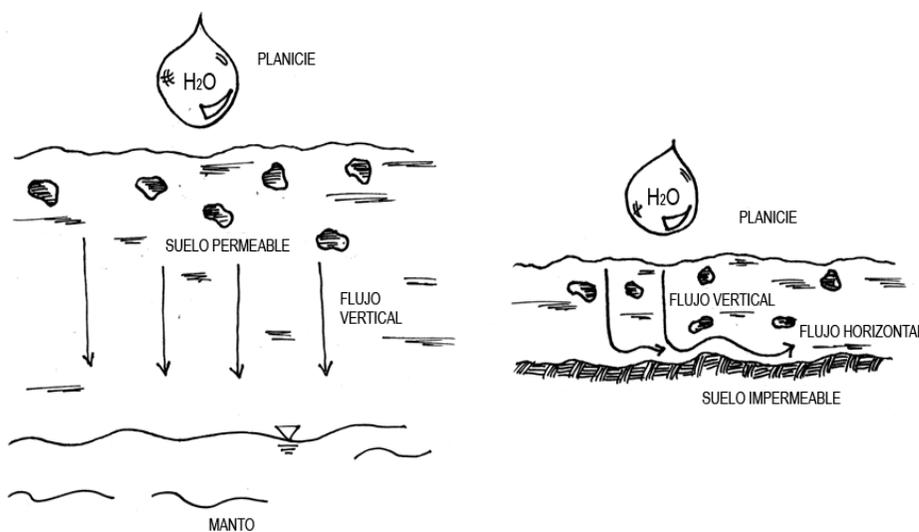


Figura 2. Terrenos planos con suelos permeable e impermeable.

De esta manera los contaminantes que se encuentran en la superficie y entran en contacto con el agua

se pierden si están disponibles en exceso o si hay movimiento de agua (Figura 4).

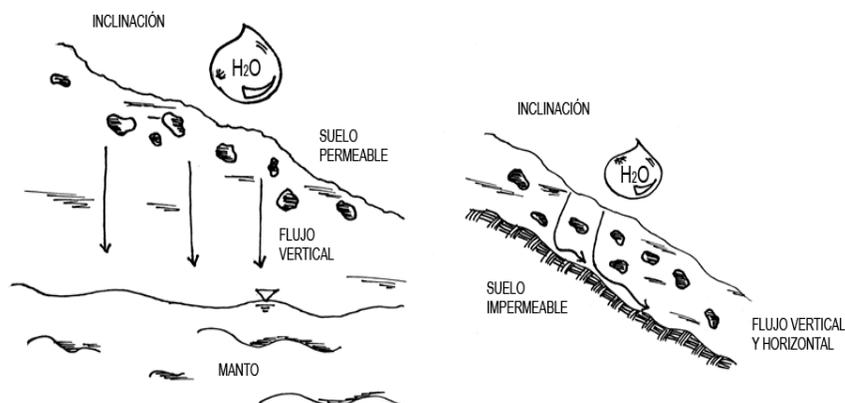


Figura 3. Terrenos inclinados con suelos permeable e impermeable.

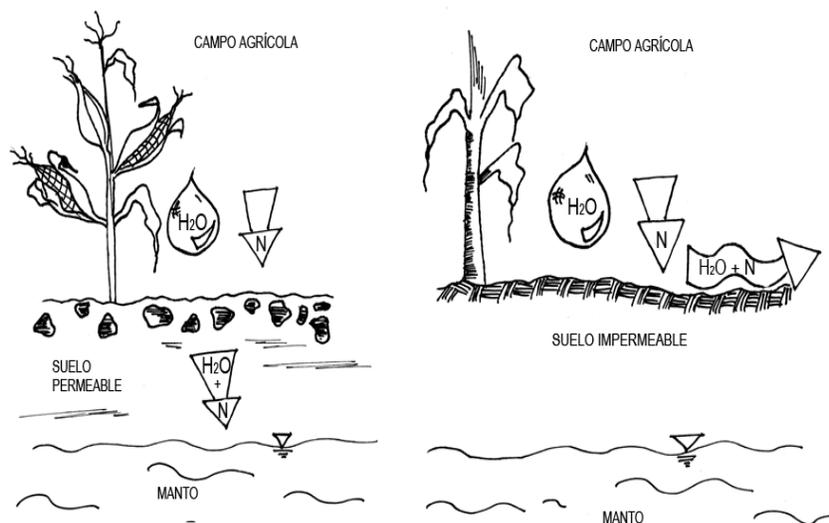


Figura 4. Nitrógeno que se pierde en suelos permeable e impermeable.

Para el control y reducción de la contaminación agrícola existen varias estrategias, que son utilizadas como medio de prevención:

La reducción de la fuente, que puede ser obtenida a través del uso de técnicas racionales de cultivo conocidas como "Buenas Prácticas Agrícolas" (BPA), por ejemplo, la reducción de fertilizaciones y rotación de cultivos, trabajos conservadores del suelo y control integrado de malas hierbas y parásitos para aminorar el uso de plaguicidas. Estudios realizados en la región de Véneto mostraron que con las BPA es posible obtener reducciones de hasta un 30% de nitrógeno respecto a los resultados obtenidos con el uso de métodos convencionales.

La reducción del transporte, que puede alcanzarse mediante la irrigación eficiente, siendo ésta la utilización del método justo y aplicándolo de manera correcta. Los métodos más eficientes son la irrigación por lluvia y la irrigación localizada, que tienen una eficiencia del 90%, es decir que sólo se pierde el 10% del agua distribuida. Los métodos menos eficientes, como por ejemplo el escurrimiento superficial o la irrigación en surcos, pierden de un 50% a un 80% del agua aplicada y pueden causar pérdidas de los contaminantes.

Por otro lado, el drenaje controlado consiste en limitar lo más que se pueda la salida de agua de los terrenos agrícolas sin originar problemas de estancamiento. En

ESTRATEGIA	ACCIÓN	SITIO	CONDICIONES
Reducción de la fuente	BPA	Campo	Todas
Reducción del transporte	Irrigación eficiente	Campo	Todas
	Control de drenaje	Campo	Lámina superficial
Transformación del contaminante	Control de drenaje	Campo	Lámina superficial
	Franjas tampón	Borde de campo	Flujo horizontal
	Humedales	Campo/colector	Flujo horizontal
Bloqueo del contaminante	Franjas tampón	Borde de campo	Flujo horizontal
	Humedales	Campo/colector	Flujo horizontal

Tabla 1. Estrategias para el control y reducción de la contaminación agrícola.

Italia, los resultados mostraron una reducción del 50% de la pérdida de nitrógeno.

Para el tratamiento de la contaminación, se pueden utilizar los humedales y las franjas tampón, que serán explicadas en profundidad a continuación.

3. Humedales

Los humedales son algo similar a un lago o laguna pero más pequeños y con grandes incorporaciones de vegetación. Éstos remueven contaminantes lentamente, siendo necesarias características extras para lograr un óptimo funcionamiento del sistema, como por ejemplo, el tener zonas bajas que permitan el crecimiento de plantas.

La presencia de agua en los humedales permite el desarrollo de especies vegetales y comunidades microbianas. Generalmente la vegetación es de tipo hidrofílica, y crece y se desarrolla en aguas o suelos en condiciones anaeróbicas; estas plantas también son conocidas como macrófitas, y son clasificadas como emergentes, flotantes y sumergidas.

Las plantas emergentes son aquellas arraigadas al suelo, una parte crece bajo la columna de agua y otra fuera de ésta; la mayoría son herbáceas, siendo algunas de ellas: *Phragmites australis*, *Typha spp.*, *Carex spp.*, *Juncus spp.*, *Phalaris arundinacea*; también se incluyen las especies leñosas. En las flotantes, los órganos asimiladores flotan en la

superficie y sus raíces se enraízan en el suelo, como por ejemplo: *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*, *Wolffia spp.*, *Eichhornia crassipes* y *Egeria densa*; mientras que las sumergidas se desarrollan completamente bajo la columna de agua, tales como *Potamogeton spp.*, *Myriophyllum spp.* y *Elodea spp.*

Las plantas requieren oxígeno para llevar a cabo la respiración celular, la fotosíntesis y la transpiración. Las macrófitas han desarrollado complejos mecánicos para adaptarse a las fluctuaciones hídricas y a los cambios en las propiedades químicas de los suelos, por ejemplo, el desarrollo de tejidos (aerenchyma) para transportar el oxígeno a las raíces, favoreciendo la respiración celular y la oxidación.

Algunas de las funciones o roles de las macrófitas son vitales, ya que influyen en la hidrología, régimen de sedimentos y química del agua, ventilan el sistema radicular y proveen el oxígeno necesario para los organismos que habitan en la rizosfera, absorben nutrientes (nitrógeno y fósforo), eliminan contaminantes (asimilación directa en sus tejidos),

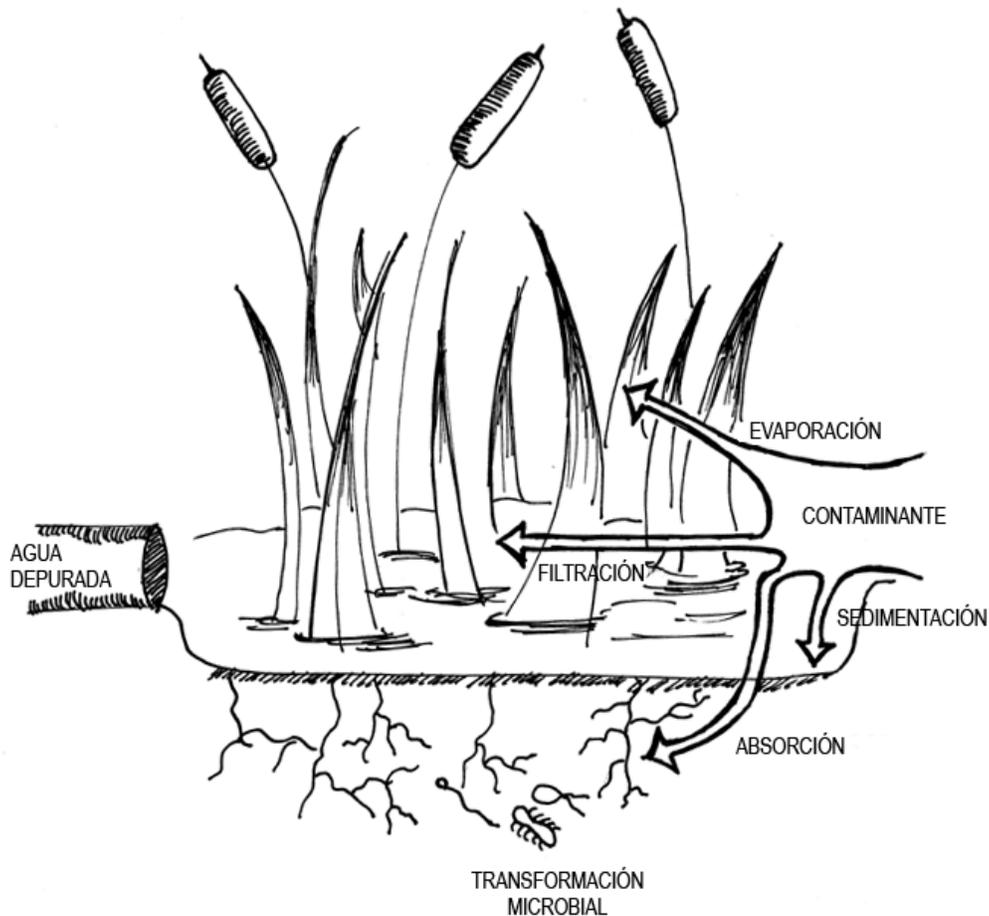


Figura 5. Humedales.

filtran sólidos a través de sus sistemas radiculares, mitigan efectos del clima local, radiación y temperatura.

Los principales procesos biológicos desarrollados en un humedal son: nitrificación, desnitrificación, metanogénesis y sulfato reducción.

La nitrificación es la oxidación secuencial del amonio a nitrato, realizado por bacterias heterótrofas en dos etapas; la primera etapa es la oxidación del amonio a nitrito, y la segunda etapa es la oxidación del nitrito a nitrato, todo esto a temperaturas óptimas de 25 a 30 °C y un pH de 6.6 a 6.8.

La desnitrificación es un proceso que es llevado a cabo por bacterias heterótrofas anaeróbicas, en el cual el nitrato se convierte en nitrógeno gaseoso; se realiza a temperaturas óptimas de 30 a 40 °C y un pH de 6 a 8.

La metanogénesis, así como la sulfato reducción, es

llevada a cabo por bacterias anaeróbicas.

Para ejemplificar utilizaremos el caso estudiado en Agripolis, filial de la Universidad de Padua, en Legnaro, Italia, donde se realizó un estudio de cinco años en un humedal artificial de flujo superficial para tratar las aguas de drenaje provenientes de la actividad agrícola, y la disminución del nitrógeno en el mismo.

El humedal tiene una superficie de 3000 metros cuadrados y recibe el agua de seis hectáreas de terreno cultivado; en funcionamiento desde 1998, su vegetación está compuesta por *Phragmites australis*. Durante sus primeros 5 años de funcionamiento recibió más de 2000 kilos de nitrógeno por hectárea y sólo descargó cerca de 150 de ellos. Por lo tanto, la disminución fue superior al 90%. Se puede decir que más de la mitad del nitrógeno fue absorbido por la vegetación, poco más de un cuarto permaneció en el suelo, y alrededor de un diez por ciento fue perdido debido a la desnitrificación.

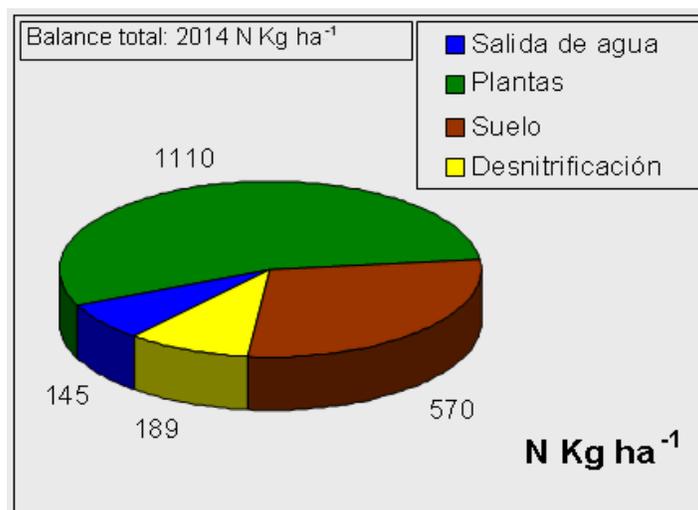


Figura 6. Balance de la desnitrificación en humedal artificial.

4. Franjas Tampón

Las franjas tampón intermediarias son áreas pequeñas o tiras de suelo situadas en vegetación permanente, diseñadas para interceptar los agentes contaminantes y para controlar otros problemas ambientales.

Generalmente se encuentran entre un cuerpo de agua y un campo agrícola, siendo éste la fuente de contaminación, por lo cual actúan como un filtro. Las franjas tampón son eficaces para el control de la contaminación en casos de flujo superficial y flujos poco profundos. En el flujo superficial el mejoramiento del agua se debe a la filtración y sedimentación de los contaminantes, mientras que en el flujo poco profundo los contaminantes son disminuidos por medio de la absorción de las plantas, las transformaciones microbianas y la inmovilización en los suelos. Estas franjas pueden estar compuestas por hileras de árboles, pastizales o una combinación de ambos.

Las franjas, estratégicamente colocadas en el área agrícola, pueden atenuar con eficacia el movimiento del sedimento, de los alimentos, y de los pesticidas del campo de agricultura. Además de controlar la contaminación en el agua, las franjas tampón tienen otras funciones en áreas rurales tales como rompevientos, absorción de CO₂ de la atmósfera, protección de la biodiversidad, mejoramiento de paisajes y producción de madera; todo esto en conjunto ayuda a la estabilidad económica del agricultor.

Una de estas franjas, estudiada al norte de Italia en el periodo de 1998 a 2001, con una dimensión de 6 metros y compuesta por dos hileras de árboles *Platanus hybrida Brot* y *Viburnum opulus L.*, y pasto *Festuca arundinacea* en las hileras exteriores, tenía como función el reducir la contaminación en el flujo superficial, como se muestra en la tabla 2.

Contaminante	Sin tratamiento	Con tratamiento	Porcentaje
Sedimentos (t/ha)	6.5	0.4	94
Nitrógeno (Kg/ha)	13.8	3.8	72
Fósforo (Kg/ha)	3.3	0.6	82

Tabla 2. Porcentaje de reducción de contaminantes en franjas tampón.

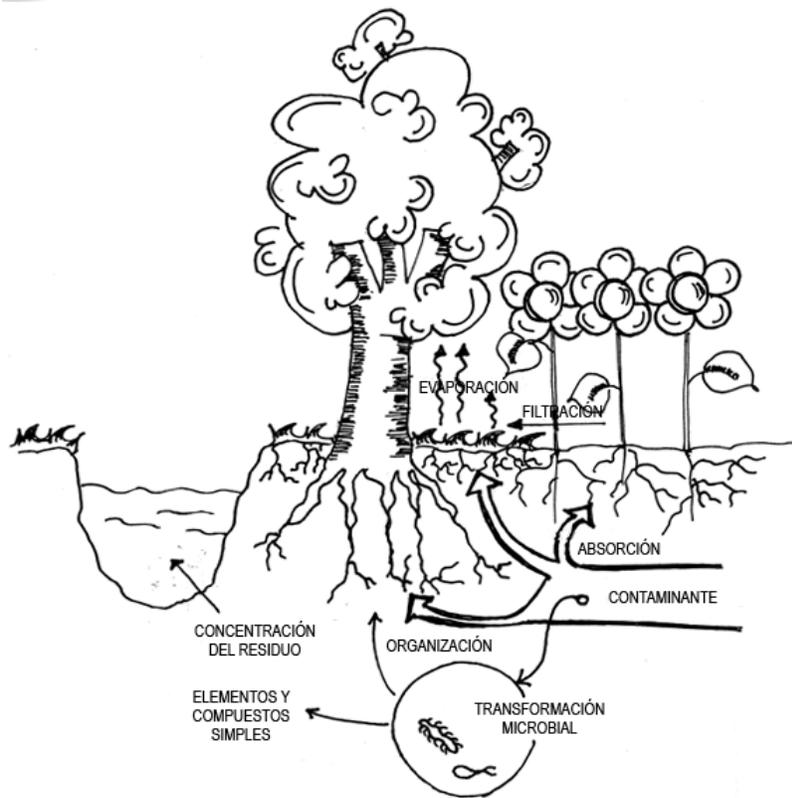


Figura 7. Franjas tampón.

Otra franja con las mismas dimensiones fue estudiada en el caso de flujo poco profundo, con una sola hilera compuesta por diferentes tipos de árboles y un área de 5 metros cuadrados cubierta por pasto. Los resultados obtenidos después un periodo de 2 años de monitoreo mostraron que el nitrógeno nítrico bajó de un 6.17 a un 0.56 mg/L, y hubo una baja en fósforo

de 0.16 a 0.007 mg/L. Esta franja fue también capaz de disminuir la concentración de herbicidas, como se muestra en la Figura 8. Se indican los resultados para terbutilazina (ter), desetil terbutilazina (des), alachlor (ala), metabolito de alachlor (2-Cl), nicosulfuron, endimetalin (pen) y linuron (lin).

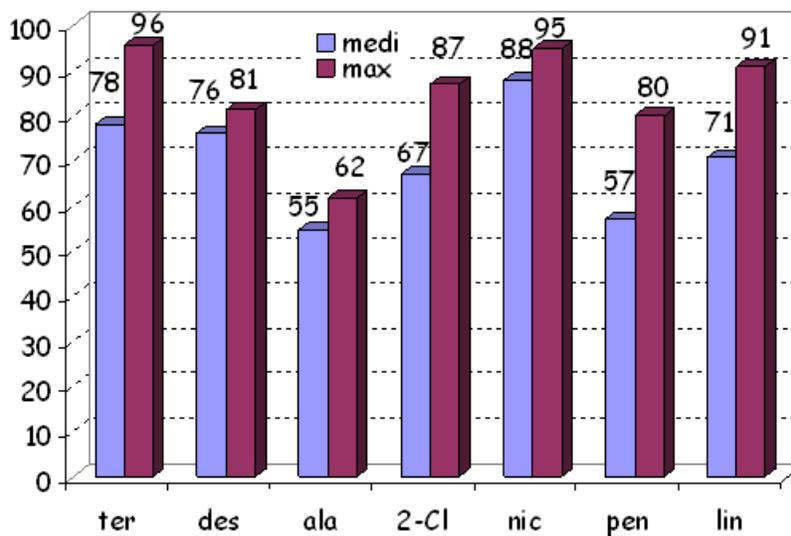


Figura 8. Porcentajes de disminución de la concentración (ppb) de diferentes herbicidas.

5. Conclusiones

La adopción de diversas estrategias para el control de la contaminación agrícola puede conducir a resultados muy importantes, como se ilustra en las Figuras 9 y 10 para el caso del nitrógeno. Sin estrategias de control, se pueden perder hasta 50 kg/ha de nitrógeno por año de los campos agrícolas, y que dicha cantidad

llegue directamente al receptor final. Con las distintas intervenciones en el campo de cultivo (buenas prácticas de drenaje controlado), en el borde de dicho campo (franjas tampones) y en los humedales, menos de 1 kg de nitrógeno va a abandonar el terreno agrícola, con gran beneficio para la calidad del agua.

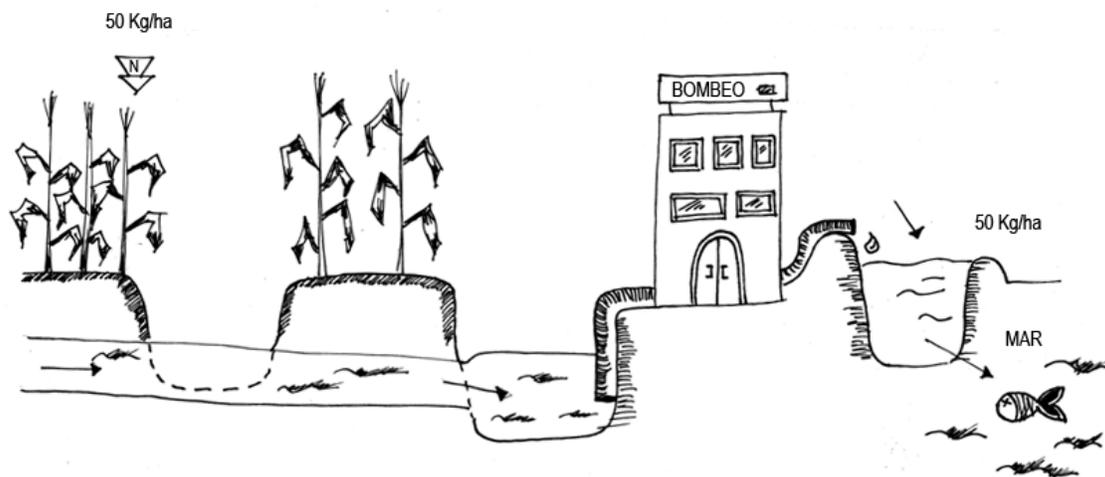


Figura 9. Pérdida de nitrógeno en campos de agricultura.

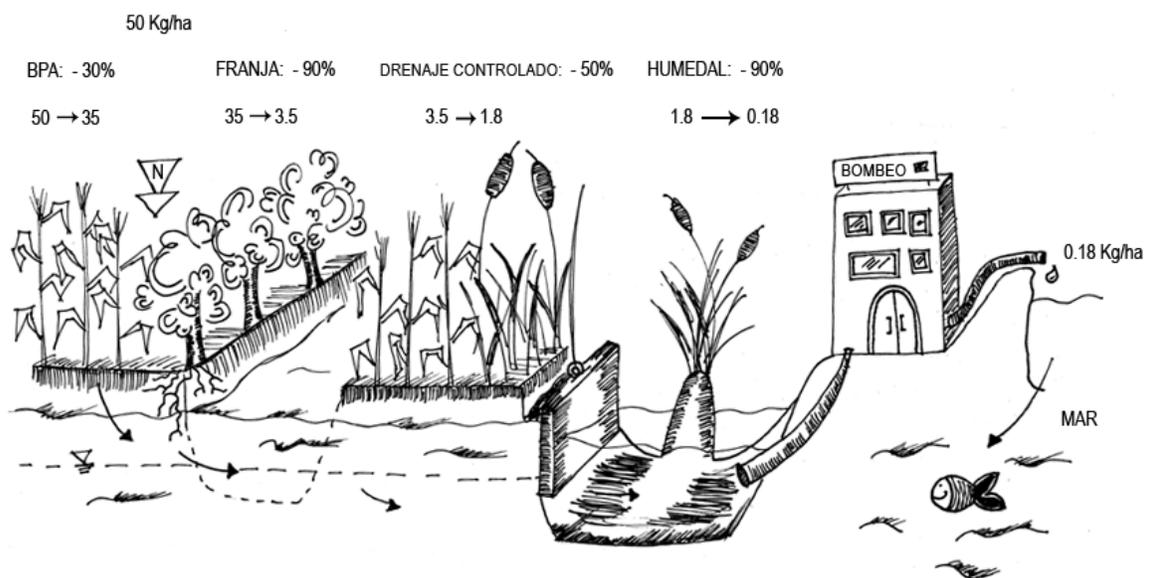


Figura 10. Reducción de la pérdida de nitrógeno utilizando diversas técnicas en campos de agricultura.

6. Bibliografía

Borin, M.; Toccehtto, D. "Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters". *Science Of The Total Environment*. Vol. 380 (2007): p. 38-47.

Borin, M.; Vianello, M.; Morari, F.; Zanin, G. "Effectiveness of a buffer strip in removing runoff pollutants from a cultivated field in North-East Italy". *Agriculture, ecosystems and environment*. Vol. 105 (2005): p. 101-114.

Borin, M.; Bigon, E.; Zanin, G.; Fava, L. "Performance of a narrow buffer strip in abating agricultural pollutants in the shallow subsurface water flux". *Environmental Pollution*. Vol. 131 (2004), núm. 2: p. 313-321

Morari, F.; Lugato, E.; Borin, M. "Agricultural land use and N losses to water: the case study of a fluvial park in Northern Italy". *Water Science & Technology*. Vol. 47 (2003), núm. 7-8: p. 275-282.

Borin, M.; Bonaiti, G.; Giardini, L. "Controlled drainage and wetlands to reduce agricultural pollution: a lysimetric study". *Journal of Environmental Quality*. Vol. 30 (2001), núm. 4: p. 1330-1340.

Borin, M.; Bonaiti, G.; Giardini, L. "First results on controlled drainage to reduce nitrate losses from agricultural fields". En: Pereira, L.S.; Gowing W. *Water and the environment: innovative issues in irrigation and drainage*. Londres: E & FN Spon, London, 1998. P. 35-42.

Borin, M. "Effects of agricultural practices on nitrate concentration in groundwater in north east Italy". *Italian Journal of Agronomy*. Vol 1 (1997): p. 47-54.

Borin, M.; Bigon, E. "Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips". *Environmental pollution*. Vol. 117 (2002), núm. 1: p. 165-168.

Borin, M. *Fitodepurazione - Soluzioni per il trattamento dei reflui con le piante*. Bologna: Il Sole 24 ore Edagricole, 2003. 198 páginas.

Borin, M.; Bacelle, S., eds. *Proceedings of the Interational Conference on Multi Functions of Wetland Systems*. Legnaro, 26th-29th July. Ed. P.A.N. (2007). 228 páginas.



CAPÍTULO 4

PROCESOS AVANZADOS DE OXIDACIÓN

POR:

GUSTAVO PEÑUELA

FACULTAD DE INGENIERÍA
UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA, COLOMBIA

1. Introducción

Actualmente existen diversas técnicas para degradar contaminantes, las cuales son tratamientos de tipo biológico, físico y/o químico; la aplicación de una u otra tecnología depende en gran parte del tipo de agua a tratar, dado que no existe una regla general. Algunos tipos de contaminantes, como por ejemplo los fenoles y plaguicidas, por su alta toxicidad pueden inhibir la actividad biológica de los lechos activados de las plantas de tratamiento convencional, por lo tanto, para este tipo de contaminantes y otros no biodegradables, se utilizan los procesos o tecnologías avanzadas de oxidación, basadas en procesos de destrucción de

los contaminantes por medio de especies químicas conocidas como radicales libres hidroxilos, los cuales tienen la propiedad de ser altamente oxidantes y que al reaccionar con el contaminante lo transforman en compuestos inofensivos al ambiente (Valladares, 1998).

Este capítulo da a conocer en forma global la tecnología de oxidación avanzada, especialmente el proceso de fotocatalisis heterogénea mediante el uso de TiO_2 , que ha sido uno de los procesos avanzados de oxidación más estudiados y desarrollados.

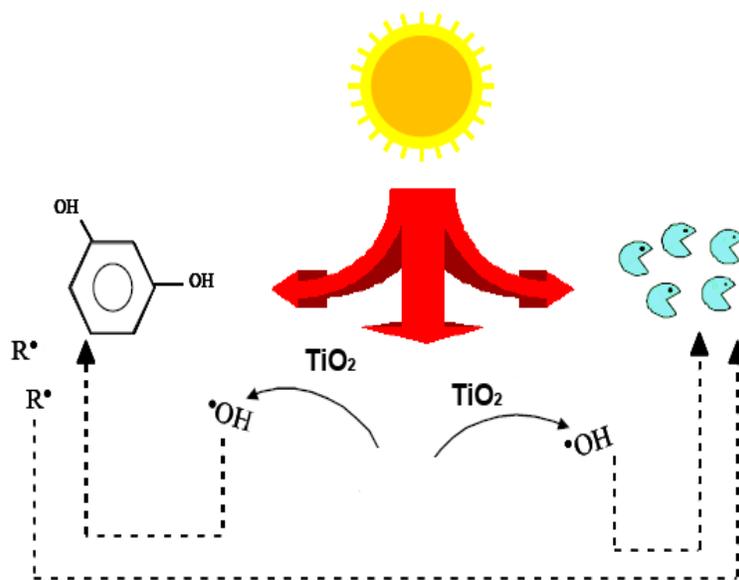


Figura 1. Descontaminación mediante fotocatalisis (Tomado de www.psa.es).

2. Generalidades sobre los procesos avanzados de oxidación

La protección y conservación de los recursos naturales constituye hoy en día una de las principales preocupaciones sociales; uno de estos recursos naturales es el agua, que se destaca como un bien preciado y escaso, lo que lleva a la necesidad de su adecuado uso y reciclaje. Así, las normativas legales imponen criterios cada vez más estrictos para lograr un mayor y mejor tratamiento de aguas. Las operaciones de tratamiento terciario actualmente implementadas, como la ósmosis inversa o la adsorción con carbón

activado (procesos que obtienen una fracción diluida y otra muy concentrada en el contaminante, aunque no lo degradan), parecen no ser eficaces para conseguir aguas con un mínimo contenido de contaminantes. En este sentido los procesos avanzados de oxidación (PAOs) posiblemente constituirán en un futuro próximo, uno de los recursos tecnológicos más utilizados en el tratamiento de aguas contaminadas con productos orgánicos procedentes de efluentes industriales (Tabla 1).

Clase de compuestos orgánicos	Ejemplos
Alcanos	Isobutano, pentano, heptano, ciclohexano, parafinas
Haloalcanos	Mono-, di-, tri- y tetraclorometano, tribromoetano, 1,1,1-trifluoro-2,2,2 tricloroetano
Alcoholes alifáticos	Metanol, etanol, propanol, glucosa
Ácidos carboxílicos alifáticos	Ácidos fórmico, etanoico, propanoico, oxálico, butírico, málico
Alquenos	Propeno, ciclohexeno
Haloalquenos	1,2-dicloroetileno, 1,1,2-tricloroetileno
Aromáticos	Benceno, naftaleno
Haloaromáticos	Clorobenceno, 1,2-diclorobenceno
Nitrohaloaromáticos	Dicloronitrobenceno
Compuestos fenólicos	Fenol, hidroquinona, catecol, metilcatecol, resorcinol, <i>o</i> -, <i>m</i> -, <i>p</i> -cresol, nitrofenol
Halofenoles	2-, 3-, 4-clorofenol, pentaclorofenol, 4-fluorofenol
Amidas	Benzamida
Ácidos carboxílicos aromáticos	Ácidos Benzoico, 4-aminobenzoico, ftálico, salicílico, <i>m</i> - y <i>p</i> -hidroxibenzoico, clorohidroxibenzoico, clorobenzoico
Agentes tensoactivos	Dodecilsulfato de sodio, polietilenglicol, dodecilsulfonato sódico, trimetilfosfato, fosfato de tetrabutilamonio
Herbicidas, plaguicidas	Atrazina, prometron, propetrina, bentazona 2-4 D, monuron, etc.
Organofosforados	DDT, paration, lindano, tetraclorovinfos, fenitrotion, etc.
Colorantes	Azul de metileno, rodamina B, naranja metilo, fluoresceína, rojo Congo

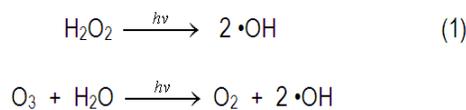
Tabla 1. Lista de contaminantes acuosos mineralizados por fotocatalisis (Herrmann, 2005).

3. Principios del método

Los PAOs presentan como característica fundamental ser una fuente de radicales hidroxilo (OH•). Este radical, de elevado poder oxidante, es capaz de destruir cualquier molécula orgánica hasta dióxido de carbono, agua y compuestos inorgánicos (sales, minerales, ácidos, etc.); sin embargo, los procesos avanzados de oxidación para el tratamiento de aguas que contengan contaminantes persistentes son costosos, ya que están basados en el uso de fuentes de radiación UV y reactivos oxidantes. El uso de catalizadores y radiación solar puede contribuir a abaratar estos costos. Además, la reactividad de los radicales hidroxilo hace que cualquier contaminante persistente sea degradado a moléculas más simples (y presuntamente no tan tóxicas y persistentes) antes

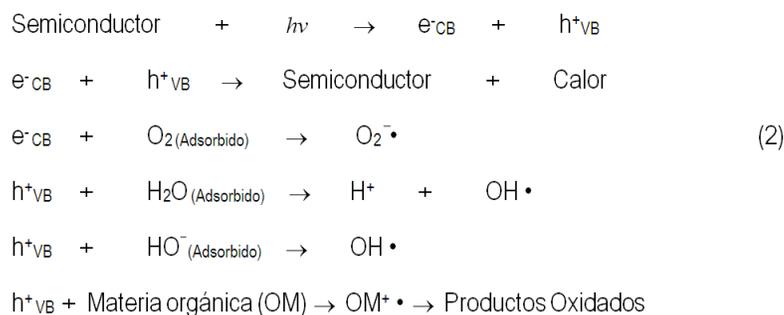
de producirse la mineralización completa (Gaya y Abdullah, 2008).

La producción de radicales hidroxilo (OH•) ha tenido un éxito creciente debido al fuerte carácter oxidante de este compuesto ($E^\circ = 2.8 \text{ V}$), mucho mayor que el de otros oxidantes tradicionales (Ozono: $E^\circ = 2.07 \text{ V}$, agua oxigenada: $E^\circ = 1.78 \text{ V}$, dióxido de cloro: $E^\circ = 1.57 \text{ V}$, cloro: $E^\circ = 1.36 \text{ V}$, etc.). Los métodos basados en las combinaciones $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, O_3/UV y $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3/\text{UV}$ (ecuaciones 1) aprovechan la fotólisis (mediante radiación de longitud de onda inferior a 300nm) del H_2O_2 y del ozono para producir el radical hidroxilo (Gaya y Abdullah, 2008).



Los radicales hidroxilos oxidan sustancias orgánicas principalmente mediante la sustracción de hidrógeno. Esta reacción genera radicales orgánicos, que mediante la adición de oxígeno, originan radicales

intermedios que terminan, por sucesivos pasos oxidativos, en dióxido de carbono, agua y compuestos inorgánicos (ecuaciones 2) (Palominos *et al.*, 2009).



3.1 División de los procesos avanzados de oxidación

Los PAOs se dividen en sistemas homogéneos y sistemas heterogéneos, con generación de radicales

hidroxilo con o sin irradiación ultravioleta, tal como se muestra en la tabla 2.

Homogéneos		Heterogéneos	
Con irradiación	Sin irradiación	Con irradiación	Sin irradiación
O ₃ / UV	O ₃ / H ₂ O ₂	Catalizador / UV	Electro-Fenton
H ₂ O ₂ / UV	O ₃ / OH ⁻	Catalizador / H ₂ O ₂ / UV	
O ₃ / H ₂ O ₂ / UV	H ₂ O ₂ /Fe ²⁺		
UVV			
H ₂ O ₂ / Fe ²⁺			

Tabla 2. Sistemas de tratamientos por PAO.

3.1.1 Sistemas heterogéneos

Uno de los PAOs más estudiados es la fotocatalisis heterogénea sobre dióxido de titanio. Se basa en la utilización de un material semiconductor como catalizador, el cual es activado por la luz para generar

reacciones que pueden modificar químicamente los contaminantes, convirtiéndolos en sustancias más biodegradables o, en muchos casos, logrando la completa mineralización de los mismos (Sarria, 2005).

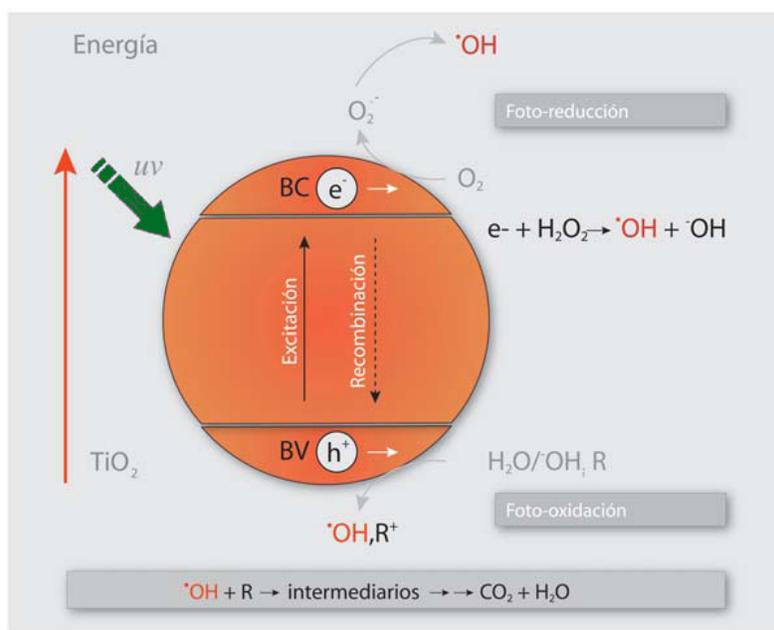


Figura 2. Esquema de un proceso fotocatalítico sobre una partícula de TiO_2 (Sarria, 2005).

La fotocatalisis heterogénea se basa en la absorción directa o indirecta de energía radiante (visible o UV) por un sólido en suspensión o impregnado en una superficie. El sólido es un semiconductor (fotocatalizador), que cuando es irradiado con la luz adecuada se fotoactiva (Gómez *et al.*, 2000). El semiconductor más usado es el dióxido de titanio

(TiO_2), en el que al estar fotoactivo se crean pares electrón-hueco (Doménech *et al.*, 2004).

Las partículas de óxido de titanio (TiO_2) se han mostrado como un excelente catalizador en este caso. Su separación energética es 3.2 eV, que corresponde a una longitud de onda inferior a 390 nm

(Blesa, 2004). Este proceso ha sido extensamente estudiado a nivel de laboratorio en los últimos años, ya que presenta una serie de ventajas que lo hacen realmente atractivo: destruye sustancias muy tóxicas como PCBs, disolventes halogenados, pesticidas, etc. (Peñuela y Barceló, 1996, 97, 98a, 98b, 2000; Malato *et al.*, 2000, 2001; Peñuela *et al.* 2000; Vasilos y Alvanis, 2003; Satter *et al.*, 2004; Moiseev *et al.*,

2004; Peñuela y Barceló, 1998c; Castillo *et al.*, 2001), algunas veces hasta la mineralización a agua, CO₂ y compuestos inorgánicos (Blesa, 2004; Malato y Robert, 2002; Serpone y Pelizzetti, 1989; Hoffman *et al.*, 1995). La oxidación de las sustancias es completa. Además el oxígeno necesario para la reacción se puede obtener de la atmósfera y el catalizador (TiO₂) es barato, inocuo y puede reutilizarse muchas veces.

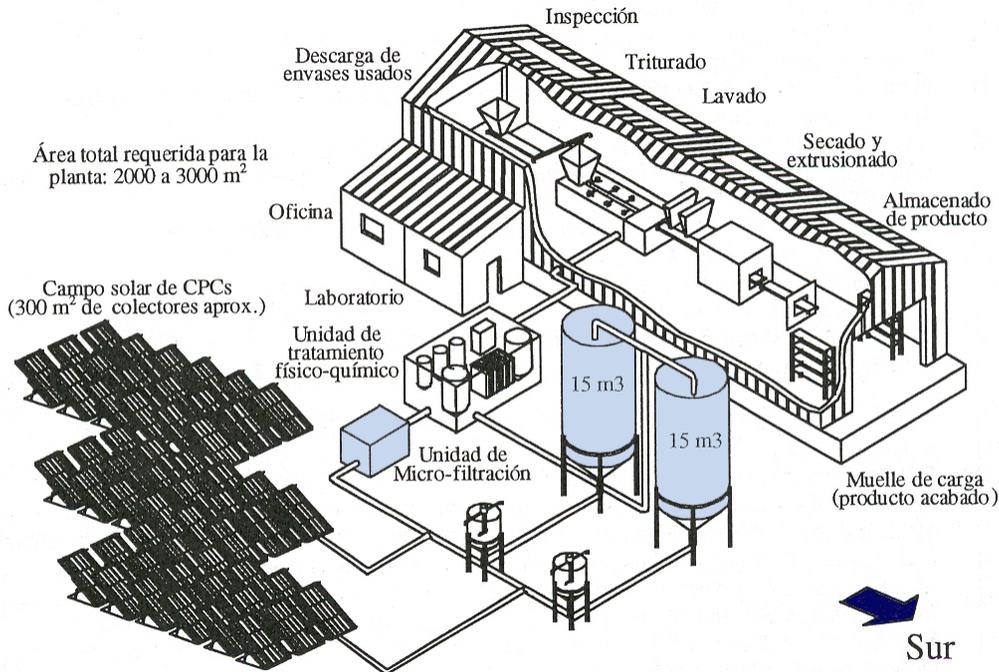


Figura 3. Esquema de un proceso fotocatalítico en el agua de lavado de una planta de reciclado (Blesa, 2004).

La fotocatalisis heterogénea en suspensiones de TiO₂ ha sido ampliamente descrita como una de las más prometedoras tecnologías avanzadas de oxidación para la eliminación de contaminantes en bajas concentraciones utilizando luz artificial o natural (Gaya y Abdullah, 2008). Aun cuando el ZnO se ha estudiado en menor grado, presenta resultados prometedores debido a su alta actividad fotocatalítica en comparación con el TiO₂ (García-López *et al.*, 2007; Hariharan, 2006).

Las sustancias complejas en el sistema catalítico son eliminadas en el medio en el que se encuentran disueltas y utilizando una fuente de energía limpia, abundante, barata e inagotable como lo es el Sol, a temperatura ambiente y en combinación con otros tratamientos convencionales.

La destoxificación solar utiliza colectores térmicos modificados para optimizar la eficiencia óptica en la captación de la radiación solar UV, siendo los más adecuados aquellos basados en colectores estáticos de baja concentración solar, como es el caso de los colectores tipo cilindro-parabólico compuestos (CPCs). Estos colectores, con un semiángulo de aceptación adecuado (60-70°), pueden aprovechar hasta el 80% de la radiación directa disponible y casi toda la radiación difusa (Figura 4). Este último hecho es muy importante, ya que permite que la destoxificación solar pueda alcanzar una eficiencia razonable en presencia de nubes. La luz ultravioleta solar no es absorbida por el vapor de agua (únicamente es desviada), por lo que un fotón UV alcanza la superficie terrestre como componente difusa aunque hayan nubes.



Figura 4. Colectores solares para fotocatalisis.

Estos sistemas de colectores consisten en cilindros que concentran la luz solar sobre un tubo transparente de vidrio que se usa como receptor; un esquema típico de estos sistemas es el que se muestra en

la Figura 5. El concentrador solar en el que tiene lugar el procedimiento fotocatalítico es un colector cilíndrico-parabólico, y el cual puede ser estático o de seguimiento de la radiación (Peñuela, 1999).

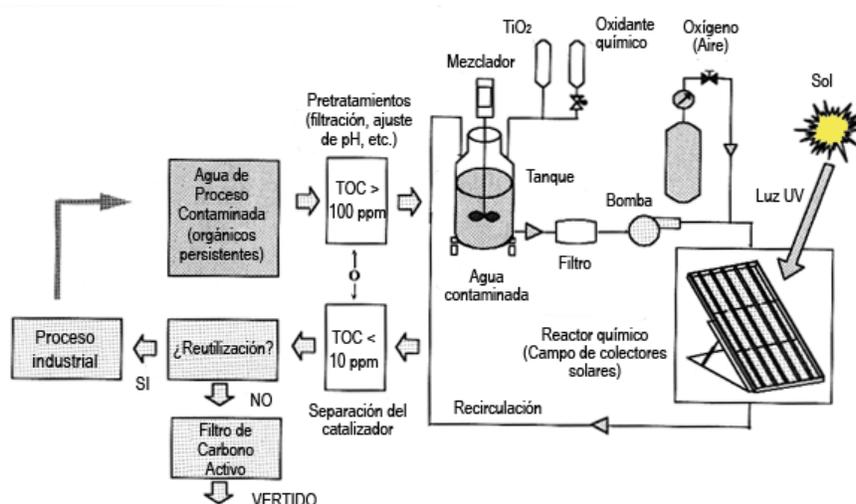


Figura 5. Sistema de destoxificación solar.

El agua a tratar se introduce en un depósito en donde se añade el catalizador, que se mantiene en suspensión mediante agitación. Otro elemento necesario para el proceso es el oxígeno; debe añadirse de forma artificial (inyección de oxígeno puro o aire), o bien diseñar el sistema para permitir un contacto suficiente con la atmósfera, lo cual dependerá fundamentalmente de la volatilidad de los contaminantes a tratar. La mezcla es bombeada a través del sistema de colectores solares que constituyen el reactor. Debido a cuestiones relacionadas con la cinética de las reacciones fotocatalíticas, el último 5-10% del contenido orgánico es el que más cuesta mineralizar. La utilización

del catalizador en suspensión implica que ha de ser recuperado, bastando para ello un proceso de decantación y posterior microfiltrado del lodo obtenido.

La reflexión de la radiación solar debe producirse sobre una superficie de alta reflectividad en el ultravioleta solar (300 a 400 nm). El material que resulta más idóneo para este tipo de aplicaciones es el aluminio. El tubo absorbedor debe estar fabricado con vidrio de bajo contenido en hierro para que la trasmisividad UV sea máxima. Un esquema conceptual de lo que podría ser un sistema de destoxificación solar es el que aparece reflejado en la Figura 6.

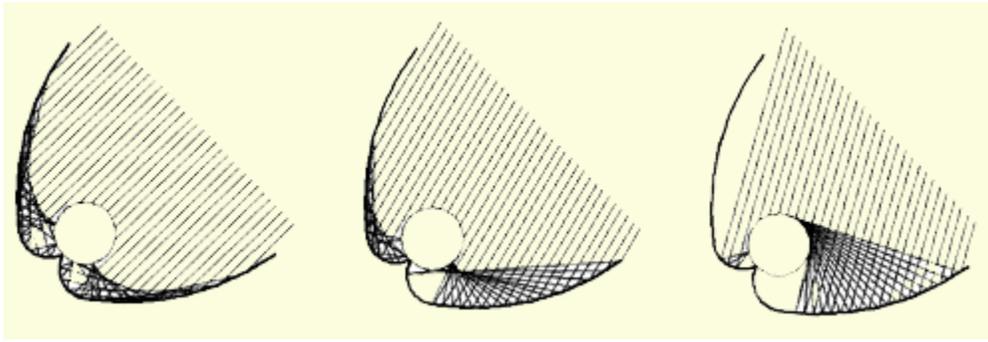


Figura 6. Esquema conceptual de un sistema de destoxificación solar de agua (Blesa, 2004).

3.1.2 Sistemas homogéneos

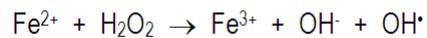
Los procesos homogéneos, como su nombre lo indica, se caracterizan por ocurrir en una única fase. Dentro de estos procesos se tiene la utilización de ozono, peróxido de hidrógeno y el reactivo Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$) como generadores de radicales, en presencia o en ausencia de irradiación luminosa.

Los procesos que utilizan ozono han sido usados para tratamientos de efluentes industriales y aguas potables, debido a que son capaces de destruir los contaminantes y eliminar los microorganismos patógenos. El radical libre hidroxilo es generado a partir de la descomposición del H_2O_2 a través de la fotólisis del ozono.

La adición del peróxido puede mejorar el proceso de ozonización, actuando como fuente adicional de radicales hidroxilo. La desventaja principal señalada con respecto a estos procesos es la dificultad de

transferencia de una masa significativa de ozono gaseoso hacia la fase líquida, hecho que hace grande la probabilidad de que este proceso sea ineficiente en el tratamiento de matrices sólidas.

El poder oxidante del reactivo de Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$) es atribuido al radical hidroxilo proveniente de la descomposición catalítica del peróxido de hidrógeno en medio ácido, cuya reacción general es:



Este reactivo ha sido estudiado en tratamientos de efluentes que contienen pesticidas volátiles en presencia o en ausencia de iluminación, en donde se ha observado un fuerte aumento del poder oxidante cuando es combinado con radiación UV o UV-visible, llamado Foto-Fenton.

4. Bibliografía

Blesa, M.A.; Sánchez, B., eds. "Eliminación de contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea". Madrid: CIEMAT, 2004. ISBN: 84-7834-489-6, 2004.

Castillo, M.; Peñuela, G.; Barceló, D. "Identification of photocatalytic degradation products of non ionic polyethoxylated surfactants in wastewaters by solid-phase extraction followed by liquid chromatography-mass spectrometric detection". *Fresenius' Journal of analytical chemistry*. Vol. 369 (2001): p. 620-628.

Doménech, X.; Jardim, W. F.; Litter, M. "Procesos avanzados de oxidación para la remoción de contaminantes". En: Blesa, M.A.; Sánchez, B., eds. "Eliminación de contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea". Madrid: CIEMAT, 2004.

García-López, E.; Marci, G.; Serpone, N.; Hidaka, H. J. "Photoassisted oxidation of the recalcitrant cyanuric acid substrate in aqueous ZnO suspensions". *Phys. Chem. C*. Vol. 111 (2007): p.18025-18032.

Gaya, U.I.; Abdullah, A.H. "Heterogeneous photocatalytic degradation of organic contaminants over titanium dioxide: a review of fundamentals, progress and problems" *J. Photochem. Photobiol. C: Photochem. Rev.* Vol. 9 (2008): p. 1-12.

Gómez, L.; Urkiaga, A.; Gutiérrez, M. "Photooxidation of wastewaters from chemical industry. Review and experiences of advanced oxidation processes" *Ingeniería Química*. Vol. 32 (2000), núm. 371: p. 211-216.

Hariharan, C. "Photocatalytic degradation of organic contaminants in water by ZnO nanoparticles: Revisited". *Appl. Catal. A: Gen.* Vol. 304 (2006): p. 55-61.

Herrmann, J.M. "Destrucción de contaminantes orgánicos por fotocatalisis heterogénea". [En línea]. Curso Posibilidades para la Provisión de Agua Segura Usando Nuevas Tecnologías, 14 y 15 de octubre de 2005, Proyecto Solar Safe Water <<http://www.psa.es/>

websp/projects/solarsafewater/curso.html >

Hoffmann, M. R.; Martin, S. T.; Choi, W.; Bahnemann, D. "Environmental Applications of Semiconductors Photocatalysis". *Chem. Rev.* Vol. 95 (1995): p. 69-96.

Malato, S.; Robert, D. "Solar photocatalysis: a clean process for water detoxification". *Sci Total Environ.* Vol. 291 (2002), núm. 1-3: p. 85-97.

Malato, S.; Blanco, J.; Fernández-Alba, A.; Agüera, A. "Solar photocatalytic mineralization of commercial pesticides: acrinathrin". *Chemosphere*. Vol. 40 (2000): p. 403-409.

Malato, S.; Blanco, J.; Fernández-Ibáñez, P.; Cáceres, J. "Treatment of 2,4-Dichlorophenol by Solar Photocatalysis: Comparison of Coupled Photocatalytic-Active Carbon vs. Active Carbon". *Journal of Solar Energy Engineering*. Vol. 123 (2001), núm. 2: p. 61-174.

Moiseev, A.; Schroeder, H.; Kotsaridou-Nagel, M.; Geissen, S.U.; Vogelpohl, A. "Photocatalytic polishing of paper-mill effluent". *Water Science & Technology*. Vol. 49 (2004), núm. 4: p. 325 - 330.

Palominos, R.A.; Mondaca, M.A.; Giraldo, A.; Peñuela, G.; Pérez-Moya, M; Mansilla, H.D. "Photocatalytic oxidation of the antibiotic tetracycline on TiO₂ and ZnO suspensions". *Catalysis Today*. En prensa.

Peñuela, G. "Destoxificación solar de aguas mediante la fotocatalisis o fotosensibilización". *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*. Vol. 19 (1999): p. 24-28.

Peñuela, G.; Barceló, D. "Comparative degradation kinetics of alachlor in water by photocatalysis with FeCl₃, TiO₂ and photolysis, studied by solid-phase disk extraction followed by gas chromatography techniques". *J. Chromatogr. A*. Vol. 754 (1996): p. 187-195.

Peñuela, G.; Barceló, D. "Comparative degradation

kinetics of chlorpyrifos in water by photocatalysis with FeCl_3 , TiO_2 and photolysis, studied by solid-phase disk extraction followed by gas chromatography techniques". *Toxicol. Environ. Chem.* Vol. 62 (1997): p. 135-147.

Peñuela, G.; Barceló, D. "Application of C_{18} disks followed by gas chromatography techniques to degradation kinetics, stability and monitoring of endosulfan in water". *J Chromatogr. A.* Vol. 795 (1998): p. 93-104.

Peñuela, G.; Barceló, D. "Photodegradation and stability of chlorothalonil in water studied by solid phase disk extraction, followed by gas chromatographic techniques". *J. Chromatogr. A.* Vol. 823 (1998): p. 84-90.

Peñuela, G.; Barceló, D. "Photodegradation of organic contaminants using Fe^{3+} and TiO_2 ". *Trac-Trends In Analytical Chemistry.* Vol.17 (1998), núm. 10: p. 605-612.

Peñuela, G.; Barceló, D. "Comparative photodegradation kinetic study of atrazine and deethylatrazine in water samples containing $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2$ and $\text{FeCl}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, using C_{18} disks followed by gas chromatographic techniques". *J. AOAC International.* Vol. 83 (2000): p. 53-60.

Peñuela, G.; Ferrer, I.; Barceló, D. "Identification of new photodegradation byproducts of the Antifouling Agent Irgarol in seawater samples". *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* Vol. 78 (2000): p. 25-40.

Sarria, V.; Torres, R.; Parra, S.; Rincón, A.G.; Pulgarín, C. "Nuevos sistemas electroquímicos y fotoquímicos para el tratamiento de aguas residuales y de bebida". *Revista Colombiana de Química.* Vol. 34 (2005), núm. 2: p. 161-173.

Satter, C.; Funken, K. H.; De Oliveira, L.; Tzschirner, M.; Machado, A. E. "Paper mill wastewater detoxification by solar photocatalysis". *Water Sci Technol.* Vol. 49 (2004), núm. 4: p. 189-193.

Serpone, N.; Pelizzetti, E., eds. "*Photocatalysis—fundamentals and applications*". New York: Wiley, 1989. 650 p.

Vasilos, S.; Alvanis, T. "Photocatalyzed degradation of the biocides chlorothalonil and dichlofluanid over

aqueous TiO_2 suspensions". *Applied catalysis B: Environmental.* Vol. 46 (2003): p. 175-188.

Valladares, J. E. "Fotocatalizadores y Energía Solar en la Detoxificación de Aguas Contaminadas". *Transferencia.* Año 11 (1998), núm. 44.



CAPÍTULO 5

MINIMIZACIÓN DEL USO DEL AGUA

POR:

SEAN O'HOGAIN

DUBLIN INSTITUTE OF TECHNOLOGY, IRLANDA

1. Introducción

“Miles han vivido sin amor, ninguno sin agua” W.H. Auden.

El total del agua de la tierra es una cantidad fija: el planeta es el hogar de 1386 millones de kilómetros cúbicos de agua. Sin embargo, de este volumen sólo una muy pequeña cantidad, el 2.5%, es agua dulce; el otro 97.5 % es agua salada. De esta pequeña fracción de agua que es considerada dulce, 35 millones de km³, menos de un tercio, está técnicamente disponible para la humanidad. Lo que es considerado técnicamente como agua dulce no disponible, el equivalente al 69.5% del agua dulce total, se encuentra en glaciares, nieve, hielo y permafrost. Esto deja casi 11 millones de km³ de agua dulce disponible para las actividades humanas. Tomando la población mundial como de 6000 millones de personas, cae suficiente agua lluvia para proveer, en promedio, 7000 m³ de agua dulce por año. Esto es más que suficiente para la mayoría de las necesidades; sin embargo, la lluvia no cae equitativamente, ni todas las personas tienen la libertad de moverse hacia áreas donde abunde el agua. Por lo tanto existen áreas y poblaciones con problemas de escasez de agua (Figura 1).

Sólo un tercio de la población mundial tiene un suministro de agua suficiente o abundante; otro tercio de la población tiene agua insuficiente, mientras que un cuarto de ella está en una situación de estrés hídrico, donde la demanda de agua excede la cantidad



Figura 1. Porcentaje de la población mundial con diferente disponibilidad de agua (Clarke and King, 2004).

disponible durante un periodo determinado. Casi el 10% de la población mundial presenta escasez de agua.

Como si no fuera suficiente problema la distribución desigual del agua, la población mundial también está creciendo, con una proyección de 8900 millones de habitantes para el 2050. La proyección estadística de la población que vivirá en países con una escasez crónica de agua es de 4000 millones de personas, comparada con los 500 millones que la sufrían en el año 2000.



Figura 2. Consumo de agua total anual 1900 – 2025 (Clarke and King, 2004).

Junto al aumento de la población existe un incremento en la demanda del agua (Figura 2). El consumo de agua se incrementó el doble en un periodo de tiempo de 50 años, de 1900 hasta 1950. En el periodo de 50 años hasta el 2000 se ha incrementado tres veces en comparación con la cifra de 1950, y 6.5 veces con la de 1900. En los 23 años entre el 2002 y el 2025 se ha establecido que aumentará un 30% más.

La mayoría del agua es consumida para uso en agricultura (Figura 3). Sin embargo, la utilización del término agricultura se entiende de una manera incorrecta; las grandes cantidades de agua no son utilizadas por agricultores individuales, y tampoco son usadas para agricultura de subsistencia. Estos dos sectores tienden a utilizar el agua en una forma sostenible, valorándola como un recurso y conservando sus fuentes y exceso.



Figura 3. Utilización mundial del agua por sector (Clarke and King, 2004).

Son las Agroindustrias (agricultura corporativa) las mayores consumidoras de agua; una agroindustria que maneja cultivos de alto consumo de agua para exportación, que busca controlar el acceso a las fuentes de agua a través de la privatización, y que está desplazando fuera de sus tierras a los agricultores pequeños y de subsistencia, para reemplazarlos por una producción de cultivos y uso del agua no sostenibles. La mayor parte de esta agua es utilizada en sistemas de irrigación, y es retirada de acuíferos.

Para mantener un volumen de agua disponible estos acuíferos necesitan recargarse, un punto que se hace más importante por el hecho de que las aguas subterráneas sirven como la única fuente de agua potable para alrededor de un cuarto de la población mundial (Figura 4). El suministro de agua potable para Europa consta de aguas subterráneas en un 40%; los Estados Unidos de América dependen de las aguas

subterráneas para abastecer el 27% de su suministro de agua potable, y la región Asia-Pacífico y Latinoamérica para el 17% y el 16% de su suministro, respectivamente. Sin embargo, el agua se ha convertido en materia de conservación únicamente en los últimos años. Algunas áreas del mundo enfrentan situaciones donde el agua no estará disponible en suministros suficientes para permitir el desarrollo de recursos, y aun en algunos casos, condiciones de vida tolerables.

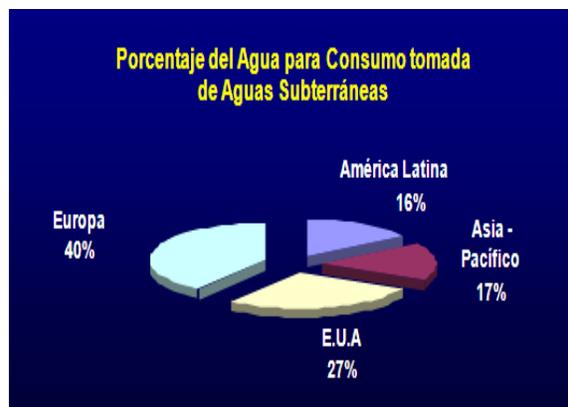


Figura 4. Porcentaje de agua potable tomada de aguas subterráneas (Clarke and King, 2004).

Es en este contexto que el agua se ha vuelto un asunto de sostenibilidad. Por lo tanto, la minimización del uso del agua se ha convertido en un elemento central de la sostenibilidad (WCED, 1987).

Sin embargo, esto implica temas tales como reciclaje del agua, reparaciones masivas de infraestructura, conservación y recuperación de sistemas de abastecimiento de agua destruidos, entre otras cosas. Implica agricultura sostenible en vez de agricultura industrial, y derechos locales sobre el agua para todos. Implica leyes fuertes y una firme aplicación de la ley contra la contaminación y los contaminadores, y transparencia en todas las instancias del sistema legal; implica también un acceso por igual al sistema legal. Otras consideraciones involucran límites al crecimiento industrial, la promoción de la tecnología apropiada a nivel local, un fin a la construcción de grandes represas, y con el objetivo de compensar problemas de aguas subterráneas en el futuro, límites rigurosos a las extracciones de aguas subterráneas. Algunos de estos temas son políticos, otros son legislativos, pero la mayoría está más allá del alcance de este capítulo. También más allá de este alcance está el tema especializado de la utilización del agua sin conexión domiciliaria.

Por lo tanto, este capítulo se ocupará primero de la minimización del uso del agua, en términos de un Plan de Conservación del Agua. La reducción efectiva del agua desperdiciada, ya sea a través de infraestructura ineficiente o con fugas, de dispositivos para el uso del agua ineficientes o con fugas, de la falta de planeación apropiada para el uso del agua, requiere un Plan de Conservación del Agua. Este plan es una estrategia que ayuda a quien usa el agua (productor y consumidor) a optimizar el sistema en uso y por lo tanto conservar el agua mediante la reducción de la cantidad utilizada. Es un programa práctico con determinadas tareas que deben llevarse a cabo; es rentable y dará como resultado un ahorro de agua y también ahorros financieros, como resultado de las iniciativas realizadas. Finalmente, dicho plan es práctico en su diseño e implantación, y puede ser seguido de una forma lógica y transparente.

También se examinarán en este capítulo los desarrollos

en las dos nuevas áreas de conservación del agua, a saber, cosecha de aguas lluvias y reutilización de aguas grises. También serán tratadas otras formas de minimizar el uso del agua; éstas incluirán dispositivos de desplazamiento, inodoros de bajo consumo, grifos de aspersión, etc. Finalmente, este capítulo propondrá una estructura para permitir al lector llevar a cabo una auditoría del agua. Ésta es una encuesta *in situ* (en el hogar, colegio, institución, etc.) y una evaluación de dispositivos que utilicen agua y de prácticas de gestión; su propósito es determinar la eficiencia de la utilización del agua, y desarrollar recomendaciones para mejorar la eficiencia en el uso del agua (tanto bajo techo como al aire libre). Es, de hecho, un estudio del uso del agua.

Los principales usos del agua en situación doméstica son ilustrados en la Figura 5. Ésta muestra que el vaciado de sanitarios, baños/duchas y lavado de ropa representan casi el 80%.

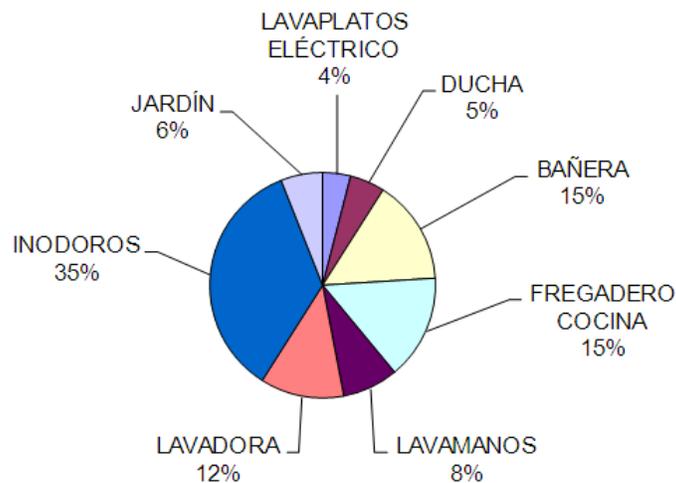


Figura 5. Desglose típico de la utilización del agua en los hogares.

El enfoque tradicional para satisfacer el aumento de la demanda es aumentar la oferta; sin embargo, la movilización de nuevos recursos implica aun mayores costos. El aumento de la eficiencia del agua mediante la reducción de la cantidad de agua necesaria para realizar una tarea determinada puede contribuir significativamente a equilibrar la oferta y la demanda. El agua ahorrada como resultado de la reducción del CPC (Consumo Per Cápita) puede utilizarse para aumentar el suministro existente. Esta puede ser la opción menos costosa, particularmente cuando los costos

ambientales y sociales de desarrollar nuevos recursos están incluidos en el análisis. Por lo tanto deben ser desarrollados e implementados un nuevo enfoque y soluciones técnicas novedosas para la gestión y tratamiento del agua; el nuevo enfoque debe basarse en los principios de conservación de los recursos como una alternativa al tratamiento en la etapa final. Deben realizarse esfuerzos para la introducción de tecnología de pequeña escala y bajo costo, descentralizada y ecológicamente racional, que se base en tradiciones locales.

2. Creando un plan de conservación del agua

Un plan de conservación del agua (PCA) es usualmente específico para un lugar, y depende de su magnitud (el plan puede ser para un solo hogar, una cuenca hidrográfica, la Autoridad Local o Autoridad de Provincia), y de su marco temporal (reducción de la utilización a largo plazo vs. dispositivos de sustitución a corto plazo) (Vickers, 2001). Sin embargo deben

llevarse a cabo algunas tareas básicas y deben recogerse ciertas piezas de información, las cuales son comunes a todas sus aplicaciones. La metodología propuesta a continuación son sugerencias hacia un PCA, y son tan inclusivas como es posible sin ser específicas para un lugar determinado.

2.1 Identificar lo que puede ser alcanzado: metas de conservación

El primer paso en cualquier plan de conservación del agua (PCA) es calcular en cuánto se puede reducir el consumo de agua. La función de un PCA es identificar y cuantificar la cantidad de agua que puede ahorrarse, y esta reducción en el agua utilizada es la base del programa. La cantidad de agua que puede ser ahorrada, es decir, la reducción de la cantidad de agua usada, puede ser expresada como un porcentaje o volumen diario (m^3). Un plan de conservación también puede permitir la acumulación de otros beneficios para el individuo/comunidad/autoridad; se incluyen aquí tales beneficios como la reducción del impacto

ambiental, el aumento de la participación de la comunidad en un PCA, o una reducción en los gastos de operación del sistema.

Para poder identificar exitosamente los objetivos, el marco temporal del programa debe quedar claramente establecido y definido. Ejemplos de marcos temporales a corto plazo serían la respuesta a la sequía o la reducción de la demanda máxima. Un ejemplo de un marco temporal con un plazo mayor es un plan de reducción de la demanda.

2.2 Calcular el uso y la demanda del agua

Es una función importante de un PCA identificar las fuentes de la utilización del agua, cuantificar la demanda y determinar la eficiencia de todos los dispositivos que utilicen agua. Esto creará un registro de la utilización del agua (cuánto, cuándo y dónde); este perfil de la utilización del agua servirá entonces para pronosticar la demanda de agua. Las fuentes de abastecimiento de agua existentes y sus capacidades de producción tienen que ser identificadas. Es importante que se tengan en cuenta el promedio y el pico máximo de la utilización y de la demanda; también implica determinar el impacto de todas las medidas de conservación emprendidas anteriormente sobre la demanda de agua. Los pronósticos de los aumentos previstos en futuras demandas de agua

deben ser evaluados y, de ser necesario, ajustados; estos pronósticos pueden deberse a una amplia gama de factores, por ejemplo, el crecimiento de la población, la alteración del uso de la tierra, los efectos de la conservación, normas nuevas o más estrictas para el uso del agua, y también la sustitución de dispositivos para el uso del agua ineficientes por otros más eficientes.

Se puede desarrollar un perfil de utilización del agua analizando el uso pasado y presente del agua en la zona bajo consideración en el plan, ya sea una escuela, el hogar, la industria, granjas o proveedor de agua, etc. Esto se realiza mediante la acumulación de características del uso del agua, y también de la

información sobre la población en consideración, cómo utiliza ésta el agua (consumo bajo techo vs. consumo al aire libre), utilización total, utilización máxima y demanda promedio. La instalación de contadores de agua puede desempeñar un papel importante en la recopilación de esta información donde estos dispositivos no estén previamente instalados.

Un tipo/clase importante de agua a determinar es la cantidad de agua no contabilizada (ANC); está definida como el agua que entra al sistema pero cuya utilización no puede explicarse por las cifras del uso del agua. Es importante identificar el origen de esta

pérdida de agua; se incluyen aquí las fugas o pérdidas del sistema, contadores inexactos, usos que no son medidos, o robo. El agua no contabilizada también puede dar lugar a pérdida de ingresos, ya sea en sistemas en los que existen tarifas para el agua, o donde el costo de la producción de agua es pagado por los contribuyentes locales.

Cualquier perfil del uso del agua también debe tomar en cuenta los efectos de todas las medidas de conservación adoptadas en las demandas proyectadas y futuras.

2.3 Evaluación de instalaciones nuevas o ampliadas

Es importante evaluar la capacidad total del sistema que se está investigando durante el transcurso del plan; esto puede requerir la proyección de los costos

totales, anuales y unitarios de cualquier ampliación prevista en los recursos hídricos.

2.4 Identificación y evaluación de las medidas de conservación

Una medida de minimización/conservación del agua es aquella que se traduce en un uso más eficiente del agua. Se trata de un dispositivo o práctica que en efecto reduce la demanda.

Ejemplos de las medidas de conservación incluyen los siguientes:

- Inodoros y urinarios de bajo volumen
- Inodoros y urinarios secos y de compostaje
- Duchas y grifos de bajo flujo
- Lavadoras y lavaplatos de uso eficiente del agua
- Cosecha de aguas lluvias
- Reciclaje de aguas grises

La evaluación de las medidas de conservación implica la identificación de todas las medidas que ayuden en

la conservación del agua; éstas pueden ser aparatos de ferretería que se puedan comprar, dispositivos que se puedan fabricar localmente, tecnologías que deban ser instaladas. Es importante que se aborden también el comportamiento y las prácticas de gestión. Debe desarrollarse una matriz de medidas que pueda ser considerada para cada tipo de uso del agua (o grupo de usuarios, según el caso), incluyendo el agua no contabilizada (ANC) en el sistema. Las medidas de conservación también deben ser evaluadas en términos de su potencial para ahorrar agua y en términos de la cantidad de agua que se ahorra, de los beneficios y los costos, y también en términos de las consideraciones de la implantación respecto a las normas de calidad, legislación, códigos de práctica, etc. Se debe tener en cuenta también la cantidad de obstáculos para la implantación de estas medidas de conservación, ya sean a corto plazo, a largo plazo, socio-económicos, estéticos o jurídicos.

2.5 Identificación y evaluación de los incentivos de conservación

Un incentivo aumenta la conciencia sobre el valor de la reducción del uso del agua (esta sección puede no ser pertinente para los hogares unipersonales). Los

ejemplos de incentivos de conservación incluyen los educacionales, financieros y reglamentarios. Cualquier incentivo que pudiera motivar a los usuarios del agua a

aceptar e instalar los dispositivos de conservación de agua, o a aplicar prácticas de conservación del agua, debe ser identificado y evaluado. Debe prestarse especial atención a cualquier factor que pudiera causar apatía o incluso antipatía hacia las medidas

de conservación; estos factores incluyen tarifas de agua bajas, o incluso el no cobro de tarifas, la riqueza del usuario, la débil aplicación de las políticas de conservación o la resistencia a probar medidas que no tienen prioridad localmente.

2.6 Análisis de costos y beneficios

Deben hacerse estimativos del ahorro de agua a corto plazo, a largo plazo, promedio por día y máximo por día, que puedan ser obtenidos con cada medida adoptada. También debe tenerse en cuenta la población, la tarifa del mercado, la potencial eliminación del dispositivo de conservación o su no conformidad, junto con la expectativa de vida de la medida. También es necesario estimar los beneficios del programa de conservación, incluyendo los ahorros de costos para las familias/autoridades locales/servicios públicos (es decir, reducción de la necesidad de suministros adicionales de agua, reducción de gastos de funcionamiento y mantenimiento, nuevas

instalaciones aplazadas, eliminadas o reducido su tamaño). Estimar los beneficios para el usuario (facturas de agua, alcantarillado y energía más bajas). Estimar los costos de los programas de conservación, incluidos los gastos de implantación (administración y consultores, equipo y materiales, formación, trabajo de campo, esfuerzos de comercialización y educación, incentivos financieros, supervisión y evaluación del programa). Determinar la rentabilidad de las medidas basadas en los beneficios y costos a lo largo de la duración del programa. Comparar los costos netos de implantación para la conservación con los costos evitados del lado de la oferta.

2.7 Selección de medidas e incentivos de conservación apropiados

Identificar los criterios cuantitativos (por ejemplo ahorros de agua, rentabilidad de las medidas, abatimiento de costos de capital) y cualitativos (por ejemplo, facilidad de implantación, derechos y permisos sobre el agua, aprobaciones normativas) para seleccionar las medidas de conservación

apropiadas y los programas de incentivos asociados. Evaluar y clasificar estas medidas utilizando criterios de selección cuantitativos y cualitativos. Justificar el por qué cada medida debería ser seleccionada o rechazada.

2.8 Preparación e implantación del plan de conservación

Un programa de conservación es una combinación estratégica de medidas e incentivos. Para preparar un programa de conservación es necesario describir las necesidades y objetivos de la conservación, el perfil del uso del agua, incentivos e impedimentos para la conservación, las medidas de conservación elegidas, beneficios y costos de la conservación, la rentabilidad de las medidas de conservación, los efectos en los ingresos y en las tasas, planificar los presupuestos y el calendario del proyecto, planificar la comercialización y las estrategias de difusión y procesos para monitorear e informar los progresos.

Puede ser necesario prever y planear (usualmente a corto plazo) ajustes en la tasa por las fluctuaciones como resultado de las reducciones de la demanda de la conservación. Es de fundamental importancia presentar el plan y asegurar su aprobación por parte de las partes interesadas, lo cual incluye a los administradores de las empresas de servicios públicos, funcionarios electos, contribuyentes, líderes de la industria y la comunidad, y entes regulatorios. Solicitar la participación pública para garantizar que la comunidad “compre” la idea y aumente la participación de los usuarios en los esfuerzos del programa de

conservación. Finalmente, transformar el plan de conservación en un programa, implementando las medidas planeadas. Si se trabaja con una comunidad,

un método de implantación preferido implicaría un Programa de Participación Comunitaria (O'Hogain, 2008).

2.9 Integración de los planes de conservación y suministro, y la modificación de provisiones

Modificar los planes de las instalaciones del agua y de aguas residuales, incorporando ajustes necesarios para los efectos proyectados de conservación en demanda futura. Evaluar y regular contratos futuros para compras de agua y servicios relacionados con el

agua y agua residual que sean basados en volumen. Si es del caso, incorporar el plan de conservación a un plan integrado de recursos, que incorpore temas y necesidades tanto del lado de la oferta como del de la demanda.

2.10 Supervisión, evaluación y revisión del programa/plan

Monitorear y evaluar la efectividad de cada medida mediante la evaluación del ahorro de agua real, la participación del usuario, las tasas de retención de los dispositivos, costos y beneficios del programa. Si es necesario, hacer ajustes al programa de conservación,

basados en los hallazgos del proceso de monitoreo y evaluación para asegurar que las metas del ahorro de agua sean alcanzadas. Reportar regularmente al público los resultados y éxitos del programa.

3. Medidas para la conservación del agua

Estas medidas reducen la cantidad de agua requerida para lograr una tarea propuesta. Existen seis áreas de

conservación principales, las cuales se enumeran a continuación.

3.1 Inodoros

Los inodoros representan aproximadamente el 35% del uso doméstico. La reducción del volumen utilizado

en los inodoros puede alcanzarse por medio de los siguientes métodos:

3.1.1 Inodoros de bajo volumen

Éstos utilizan 6 litros o menos por descarga. Los inodoros de doble descarga entregan 6 litros para desechos sólidos y 3 para desechos líquidos. El uso de estos inodoros se ha generalizado en toda Europa; en los EUA un proyecto de U\$ 297 millones instaló 1.3 millones de inodoros de bajo volumen en New York. Esto dio como resultado un ahorro de agua de 350

millones de litros por día (NYCDOEP, 1997).

Los inodoros de doble descarga reducen el volumen utilizado en el inodoro de 32.12 l/persona/d a 19.81 l/persona/d. La reducción en la demanda es de 12.31 l/persona/d en el uso total diario de agua. Esto resulta en un ahorro por hogar de 12.22 m³/año.

3.1.2. Inodoros secos

Estos pueden ser inodoros químicos, de vacío, de compostaje o incinerador. Los inodoros de compostaje pueden ser unidades autónomas o sistemas centrales de compostaje; los modelos actuales son caros y su aceptación pública no está muy extendida. Los

inodoros de incineración utilizan altas temperaturas para quemar los desechos hasta hacerlos ceniza, y se utilizan generalmente en lugares remotos donde las alcantarillas, y hasta los inodoros de compostaje, no son prácticos.

3.1.3. Dispositivos de desplazamiento

Estos son dispositivos de actualización, y son instalados en las cisternas de los inodoros; desplazan su propio volumen en agua, logrando así una reducción en el volumen de la descarga. Los dispositivos de desplazamiento pueden ser aparatos comerciales o artefactos hechos de forma casera, tales como una botella plástica llena de agua. Se han llevado a cabo campañas exitosas en algunos países europeos

(Memon y Butler, 2001).

Por 1 litro de volumen desplazado, situado en la cisterna de un inodoro, la demanda de la descarga puede ser reducida de 32.12 l/persona/d a 28.02 l/persona/d. Esto daría como resultado un ahorro total por hogar de 4.07 m³/año.

3.1.4 Reparación de fugas en inodoros

La atención brindada a la reparación de sellos, válvulas, flotadores y otras partes de repuesto, puede

reducir el potencial de pérdida de agua.

3.2 Duchas

El agua utilizada en las duchas representa el 5% del Consumo Per Cápita (CPC). Las duchas de bajo volumen mejoran los patrones de rocío para dar el mismo rendimiento con volúmenes reducidos. Se pueden instalar dispositivos de actualización en las duchas, sin embargo los rendimientos registrados no

han sido tan buenos como los de las duchas de bajo volumen. Un programa para la eficiencia del agua que incluyó duchas de uso eficiente gratuitas como una de sus medidas, mostró un ahorro anual de agua de 1000 m³ (New South Wales Water Strategy, 1999).

3.3 Grifos

El uso del lavamanos representa el 8% del CPC. Los grifos de bajo volumen, los dispositivos de actualización y la reparación de fugas pueden afectar la reducción del consumo de agua. Los grifos de bajo volumen incorporan características de aireación o spray al final de la cabeza del grifo, mientras que los dispositivos de actualización incluyen aireadores, grifos de cierre automático, y grifos que se activan a través de sensores. Un estudio en la Gran Bretaña

mostró que instalar dispositivos limitantes en los grifos dio como resultado un ahorro del 52% en el lavado de manos, y un periodo de recuperación de la inversión de menos de un año (Howarth, 2002).

Para los cálculos se utilizó una reducción del consumo de un litro por uso, lo cual representa un ahorro de 4.96 m³/año (Howarth, 2002).

3.4 Electrodomésticos

Las lavadoras representan un 10% del CPC, y los lavaplatos eléctricos un 1.5%. Se puede lograr una reducción del uso del agua utilizando modelos que

sean eficientes en su utilización, los cuales reducen el volumen por uso de 80 a 40 litros en lavadoras, y de 40 a 33 litros en lavaplatos eléctricos.

La instalación de una lavadora eficiente en el uso del agua podría reducir el CPC, dando como resultado

un ahorro anual de agua de 4.77 m³/año por hogar (McCarton y O'Hogain, 2003)

3.5 Cosecha de aguas lluvias

El agua lluvia es la fuente última de todos los suministros de agua ya que provee a represas, ríos y acuíferos con agua dulce. Un sistema de cosecha de aguas lluvias recolecta esta agua en el lugar donde cae, en lugar de permitir que se pierda. Las aguas lluvias son recolectadas generalmente de techos y superficies circundantes (Leggett *et al.*, 2001). Normalmente el acceso humano a estas zonas de recogida está restringido, para reducir el índice de contaminación.

Un sistema de cosecha de aguas lluvias puede ser un contenedor de agua unido a un bajante (Leggett *et al.*, 2001); sin embargo, generalmente los sistemas son más complejos. Existe una variedad de sistemas de cosecha de aguas lluvias, la cual incluye sistemas de bombeo indirectos, sistemas de bombeo directos y sistemas alimentados por gravedad. Para todos los sistemas son comunes: una superficie de recolección, un filtro (o primer dispositivo de vaciado) para eliminar los sólidos, un tanque de almacenamiento para almacenar el agua, una bomba y un tanque de

recolección para abastecer el agua a su lugar de uso. Otros extras opcionales incluyen un sistema de gestión del suministro si se utiliza una bomba, junto con un dispositivo de llenado unido a la red de suministro de agua para periodos de bajas precipitaciones (este sistema de control enlaza la bomba y la red de suministro, y requiere de una fuente de poder). También pueden ser necesarios dispositivos de desbordamiento, y un tanque de alimentación por gravedad de aguas lluvias por separado.

La Figura 6 muestra un sistema europeo típico de cosecha de aguas lluvias en un hogar común; este diseño puede ser modificado para facilitar otras aplicaciones, por ejemplo, en colegios, locales comerciales, etc. También debe notarse que el diseño que se muestra a continuación es solamente para sustituir el vaciado del inodoro por agua lluvia. Para sustituir con agua lluvia tanto el vaciado del inodoro como el agua caliente, se requiere un mayor grado de modificación en el sistema de tuberías.

Operación del sistema

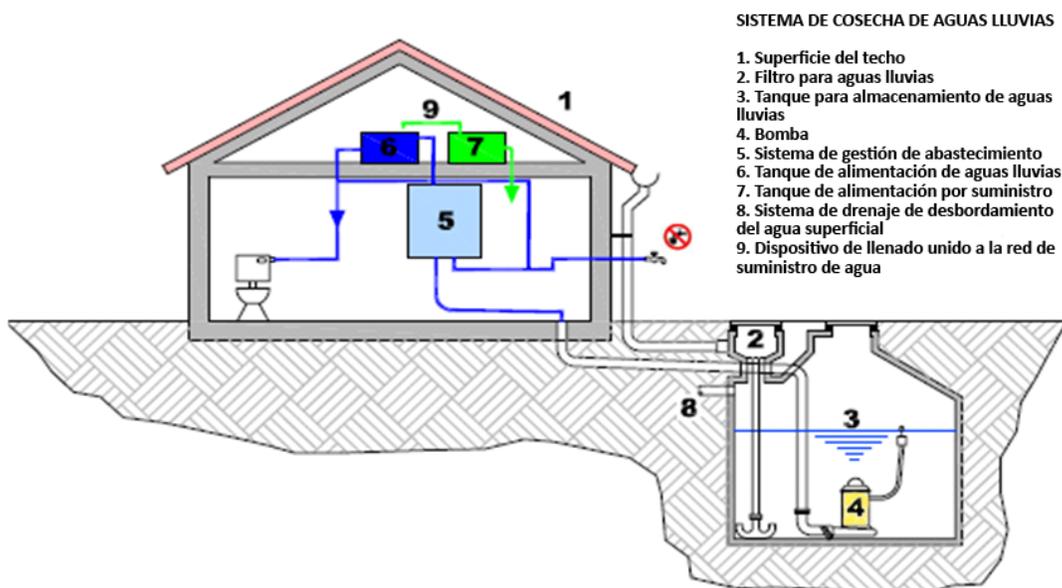


Figura 6. Esquema del sistema de cosecha de aguas lluvias.

La Figura 6 muestra los componentes del Sistema de Cosecha de Aguas Lluvias instalado. El techo de la casa es el área de captación (1); la lluvia es recogida por los canales y fluye por los bajantes a través de un filtro y una entrada de sedimentación (2) hacia el tanque de recolección subterráneo (3). Una bomba sumergible (4) controlada por el sistema de gestión de abastecimiento (5) bombea por demanda el agua lluvia hacia el tanque de alimentación de agua lluvia (6) para abastecer los sanitarios del hogar y el grifo del jardín. Un tanque de alimentación por suministro de red (7) abastece todos los demás requerimientos de agua como los de los usos normales de las tuberías.

Este sistema de cosecha de aguas lluvias recolecta agua únicamente de los techos. El agua lluvia de los bajantes es desviada a un filtro subterráneo que separa los sólidos del agua; los sólidos son desviados al sistema de drenaje del agua superficial. El agua lluvia cosechada drena desde el techo hasta un tanque de recolección. Todas las conexiones del sistema de drenaje de aguas lluvias están selladas para prevenir la contaminación desde la superficie del agua. Se instaló una tubería de suministro separada desde el ático hasta los sanitarios; una bomba colocada en el tanque de recolección en el jardín bombea el agua lluvia recolectada hacia el tanque de alimentación de aguas lluvias en el ático. El filtro flotante en la entrada de la bomba se encuentra justo bajo el nivel del agua, previniendo que cualquier desecho flotante entre en ella. La bomba tiene un mecanismo de seguridad, el cual evita que la bomba se encienda si el nivel del agua en el tanque es menor a cierta cantidad; esto protege la bomba y previene que cualquier material sedimentado sea agitado, obstruyendo por lo tanto la entrada de la bomba o entrando en el tanque de alimentación de aguas lluvias. El agua lluvia es entonces distribuida por gravedad desde el ático para proporcionar agua para las descargas de los sanitarios y los grifos externos del jardín. En los periodos de bajas precipitaciones, el tanque de alimentación de aguas lluvias se llena desde el tanque de alimentación por suministro de la red, por medio de una válvula solenoide. La aplicación de la tecnología de la cosecha de aguas lluvias puede proveer cantidades significativas de agua para

reemplazar el agua por suministro de la red utilizada en lavadoras, vaciado de sanitarios y componentes externos tales como utilización en el jardín y lavado de carros. El ahorro potencial de agua puede ser de hasta el 45% del CPC total (McCarton y O'Hogain, 2004).

Experimentos térmicos realizados en Irlanda en patógenos humanos presentes en el agua mostraron una rápida remoción de estas bacterias a las temperaturas evaluadas. Después de 10 minutos de exposición a una temperatura de 55 °C y de 5 minutos de exposición a 60 °C, todas las poblaciones fueron eliminadas (O'Hogain y McCarton, 2008). Esto es acorde con otros estudios internacionales sobre tanques de agua lluvia domésticos y sistemas de agua caliente, los cuales indicaron una eliminación total de las bacterias a través del sistema de agua caliente (Spinks *et al.*, 2003; Coombes *et al.*, 2003). Como el procedimiento en Irlanda requiere que la temperatura del agua almacenada no debe exceder los 65 °C para controlar la *Legionella pneumophila*, es altamente improbable que los patógenos humanos, si están presentes en el agua lluvia recogida, sobrevivan a través del sistema de agua caliente. Se observó que las bacterias analizadas murieron rápidamente a las temperaturas evaluadas, por lo tanto es muy probable que la adhesión a esta norma asegure que ningún patógeno humano de aguas contaminadas alcance al consumidor. Como el agua lluvia del tanque es muchas veces "más pura", el riesgo de patógenos humanos en el agua caliente doméstica a más de 60 °C debe ser casi insignificante. Para reducir el riesgo de quemaduras en el punto de utilización, puede instalarse una válvula de mezclado que combine agua fría de la red de suministro con el agua caliente del tanque; esto garantizaría la seguridad física y microbiológica del agua. La utilización del agua lluvia cosechada como agua caliente doméstica es una alternativa segura a la red de suministro de agua, donde las temperaturas de almacenamiento del agua no exceden los 65 °C. Es también un uso sostenible del agua lluvia cosechada, y puede llevar a la reducción del uso del agua de la red principal hasta en un 80% (O'Hogain y McCarton, 2008).

3.6 Reutilización de aguas grises

Las aguas grises son las aguas residuales provenientes de fregaderos, bañeras, duchas y electrodomésticos. Un sistema de aprovechamiento

de aguas grises captura dicha agua antes de que llegue a la alcantarilla (o al sistema de tanque séptico). Generalmente el agua residual del fregadero de la

cocina o del lavaplatos eléctrico no es recolectada para su uso, pues tiene altos niveles de contaminación por

detergentes, aceites y residuos de comida, haciendo difícil y costoso su filtrado y tratamiento.

Sistema de aguas grises

Usualmente los sistemas de aguas grises constan de los siguientes componentes (Leggett *et al.*, 2001): un tanque de recolección, un tanque de desinfección, una cisterna de aguas grises, una cisterna unida a la red de suministro de agua y un panel de control. Dependiendo del diseño del sitio, otros extras opcionales incluyen un sistema de gestión de suministro si se utiliza una bomba, junto con un dispositivo de llenado desde la red de suministro para periodos de baja precipitación (este sistema de control enlaza la bomba y la red de suministro, y también requiere una fuente de poder). Las aguas grises entran al tanque habiendo pasado a través de un filtro de malla fina, el cual requiere limpieza periódica. El tanque de recolección tiene una serie de funciones; sirve para filtrar y almacenar las aguas grises, y también para dosificar el desinfectante en el tanque de desinfección, el cual es por lo general biodegradable. También sirve para bombear el agua hasta la cisterna en el techo, y para dirigir las aguas grises hacia la alcantarilla cuando sea necesario.

El agua tratada es bombeada hacia la cisterna de aguas grises en el techo; cuando el nivel del agua de la cisterna es bajo, se bombean las aguas grises tratadas desde el tanque de recolección, activada por un interruptor flotante en la cisterna (similar al sistema de cosecha de aguas lluvias). El agua es abastecida por gravedad a los dos inodoros cuando es requerida. En la eventualidad de que no hayan suficientes aguas grises en el tanque de recolección, se abastece agua de la red de suministro para el vaciado de los sanitarios desde una cisterna separada a través de una válvula de tres puestos montada entre las dos cisternas (ver Figura 7). Esto es activado por medio un interruptor flotante en el tanque de recolección.

La instalación de un sistema de aguas grises permite la sustitución del agua de la red de suministro utilizada para el vaciado de inodoros por aguas grises. Esto representa generalmente una reducción del uso del agua en un orden del 30%.

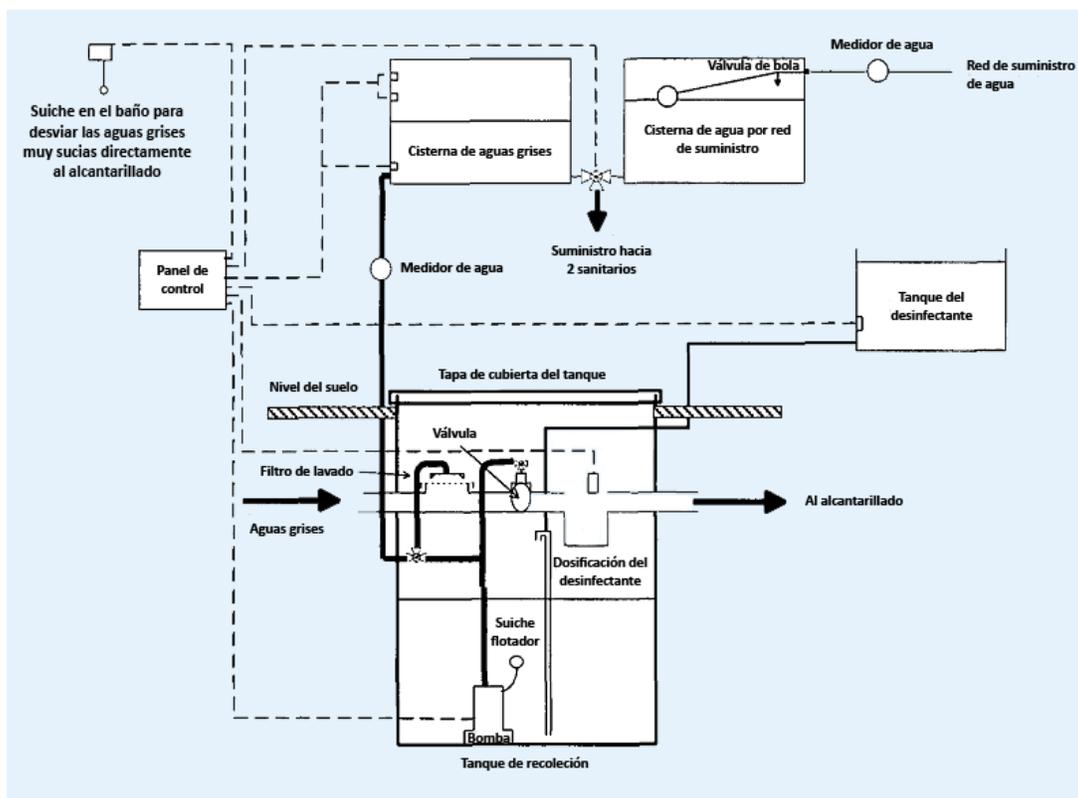


Figura 7. Sistema de aguas grises instalado en un hogar europeo (Leggett *et al.*, 2001).

4. Cómo llevar a cabo una auditoría de agua para uso doméstico

La sección final de este capítulo propone una metodología para realizar una auditoría del agua para uso doméstico. Aunque las auditorías son para un lugar específico, la metodología puede modificarse fácilmente para manejar otras aplicaciones, colegios, edificios comerciales, etc.

El propósito de una auditoría del agua es identificar formas de ahorrar agua, implementar medidas y reparaciones simples para la eficiencia en el uso del agua, y reducir cargas ambientales (Vickers, 2001). Esto implica determinar el uso del agua mediante el cálculo del consumo de agua de los baños, duchas, grifos, lavadoras, lavaplatos y otras actividades que

utilicen agua. Las pruebas son llevadas a cabo en los diversos aparatos y las fugas son reparadas; también están implicados la evaluación de los dispositivos de actualización y el suministro de los mismos. También hace parte de la auditoría la evaluación de actividades al aire libre (outdoors) que utilicen agua. Finalmente se identifican oportunidades de conservación de agua, y se evalúan las medidas del rendimiento hídrico.

Esta auditoría está basada en un promedio de los hogares en los EUA. En Europa y los demás continentes no se tiende a tener esta cantidad de aparatos. Sin embargo, se pensó que su inclusión haría más completa la metodología.

Inventario del uso del agua residencial - Bajo Techo (indoors)

INODOROS		
Litros Por Descarga		
Año de Instalación del Sanitario		
Dispositivo de Actualización Instalado	SI/NO	Bolsa/Presa
Año de Instalación del Dispositivo de Actualización		
Escape Detectado	SI/NO	Test de Colorante/Otro
Fuente del Escape	Trampa / Válvula de llenado / Tubo de derrame /Otro	
Escape Reparado	SI/NO	Cómo?

DUCHAS					
Litros Por Minuto		Flujo Total		Flujo Normal	
Año de Instalación de la Ducha					
Dispositivo de Actualización Instalado	SI/NO				
Año de Instalación del Dispositivo de Actualización					
Escape Detectado en la Ducha	SI/NO				
Escape Detectado en el Grifo de la Bañera	SI/NO				
Escape Reparado	SI/NO	Cómo?			

GRIFOS					
Litros Por Minuto		Flujo Total		Flujo Normal	
En el baño					
En sanitarios					
Cocina					
En Exteriores					
Dispositivo de Actualización Instalado	SI/NO				
Año de Instalación del Dispositivo de Actualización					
Escape Detectado	SI/NO				
Escape Reparado	SI/NO	Cómo?			

LAVADORA		
¿Hay lavadora?	SI/NO	
Si es la respuesta es NO, Pase a la Siguiente Pregunta		
Año de Instalación de la Lavadora		
Número de Cargas Por Semana		
Tamaño Típico de la Carga	Pequeña/Mediana/Grande	
Litros por Carga Lavada		
Escape Detectado	SI/NO	
Fuente del Escape	Empaque/Conexión con la Manguera	
Escape Reparado	SI/NO	

LAVAPLATOS	
¿Hay Lavaplatos?	SI/NO
Si es la respuesta es NO, Pase a la Siguiente Pregunta	
Número de Cargas Por Semana	
Tamaño Típico de la Carga	Pequeña/Mediana/Grande
Litros por Carga Lavada	
Escape Detectado	SI/NO
Fuente del Escape	Empaque/Conexión con la Manguera
Escape Reparado	SI/NO

FILTRO DE AGUA / PURIFICADOR DE ÓSMOSIS INVERSA	
¿Tiene Filtro de agua / Purificador De Ósmosis Inversa?	SI/NO
Si es la respuesta es NO, Pase a la Siguiente Pregunta	
¿Tiene Interruptor de Apagado?	SI/NO
Escape Detectado	SI/NO
Escape Reparado	SI/NO

ABLANDADOR DE AGUA	
¿Tiene un Ablandador de Agua?	SI/NO
Si es la respuesta es NO, Pase a la Siguiente Pregunta	
TIPO: Auto-Regeneración	SI/NO
Intercambio Portátil	SI/NO
Escape Detectado	SI/NO
Escape Reparado	SI/NO

ENFRIADOR POR EVAPORACIÓN	
¿Tiene un Enfriador por Evaporación?	SI/NO
Si es la respuesta es NO, Pase a la Siguiente Pregunta	
Año de Instalación	
TIPO: Recirculación	SI/NO
Escape Detectado	SI/NO
Escape Reparado	SI/NO

SPA/JACUZZI	
¿Tiene Spa/Jacuzzi?	SI/NO
Si es la respuesta es NO, Pase a la Siguiente Pregunta	
Año de Instalación	
TIPO: Bajo Techo / En Exterior / Cubierto	SI/NO
Capacidad (Litros)	
Frecuencia de Llenado (Número de Veces)	Día/Semana/Mes
Escape Detectado	SI/NO
Escape Reparado	SI/NO

OTROS	
Otro	
Cantidad de Agua Utilizada (Litros)	
Frecuencia of Uso	
Escape Detectado	SI/NO
Escape Reparado	SI/NO
Comentarios Adicionales	

5. Conclusiones

El uso eficiente del agua es un tema de sostenibilidad. Cualquier reducción en el uso del agua conduce a un aumento de la eficiencia. La utilización de los dispositivos y tecnologías examinadas en este documento, junto con la implantación de un plan de conservación del agua y la realización de una auditoría del agua minimizará el uso del agua.

Estudios han mostrado que la aplicación de un régimen de conservación del agua en hogares de Norteamérica redujo la utilización promedio del agua

en interiores (bajo techo) en un 35% por medio de la instalación de dispositivos de eficiencia en el uso del agua (Vickers, 2001); los sistemas de aguas grises instalados contribuyen en una reducción de tamaño similar. Cosechar aguas lluvias, sin embargo, puede contribuir hasta con un 80% de reducción en el uso de agua de la red de distribución cuando es utilizada para descargas de inodoros, como agua caliente (donde la cisterna del agua caliente alcanza una temperatura mínima de 60 °C) y en utilización en exteriores (O'Hogain y McCarton, 2008).

6. Bibliografía

Clarke, R.; King, J. *The Atlas of Water*. Londres: Earthscan Publication Ltd., 2004. ISBN 1-84407-133-2.

Coombes, Peter J.; Kuczera, G; Kalma J. D.; Dunstan, H.R. Rainwater Quality From Roofs, Tanks And Hot Water Systems At Figtree Place. En: *Hydro 2000: 3rd International Hydrology and Water Resources Symposium of The Institution of Engineers*. Perth: The Institution of Engineers, 2000.

Howarth, D. *Water Conservation: An overview of research and practice*. [En línea]. Loughborough University: WATERSAVE Network, 2002. <http://www.watersave.uk.net/Presentations/David_howar1.ppt>

Leggett, D.J.; Brown, R.; Brewer D.; Holliday, E. *Rainwater and Greywater use in Buildings: Best Practice Guidance*. Londres: CIRIA, 2001. ISBN 0-86017-539-1.

McCarton, L.; O'Hogain, S. "Water Conservation Technologies". *Institute of Engineers of Ireland IEI Journal*. Vol. 57 (2003), núm. 4: p 25-26.

McCarton, L.; O'Hogain, S. *Sustainable Water Resources and Supply in Ireland*. Seed Fund Report for The Dublin Institute of Technology. 2004. Inédito.

Memon, F.; Butler, D. *Water consumption trends and domestic demand forecasting*. [En línea]. Londres: WATERSAVE Network, 2001. <<http://www.watersave.uk.net/Presentations/index.html>>

New South Wales Water Strategy. *Draft New South Wales Water Conservation Strategy*. Institute of Sustainable Futures, 1999. ISBN: 0-7347-5068-4

NYCDOEP. *New York City Water Conservation Programs, (1997). A Summary*. New York: New York City Department of Environmental Protection, 1997.

O'Hogain, S. "Reed Bed Sewage Treatment and Community Development/Participation". En: Vymazal,

J., ed. *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands*. Springer, 2008. P. 134 - 148.

O'Hogain, S.; McCarton, L. *Rainwater Harvesting Pilot Project Report*. Presentado al National Federation of Group Water Schemes, 2008. En Prensa.

Spinks, A.T.; Coombes, P.; Dunstan, R.H.; Kuczera, G. "Water Quality Treatment Processes in Domestic Rainwater Harvesting Systems". En: 28th International Hydrology and Water Resources Symposium, 10-14 November 2003, Wollongong. The Institution of Engineers, 2003.

Vickers, A. *Handbook of Water Use and Conservation*. Amherst: WaterPlow Press, 2001. ISBN 1-931579-07-5.

WCED, 1987. *Our Common Future: Report of the World Commission on Environment and Development*. [En línea]. World Commission on Environment and Development, 1987. <<http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>> Publicado como un Anexo al Documento de la Asamblea General A/42/427, Development and International Co-operation: Environment. <<http://www.un-documents.net/a42-427.htm>>



CAPÍTULO 6

TRATAMIENTO BIOLÓGICO: FUNDAMENTOS, APLICACIONES Y MODELACIÓN

POR:

ANTONI ESCALAS CAÑELLAS
Y MARÍA GUADALUPE BARAJAS LÓPEZ

FACULTAD DE INGENIERÍA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

1. Introducción

Los procesos biológicos son el método más empleado para la depuración de las aguas residuales municipales, y se utilizan ampliamente en el tratamiento de las aguas residuales industriales. Estos procesos se basan en potenciar la capacidad de autodepuración de las aguas residuales a partir de los microorganismos presentes en ellas, procurando que el proceso se intensifique y se confine en un volumen relativamente pequeño, aunque algunos sistemas de tratamiento biológicos son extensivos en espacio.

Con un consumo bajo de productos químicos y consumos de energía muy variables según el proceso, los procesos biológicos convierten la contaminación

orgánica en CO_2 , CH_4 y otros gases, así como en biosólidos residuales que deben ser correctamente gestionados. Como se verá, los procesos biológicos pueden requerir costosas inversiones en obra civil y equipos, o pueden construirse básicamente con movimientos de áridos y escaso equipo electromecánico.

En este capítulo se presentan los principios básicos de los procesos biológicos, se describen críticamente los principales procesos y se introducen los fundamentos de la modelación matemática del tratamiento biológico de aguas residuales.

2. Fundamentos de los procesos biológicos

Un proceso biológico de depuración de aguas residuales es un sistema en el cual un cultivo de microorganismos (biomasa) se alimenta de las impurezas del agua residual (sustrato). Estas impurezas son la materia orgánica biodegradable, el amonio, el fosfato y otros contaminantes en menor concentración.

En este proceso, el sustrato sufre una doble transformación (Figura 1):

- Una fracción del sustrato se convierte en nuevo material celular (metabolismo celular) produciendo una biomasa capaz de adherirse a un soporte sólido, o de flocular y separarse por decantación.
- El resto del sustrato consumido es degradado

para obtener energía (metabolismo energético). Mediante la respiración celular se produce CO_2 y H_2O (en procesos aerobios), y CO_2 , H_2O , ácidos orgánicos y CH_4 (en procesos anaeróbicos).

Una parte de la nueva biomasa se descompone mediante el llamado metabolismo endógeno, generando más gases residuales. El resultado de las condiciones mencionadas es una buena depuración de la materia orgánica biodegradable y, a veces, de otros contaminantes del agua residual. Una condición necesaria para una buena depuración es la separación sólido-líquido, que se obtiene normalmente mediante sedimentación por gravedad, o por la adhesión de los microorganismos formando una película sobre un soporte sólido.

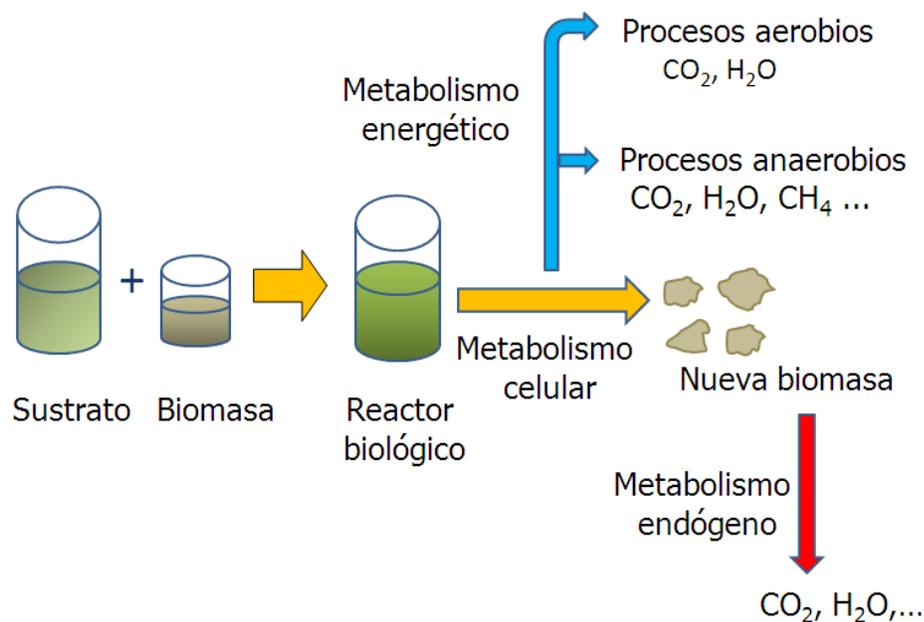


Figura1. Mecanismo de la depuración biológica de aguas residuales.

2.1. Tipos de microorganismos involucrados

Diferentes tipos de microorganismos actúan en la depuración biológica: La remoción de carbono es llevada a cabo por los microorganismos heterótrofos. Estos organismos consiguen el carbono de fuentes orgánicas; hidrolizan la materia orgánica compleja, filtran la materia orgánica simple a través de su membrana, y de ahí la incorporan a sus procesos de síntesis de biomasa. La mayoría de los microorganismos en tratamiento de aguas residuales son heterótrofos, sobre todo bacterias, hongos y protozoos. Los microorganismos autótrofos son aquellos que como fuente de carbono utilizan el CO_2 atmosférico y el bicarbonato disuelto en el agua. Por lo tanto, no se alimentan de materia orgánica sino de carbono inorgánico. En la depuración biológica son autótrofas las algas, que aportan oxígeno en los sistemas lagunares, y las bacterias nitrificantes, que contribuyen a la remoción biológica de nitrógeno.

Según su manera de utilizar y tolerar el oxígeno, los

microorganismos se dividen en aerobios, anaerobios y facultativos. Los aerobios necesitan el oxígeno para su metabolismo, ya que obtienen energía mediante la oxidación de la materia orgánica con oxígeno. Para los anaerobios (estrictamente anaerobios) el oxígeno es inhibitorio, y sólo pueden desarrollar su metabolismo en ausencia de este compuesto. Los facultativos pueden reproducirse tanto en presencia como en ausencia de oxígeno. Son aerobios o facultativos los microorganismos empleados en los procesos aerobios, mientras que facultativos y anaerobios llevan a cabo el tratamiento anaerobio.

Una propiedad especialmente importante de los microorganismos es su capacidad de formar flóculos, gránulos o películas adheridas, porque de ella depende la buena separación sólido-líquido. En la formación de flóculos, el equilibrio entre microorganismos filamentosos y formadores de flóculos gobierna la separación sólido-líquido.

3. Clasificación de los procesos biológicos

Los procesos de tratamiento se clasifican básicamente por su carácter aerobio/anaerobio y por la forma

suspendida/fija en que se encuentra la biomasa (Tabla 1).

Procesos de Biomasa Suspendida		Procesos de Biomasa Fija	
Procesos Aerobios	Procesos Anaerobios	Procesos Aerobios	Procesos Anaerobios
Lagunas aireadas de mezcla completa	Lagunas anaerobias	Filtro percolador	Filtros anaerobios
Lagunas aireadas facultativas	Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA=UASB)	Biodiscos	Lecho fluidizado con biofilm
Proceso continuo de lodos activados	Proceso de contacto	Reactor aerobio de lecho empacado	
Proceso discontinuo de lodos activados (reactor biológico secuencial RBS)			
Biorreactores de membrana			

Tabla 1. Clasificación de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales.

En los procesos de biomasa suspendida, los microorganismos se encuentran formando flóculos en el seno del líquido en el reactor biológico, mientras en los procesos de biomasa fija o adherida, se encuentran formando biopelículas sobre soportes

sólidos fijos o móviles. En algunos procesos la biomasa se encuentra parcialmente sedimentada (lagunas), o completamente acumulada en un lecho de lodos (proceso UASB), por lo que a veces se clasifican aparte.

3.1. La calidad exigida al efluente condiciona el tipo de proceso biológico

Los límites de vertido en las normativas ambientales son muy diferentes según la región del globo considerada. Mientras que en los países más industrializados (UE, EUA, Japón, entre otros) los efluentes de las plantas de tratamiento deben cumplir normas estrictas o muy estrictas en cuanto a sólidos, materia orgánica, nutrientes y patógenos, en los países en desarrollo las normativas para vertido o reutilización son mucho más tolerantes. Ello obedece a razones socioeconómicas: en estos últimos países las administraciones públicas y muchas empresas no están a menudo en condiciones

de asumir los costos para cumplir con la calidad que sería recomendable. Independientemente de que esto tiene costos ambientales y sanitarios que se acaban pagando, razones socioeconómicas, políticas y culturales implican que en algunos o muchos casos las plantas de tratamiento se construyen para obtener bajas calidades de efluente.

Es más, tanto en los países industrializados como en desarrollo, no se exige la misma calidad al efluente para todos los usos o vertidos. Por ejemplo, no es lo

mismo regar árboles frutales mediante lámina de agua, que regar parques públicos por aspersión, o recargar un acuífero empleado como fuente de suministro de agua potable. Por todo ello, determinados procesos que producen elevada calidad del agua (lodos

activados, biorreactores de membrana) no responden en muchos casos a las necesidades de calidad del agua, mientras otros que generan baja calidad no son aptos para otros requerimientos.

3.2. Aspectos económicos y ambientales para la selección de los procesos biológicos

Unido a los condicionantes que impone la calidad exigida al efluente, los condicionantes económicos y ambientales determinan en muchos casos el tipo de tratamiento aplicable. Las grandes plantas de tratamiento ubicadas en zonas muy pobladas deben ser necesariamente compactas, ya que no se dispone de grandes extensiones de terreno a un precio asequible. Eso prácticamente descarta tratamientos extensivos como el lagunaje o los humedales para grandes plantas urbanas. En este caso se imponen las soluciones basadas en lodos activados. Los costos de inversión y operación de estas plantas son elevados, lo cual frena su implantación en los países en desarrollo. La experiencia en México es que en los centros urbanos donde un agente público (gobierno, ayuntamiento, empresa pública) o privado (industria, club de golf, clientes domésticos) estaba dispuesto a pagar por el agua residual tratada, se pudieron construir las plantas de tratamiento para servir a los usuarios agua regenerada de calidad. Esto se dio preferentemente en las regiones áridas o semiáridas del país, donde escasea el agua. En las ciudades de los países desarrollados, normalmente se pueden asumir los costos de operación e inversión necesarios para las plantas de lodos activados, por lo que éste ha sido el proceso de referencia en la mayoría de los casos.

Las plantas de lodos activados tienen un impacto ambiental considerable, derivado de las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a la generación eléctrica necesaria para accionar los sistemas de aireación y recirculación. En los países tropicales y en algunos subtropicales, donde la temperatura del agua residual es suficientemente elevada, es posible emplear en zonas urbanas plantas de tratamiento anaerobio, que tienen consumos energéticos muy bajos y en las que, a partir de un cierto tamaño, es

posible cogenerar electricidad. Sin embargo, la calidad del efluente anaerobio es baja, por lo que se requiere un tratamiento biológico posterior, que puede ser un proceso aerobio o un humedal.

En las zonas rurales y deprimidas de los países en desarrollo los procesos de lodos activados a menudo no resultan apropiados, por cuestiones económicas y porque no hay personal calificado para su operación. Por otro lado, al haber disponibilidad de espacio, las soluciones extensivas (lagunas de estabilización, humedales) resultan económicas para estas áreas. También, al ser la normativa más permisiva en esos países, los tratamientos anaerobios, combinados o no con humedales, resultan adecuados. Conviene remarcar que los tratamientos que generan metano sin recolectarlo e incinerarlo tienen emisiones iguales o mayores de gases invernadero que los procesos aerobios (Sánchez-Carrasco *et al.*, 2008).

En las zonas rurales de algunos países desarrollados se construyeron pequeñas plantas de lodos activados (aireación extendida). Sin embargo, la tendencia hoy en día en pequeñas poblaciones es recurrir a los sistemas naturales de tratamiento (humedales, lagunas de estabilización). En Canadá, las lagunas de estabilización representan el 49% de las plantas de tratamiento (FCM, 2004).

A continuación se presentan los fundamentos y aplicaciones de algunos sistemas de tratamiento. Se seleccionaron los más empleados en el tratamiento de aguas residuales municipales (lagunas y lodos activados), y el tratamiento anaerobio, que ha atraído de manera creciente la atención como método de tratamiento en países tropicales. Se excluyen los sistemas de humedales, que se han descrito en otros capítulos del libro.

4. Sistemas lagunares

Un sistema lagunar consiste en un tren de lagunas artificiales conectadas en serie, por donde el agua residual fluye por gravedad mientras sufre procesos físicos y biológicos que conducen a su purificación. A menudo el tren de lagunas está duplicado (en paralelo), para facilitar operaciones de mantenimiento o para distribuir mejor el flujo en los estanques. Las lagunas se construyen excavando tierra del suelo, que luego se emplea para construir los terraplenes de tierra compactada que contienen el agua. En las llamadas lagunas de estabilización o lagunas convencionales

no se aplica ningún proceso de aireación artificial, de manera que la depuración se produce por vía natural y con muy reducidos costos de operación. El escaso uso del concreto y la ausencia de equipos de aireación minimizan notablemente los costos de inversión en las lagunas convencionales. En las lagunas aireadas, la aireación artificial intensifica los procesos de degradación, reduciendo el volumen requerido de lagunas y las necesidades de suelo, aumentando sin embargo los costos de inversión y operación.

4.1. Procesos básicos en una laguna convencional

El agua residual ingresa a la laguna, donde circula a baja velocidad, por lo que la mayor parte de los sólidos suspendidos totales (SST) acaban sedimentando. En el fondo de las lagunas primarias o secundarias las condiciones son normalmente anaerobias, por lo que se produce la digestión anaerobia de los sólidos. Este proceso implica la hidrólisis (solubilización) de las partículas orgánicas biodegradables, y la fermentación de los productos de la hidrólisis para liberar ácidos carboxílicos de bajo peso molecular y, finalmente, metano. Una parte de la materia orgánica soluble y los nutrientes liberados se difunde hacia el resto de la laguna, donde continúa su degradación.

La materia orgánica disuelta del afluente se degrada por acción de los microorganismos presentes en el agua residual, que de manera espontánea se reproducen en las lagunas. En las lagunas primarias o en la parte inferior de las secundarias las condiciones son anaerobias, por lo que esa es la vía de degradación. En la parte superior de las lagunas secundarias o en las lagunas terciarias, las condiciones son aerobias,

por lo que se completa la degradación aerobia (más eficiente) de la materia orgánica disuelta. De esta manera, un sistema completo de lagunas constituye un proceso anaerobio-aerobio que puede resultar muy eficiente en la obtención de un efluente bajo en materia orgánica disuelta y sólidos.

En lagunas claras y poco profundas, como lo son las terciarias, la luz penetra hasta el fondo y favorece la proliferación de algas, que consumen nitrógeno y fósforo, al tiempo que liberan oxígeno (por la fotosíntesis), lo que contribuye a oxigenar la laguna. Una excesiva proliferación de algas perjudica la calidad del efluente, por lo que pueden requerirse procesos de tamizado o filtración del efluente.

La eliminación e inactivación de patógenos se produce por varios mecanismos en las lagunas: sedimentación, cambios de pH, acción de la luz ultravioleta, condiciones aerobias en las lagunas terciarias, etc. En zonas con elevada irradiación se pueden alcanzar altos niveles de desinfección por estos mecanismos.

4.2. Lagunas anaerobias, aerobias y facultativas

Aunque existen otras configuraciones posibles de lagunas, un tren completo de tratamiento es el que se muestra en la Figura 2.

En el tren de lagunas mostrado, una laguna primaria, profunda (aprox. 4 m) y de pequeño volumen, recibe una carga orgánica superficial muy elevada. Esta carga

es muy superior a la capacidad de oxigenación natural de la laguna, por lo que ésta tendrá necesariamente condiciones anaerobias. Estos sistemas tienen un tiempo de retención hidráulico cercano a 1 día y pueden eliminar el 60% de la DBO a 20 °C (Mara y

Pearson, 1998). Las lagunas anaerobias remueven elevadas cargas de DBO en muy poco volumen, pero por las características del proceso anaerobio no pueden producir un efluente de elevada calidad.



Figura 2. Sistema completo de tratamiento con laguna anaerobia, laguna facultativa y tren de lagunas de maduración.

La laguna secundaria, de profundidad intermedia (aprox. 2 m) y mucho mayor volumen, recibe cargas todavía elevadas, pero menores que las de la laguna primaria. La parte superior del estanque se encuentra suficientemente oxigenada por la acción del viento y las algas, por lo que tiene condiciones aerobias, no así la zona inferior, que tiene condiciones anaerobias. Este tipo de lagunas se llaman facultativas (Figura 3), y también pueden emplearse como lagunas primarias. En ellas se elimina en torno del 80% de la DBO, para una carga de 150 kg DBO/ha.d (McGarry y Pescod, 1970).

Las lagunas terciarias son poco profundas (aprox. 1 m), y el agua, ya bastante clara, permite una buena iluminación de todo el volumen del estanque. La baja o muy baja carga orgánica superficial permite que estas lagunas sean aerobias; en ellas se completa

la inactivación de patógenos y la remoción de DBO y SST. Se debe prestar atención al contenido de algas del efluente. Las lagunas aerobias terciarias reciben el nombre de lagunas de maduración, y se utilizan al menos dos de ellas en serie.

En resumen, las dimensiones de la laguna, su ubicación en el tren de tratamiento, en definitiva, la carga orgánica superficial, determinan el carácter anaerobio, facultativo o aerobio del estanque, siendo anaerobia-facultativa-aerobias (o facultativa-aerobias) la sucesión natural de lagunas en un tren de tratamiento convencional. Finalmente, se debe remarcar que los sólidos digeridos se acumulan en el fondo de las lagunas, por lo que deben ser extraídos periódicamente y cumplir con la normativa vigente de biosólidos del país.



Figura 3. . Laguna facultativa primaria, en planta de tratamiento de Ciudad Valles, S.L.P., México, antes de la reconstrucción de la planta.

4.3. Criterios de diseño para lagunas convencionales

Para obtener una calidad de efluente equivalente al de una planta convencional con lodos activados se requiere una laguna facultativa seguida de dos o más lagunas de maduración en serie. Una laguna anaerobia aguas arriba de la laguna facultativa (Figura 2) permite remover en torno a la mitad de la DBO en un volumen pequeño, con la consiguiente reducción en la superficie requerida de la laguna facultativa, aunque en determinadas circunstancias las lagunas anaerobias pueden dar problemas de olores. Las lagunas anaerobias se diseñan con criterios de carga orgánica volumétrica (λ_v , g DBO/m³.d) en función de la temperatura ambiente; se toma la temperatura media del mes más frío del año (Mara, 1997). Este mismo autor estableció criterios para determinar la λ_v de diseño en función de dicha temperatura. A 20 °C, la carga orgánica volumétrica de diseño es de 300 g DBO/m³.d, para obtener una remoción del 60%.

Existen varios métodos para dimensionar las lagunas facultativas, siendo el más común el que emplea la carga orgánica superficial (λ_s , kg DBO/ha.d) de diseño, carga que se determina en función de la temperatura media del mes más frío. Uno de los criterios más respetados es el de Mara (1997) que, por ejemplo, para 20 °C establece una λ_s de 253 kg DBO/ha.d. Hoy en día varios autores han establecido que para este criterio, así como para el caudal de diseño y la concentración de DBO del afluente, debe considerarse que varían en un intervalo, y que esta incertidumbre debe tenerse en cuenta en el diseño

4.4. Lagunas aireadas

Por su uso de terreno y costos de inversión las lagunas aireadas se encuentran entre las plantas de lagunas convencionales y las de lodos activados. Según la energía de aireación suministrada, las lagunas aireadas pueden ser de mezcla completa o parcial (lagunas aireadas facultativas). Éstas últimas son las más comunes, y en ellas la agitación no es suficiente para mantener los sólidos en suspensión, por lo que éstos en buena medida sedimentan al fondo del estanque, donde se pueden producir condiciones anaerobias, de manera que una parte de la DBO se consume por vía anaerobia, con desprendimiento de biogás. La aireación se suministra de manera escalonada en las lagunas, de manera que un tren de

(Gawasiri, 2003). El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua estableció un criterio propio, que resulta muy similar al de Mara (1987) para temperaturas entre 13 y 23 °C.

En las lagunas de maduración, el objetivo determinante es una remoción e inactivación adecuada de patógenos. El cálculo de esta inactivación se basa en la determinación del tiempo de retención necesario en las lagunas de maduración para conseguir una concentración prefijada de patógenos en el efluente de la última laguna. Para la remoción de patógenos, Marais (1974) estableció un método basado en una cinética de primer orden en reactores de mezcla completa en serie. Diversos autores han criticado como poco realista la simplicidad de este método, por lo que recientemente se han desarrollado métodos que consideran flujo disperso y otras complejidades de las lagunas reales (Gawasiri, 2003).

Como conclusión podemos decir que las lagunas convencionales son sistemas económicos de tratamiento cuando hay disponibilidad de terreno a bajo precio. No requieren personal altamente calificado para su explotación, y tienen costos de operación normalmente muy inferiores a los de los procesos de lodos activados. Sistemas lagunares simples o mal dimensionados producirán efluentes de baja calidad; sin embargo trenes completos de tratamiento bien diseñados producen efluentes de calidad, aptos para el riego agrícola.

cuatro lagunas puede recibir el 70% de la aireación en la primera laguna, el 20% en la segunda, el 10% en la tercera, mientras la cuarta no está aireada y actúa de laguna de sedimentación y maduración. La aireación artificial permite profundidades mayores en las lagunas facultativas (5-7 m frente a los aproximadamente 2 m en las lagunas facultativas convencionales), y cargas orgánicas superficiales 4-5 veces mayores que en las facultativas convencionales. Los requerimientos de terreno se reducen en una proporción similar.

Los sistemas de aireación empleados típicamente son turbinas de aireación superficial (aireación mecánica) y difusores de burbuja gruesa (aireación sumergida).

5. Tratamiento anaerobio

El tratamiento anaerobio de aguas residuales consiste en su depuración biológica en un ambiente carente de oxígeno. Por lo tanto, a diferencia del tratamiento aerobio, en el tratamiento anaerobio el aceptor final de electrones no es el oxígeno, sino otro sustrato, orgánico o inorgánico. En función del tipo de aceptor final de electrones se habla de respiración anaerobia (sustrato inorgánico) o fermentación (sustrato orgánico) (Handajani, 2004).

En el tratamiento anaerobio se produce una compleja degradación de la materia orgánica a partir de reacciones de oxidación-reducción. En estas reacciones, la materia orgánica oxidada parcialmente, como la glucosa ($C_6H_{12}O_6$), da lugar a compuestos completamente oxidados como el dióxido de carbono (CO_2), y a compuestos completamente reducidos como el metano (CH_4) y el hidrógeno gas (H_2).

Por tanto, durante la degradación anaerobia, la materia orgánica compleja (macromoléculas) se transforma hasta generarse metano y dióxido de carbono. Esta degradación se lleva a cabo en varios pasos: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. En la

digestión de un lodo el factor limitante será la hidrólisis de las macromoléculas, mientras que en el tratamiento del agua residual predominará la acidogénesis y la metanogénesis (Handajani, 2004).

Algunos de los productos intermedios que se generan durante la degradación anaerobia son azúcares, aminoácidos, péptidos y ácidos grasos de cadena larga y cadena corta.

Tradicionalmente se considera que el tratamiento anaerobio es particularmente exitoso para eliminar materia orgánica afluyente con concentraciones de 4,000 a 50,000 mg/L medidas como DQO, a diferencia del tratamiento aerobio que suele aplicarse para afluentes con DQO en el rango de 50 a 4,000 mg/L. Más aun, la experiencia práctica de varios años ha demostrado que el tratamiento anaerobio es una opción a considerar con afluentes de concentraciones iguales o mayores a 1,500 mg/L de DQO (Handajani, 2004). Sin embargo, la combinación de tratamiento anaerobio-aerobio permite tratar ventajosamente efluentes de menor concentración en ciertas condiciones.

5.1. Ventajas y desventajas de los procesos anaerobios

El tratamiento anaerobio de las aguas residuales tanto industriales como domésticas ha tenido un gran desarrollo en las últimas décadas. Esto se debe básicamente a las ventajas que presenta y que se describen a continuación:

Bajo requerimiento de energía. Los tratamientos anaerobios son productores de energía en vez de consumidores de energía como los aerobios, siempre que la temperatura y/o concentración del agua residual sea suficientemente elevada. Tchobanoglous *et al.* (2003) realizaron un balance energético para una planta anaerobia y otra aerobia para una concentración del agua residual de 10 kg/m³, resultando energéticamente deficitario el tratamiento aerobio, y siendo altamente excedentario

el anaerobio, lo que permite el aprovechamiento de la energía sobrante.

Producción de metano como fuente de energía. En un proceso anaerobio de tratamiento de aguas residuales, la cantidad de metano producida por DQO eliminada es aproximadamente de 0.35 Nm³/kg DQO (Tchobanoglous *et al.*, 2003). El metano producido en el tratamiento anaerobio se utiliza en calderas o generadores eléctricos a partir de los cuales se logra mantener la temperatura elevada en el proceso.

Por otro lado, el metano que se produce en una planta de tratamiento anaerobio de aguas residuales equivale a una cantidad de DQO para la cual no será

necesario invertir en su oxidación, como es el caso de los procesos aerobios. De forma más específica, en la combustión del metano, un mol de metano requiere 2 moles de oxígeno para oxidarse a CO_2 y H_2O . Esto significa que cada 16 g de metano producido y evacuado como gas equivale a eliminar 64 g de DQO del líquido.

Baja producción de lodo. En el proceso de lodos activados se producen 0.4-0.5 kg de SSV/kg de DBO_5 consumida. En comparación, los procesos anaerobios producen valores menores o iguales a 0.1 kg SSV/kg de DBO_5 . La conversión de la materia orgánica en metano y dióxido de carbono deja disponible poca energía para los microorganismos, en comparación con la producida por el proceso aerobio. Por lo tanto, en un proceso anaerobio la velocidad de crecimiento es lenta y la producción de microorganismos baja. En general, se han reportado valores de μ_{max} para los microorganismos anaerobios dentro del intervalo de 0.1-1.0 d^{-1} , mientras que para los aerobios los valores de μ_{max} oscilan en el rango de 2.0-2.5 d^{-1} (Novák *et al.*, 1995). Debido a esto la inversión en el tratamiento y disposición del lodo se reduce considerablemente y esto significa una ventaja sobre los costos de inversión del tratamiento aerobio.

Menor volumen de reactor. En Tchobanoglous *et al.* (2003) se reportan cargas volumétricas para los procesos anaerobios de 3.2 a 32 kg DQO/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$) mientras que para un proceso aerobio se reportan valores de 0.5 a 3.2 kg DQO/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$). Se requiere menor volumen de reactor para iguales concentraciones y caudales a tratar. Esto se debe a que la lenta cinética de los microorganismos se compensa sobradamente por la posibilidad de obtener concentraciones muy elevadas de biomasa en el reactor, ya que no existe limitación del proceso por la transferencia de oxígeno.

Se comentan a continuación los siguientes inconvenientes del tratamiento anaerobio:

Se requieren largos periodos de espera para la estabilización del proceso. En muchos sistemas anaerobios la biomasa no se encuentra formando flóculos, sino que las bacterias están agregadas formando gránulos de un tamaño entre 1 y 3 mm. Estos gránulos están compuestos mayoritariamente por bacterias metanogénicas, en menor proporción por bacterias acidogénicas y acetogénicas, y por una cierta porción de bacterias sulfato reductoras. Este lodo granular tiene un factor de rendimiento de la biomasa (Y) muy bajo, del orden de 0.1 kg SSV/kg

de DBO_5 . Por lo tanto, cuando un sistema anaerobio arranca por primera vez, el lodo granular no se genera solo, sino que es preciso aportar una cantidad del orden del 30% de la biomasa total y dejar que en el espacio de varios meses la biomasa vaya creciendo hasta conseguir unos niveles adecuados (Carceller, 2006).

En muchos casos el excedente de la biomasa generada en un tratamiento anaerobio suele acumularse en un tanque y guardarse durante largos periodos de tiempo. Esto se hace para prever posibles pérdidas de biomasa o deterioro accidental de ésta.

Puede requerir la adición de álcalis. Para aguas muy concentradas se pueden necesitar concentraciones de alcalinidad entre 2,000-3,000 mg CaCO_3/L para el mantenimiento del pH. Según Handajani (2004), las bacterias metanogénicas que oxidan el hidrógeno molecular son en general más sensibles a los cambios de pH. El proceso de metanogénesis se inhibe casi totalmente por debajo de un pH de 6.2. En un reactor anaerobio la preocupación principal son las bacterias metanogénicas, por lo que el pH debe mantenerse en torno a 7.0.

Necesidad de un tratamiento aerobio posterior. En ocasiones los procesos anaerobios necesitan la adición de un postratamiento aerobio para afinar el efluente. El tratamiento de agua residual municipal frecuentemente combina ambos tratamientos con el fin de alcanzar los mejores resultados posibles en la depuración del agua (TBW, 2001). En general, un tratamiento anaerobio puede tener un rendimiento del 70-80% en eliminación de DBO_5 . Asimismo, no es posible la eliminación biológica de nutrientes. Por lo tanto, es necesario realizar un postratamiento aerobio para cumplir cuando rigen normativas con estrictos límites de vertido.

En resumen, el tratamiento anaerobio se produce en ausencia de oxígeno. Ello permite depurar el agua residual sin necesidad de aireación, con el consiguiente ahorro energético. En ciertas condiciones, se puede recuperar energía del metano producido en el proceso. El tratamiento anaerobio, sin embargo, tiene un menor rendimiento que el aerobio y, sobre todo, necesita temperaturas más elevadas para poder dar altos rendimientos. En los países de clima templado o frío de Europa y Norteamérica, el tratamiento anaerobio sólo da buenos rendimientos si se calienta el agua residual. Por ello, el tratamiento anaerobio ha quedado relegado en estos países al

tratamiento de efluentes de elevada carga orgánica (aguas residuales industriales o ganaderas de elevada concentración, digestión de lodos de plantas de tratamiento), donde juega un importante papel.

Sin embargo, en los países de clima tropical o subtropical, e incluso con clima mediterráneo, es posible obtener buenos rendimientos mediante el tratamiento anaerobio, sin necesidad de calentar el reactor, especialmente mediante procesos que

trabajan a elevadas concentraciones de biomasa (TBW, 2001). Típicamente el proceso UASB permite estos resultados. Si se requiere una elevada calidad del efluente, se pueden aplicar postratamientos al efluente del anaerobio. Todo ello ha abierto perspectivas, que se han traducido en la aplicación del tratamiento anaerobio a las aguas residuales municipales e industriales en países como Colombia, Brasil y México.

5.2. Panorama de los procesos anaerobios de tratamiento

Los procesos anaerobios se pueden clasificar en función de la forma de crecimiento de los microorganismos en el proceso. Según esta clasificación hay tres tipos de reactores: a) reactores de biomasa suspendida, b) reactores de biomasa adherida o fija, y c) reactores de lecho de lodos.

Los primeros reactores anaerobios utilizados se encuentran dentro de la clasificación de los procesos de biomasa suspendida (reactor de mezcla completa

y reactor de contacto). Por lo que se refiere a los reactores de biomasa adherida y de lecho de lodos, estos son procesos más modernos y se denominan en ocasiones procesos de alta velocidad. La característica común de todos ellos es la retención de la biomasa dentro del reactor. De esta manera, el tiempo de retención de sólidos (TRS) es mayor que el tiempo de retención hidráulico (TRH) por lo que se consigue aumentar la eficacia del proceso (Ruiz *et al.*, 2000).

5.2.1. Procesos de biomasa suspendida

Se trata de reactores sin un material de soporte para la biomasa, y que cuentan además con una buena agitación, que mantiene la biomasa en suspensión. La agitación del licor mezclado se lleva a cabo con agitadores mecánicos o mediante la recirculación y borboteo del biogás en el reactor.

Los principales procesos anaerobios de biomasa suspendida son:

- Proceso de mezcla completa
- Proceso de contacto
- Reactor biológico secuencial anaerobio, RBSA (anaerobic sequencing batch reactor, ASBR)

El proceso de mezcla completa se realiza en un reactor de flujo continuo y mezclado que se emplea principalmente en la digestión anaerobia de lodos. En este caso, los microorganismos crecen suspendidos en un reactor agitado.

El proceso de contacto es un proceso de lodos activados

anaerobio, con mezcla completa y recirculación de lodos. En el proceso de contacto se logra separar el TRH del TRS, con lo cual el volumen del reactor se reduce. La biomasa sedimenta y se espesa en un clarificador desde el cual se recircula hacia el reactor de contacto. Antes de pasar el lodo al clarificador, éste pasa por una etapa de desgasificación con el fin de evitar una mala sedimentación de los lodos en el clarificador. La Figura 4 muestra un esquema de este proceso.

Los reactores de biomasa suspendida tienen una concentración relativamente baja de ésta, por lo que admiten también cargas volumétricas bajas (hasta 8 kg DQO/m³.d, para el proceso de contacto); esto obliga a mayores tiempos de retención y volúmenes más grandes de reactor, lo que resulta en mayores costos de inversión. En el caso del proceso de contacto se requiere además construir y operar un decantador, y una etapa de desgasificación del lodo, para evitar su flotación. La complejidad de estos sistemas y su costo relativamente elevado los hace poco aptos para su aplicación en los países en desarrollo.

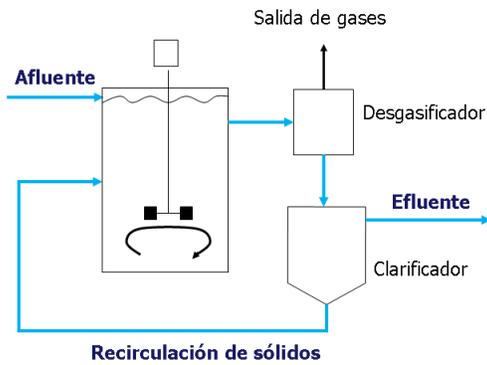


Figura 4. Reactor de contacto anaerobio, adaptado de Eckenfelder (2000).

Los reactores biológicos secuenciales anaerobios (RBSA) siguen los criterios de funcionamiento de los reactores biológicos secuenciales (RBS) que se utilizan comúnmente en el tratamiento aerobio de las aguas residuales. En un RBSA, el agua residual se carga en el reactor anaerobio, que contiene la biomasa, se deja fermentar, se sedimenta el lodo y se vacía el efluente. El éxito de un RBSA dependerá del desarrollo de un buen lodo granular. Es importante lograr una buena sedimentación de este lodo ya que esto es un factor

crítico en el tratamiento; usualmente se usan tiempos de sedimentación de 30 minutos. Al igual que en el proceso de contacto, el TRH es diferente del TRS; se manejan TRS de 50 a 200 días, mientras que los TRH utilizados pueden variar de 0.25 a 0.50 d. La Figura 5 presenta un esquema de este proceso.

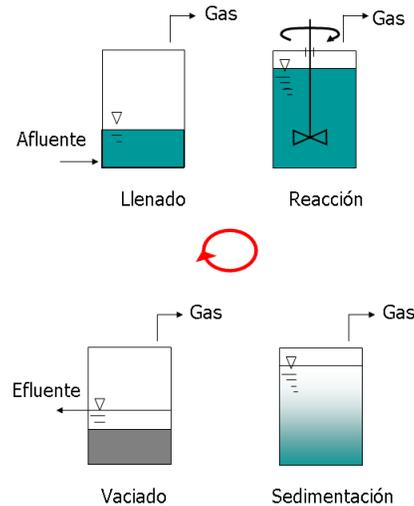


Figura 5. Etapas básicas de un ciclo de tratamiento en un RBSA (Tchobanoglous et al., 2003).

5.2.2. Procesos de biomasa adherida o fija

En estos procesos, el reactor contiene un empaque de elevada superficie específica, sobre el que se forma una biopelícula anaerobia. Los tipos de reactores de biomasa adherida difieren por el tipo de empaque y el grado de expansión del lecho del lodo. Los empaques suelen ser de geometría ordenada, aunque también se emplean empaques al azar. Normalmente, la alimentación del afluente se produce por el inferior del reactor, por lo que el tanque se encuentra lleno y el empaque completamente sumergido. Estos reactores suelen tener recirculación del efluente (Figura 6). Se llaman también filtros anaerobios, y son particularmente adecuados para aguas residuales que contengan DQO básicamente soluble (Handajani, 2004).

Los principales procesos de biomasa fija son:

- Reactor anaerobio de lecho empacado de flujo ascendente
- Reactor anaerobio de lecho expandido
- Reactor anaerobio de lecho fluidizado

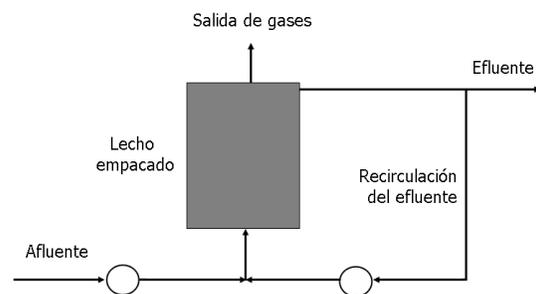


Figura 6. Reactor de biomasa adherida (Eckenfelder, 2000).

5.2.3. Proceso anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor, UASB reactor)

Este proceso fue desarrollado inicialmente en Holanda por Lettinga y sus colaboradores en los años 70 (Lettinga *et al.*, 1980). La estrategia consiste en mantener la biomasa sedimentada en el fondo del reactor, formando un lecho muy estable y resistente a la resuspensión. El agua residual fluye en sentido ascendente a través del lecho de lodos.

Los TRH reportados para los UASB varían en el rango de 0.2-0.5 días. Ruiz *et al.* (2000) presentaron una comparación entre eficacias de eliminación, los requerimientos de energía, los costos de construcción y los TRH, de los procesos UASB y los procesos aireados de lodos activados. Según estos autores, los UASB proporcionan una considerable remoción de materia orgánica y coliformes fecales (60-80% y 60-90% respectivamente). En Tchobanoglous *et al.* (2003) se reportan incluso eficiencias de remoción para los UASB del 90-95% con cargas volumétricas de 12 a 20 kg DQO/m³.d y con temperaturas de 30-35 °C. Estas eficiencias se presentan sólo para altas concentraciones de afluente, no en el tratamiento de aguas residuales municipales (ARM).

La clave de los procesos UASB que permite la aplicación de elevadas cargas volumétricas es el desarrollo de un lodo granulado denso. Las partículas de lodo tienen un tamaño entre 1 y 3 mm (Field, 2002). Estas características proporcionan excelentes propiedades de espesamiento del lodo y de valores

del índice volumétrico de lodos (IVL) menores a 20 mL/g (Tchobanoglous *et al.*, 2003). En este tipo de reactores se consiguen elevadas concentraciones de biomasa, de 50 a 100 g/l en el fondo del reactor y de 5 a 40 g/l en la zona superior del lecho de lodo. La composición y concentración del agua residual, el pH, la velocidad del flujo ascendente (parámetro de diseño crítico) y la adición de nutrientes (Tchobanoglous *et al.*, 2003) son factores que influyen en el funcionamiento de estos reactores. Las velocidades típicas del flujo ascendente varían en función de la carga orgánica del agua de 0.7 a 1.5 m/h.

Por otro lado, el UASB contiene un sistema de separación en la parte superior del tanque que permite separar el efluente de los sólidos, así como un sistema de desgasificación de los sólidos que son arrastrados a la superficie del reactor. Finalmente, este sistema cuenta también con captación de biogás (Figura 7).

El resultado es un equipo compacto con alta capacidad espacial de tratamiento y sin dispositivos adicionales (como lo serían un tanque de sedimentación, un desgasificador o una bomba de recirculación requeridos en el proceso de contacto). Por su compactibilidad, eficiencia y economía, el reactor UASB se ha empleado en los países industrializados y en los países en desarrollo, tanto para el tratamiento de efluentes industriales como municipales.

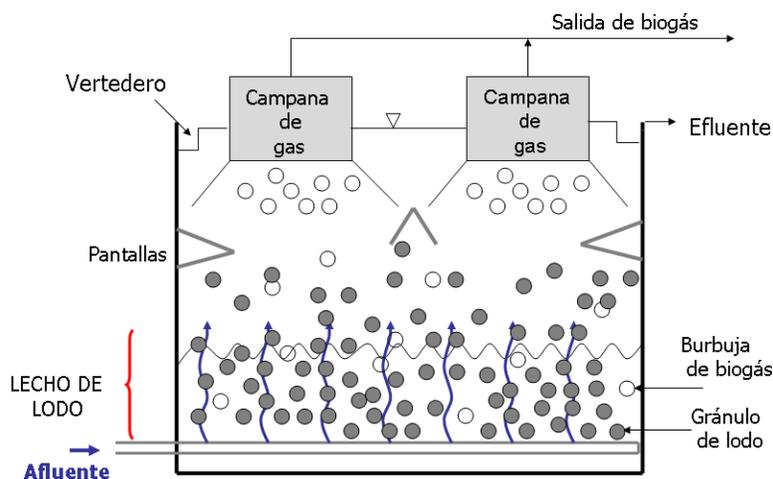


Figura 7. Reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente (UASB).

5.3. Tecnologías anaerobias para el tratamiento de aguas residuales municipales

El tratamiento anaerobio fue aplicado a las aguas residuales domésticas desde el siglo XIX, con el desarrollo de la fosa séptica (1895) y del tanque Imhoff (1905). Más recientemente, varios autores han presentado argumentos y evidencias sobre la viabilidad del tratamiento anaerobio en las aguas residuales municipales (Jewell *et al.*, 1981; Switzenbaum y Grandy, 1986; Jewell, 1987; Alaerts *et al.*, 1993; Sperling, 1996; Lettinga *et al.*, 1993).

A pesar de las evidencias mostradas, el tratamiento anaerobio de las ARM no ha tenido demasiado éxito en los países de clima templado. Esto se debe a que no se mantiene de manera natural una temperatura consistentemente igual o superior a 15 °C, aproximadamente la temperatura mínima requerida del proceso (TBW, 2001). Debido a la baja carga orgánica de las ARM, no es factible calentar el afluente con el biogás generado. Entre otras cosas, el hecho de que el tratamiento anaerobio de las ARM haya tenido una débil acogida en el mundo industrializado, ha favorecido que el financiamiento de instituciones como el Banco Mundial se dedique principalmente a apoyar la construcción de procesos aerobios de lodos activados donde el único proceso de digestión anaerobia que se lleva a cabo es el de los lodos purgados. El resultado de esta situación es que la tecnología anaerobia para el tratamiento de las ARM, ha encontrado un freno considerable en su desarrollo (TBW, 2001).

Otras posibles razones del retraso en el desarrollo e implantación del proceso anaerobio en el tratamiento de las ARM pueden encontrarse en la disminución de los precios de la energía, en algunas experiencias negativas, en la necesidad de un postratamiento y en las grandes inversiones hechas en los sistemas aerobios (Ruiz *et al.*, 2000).

En los países cálidos se pueden operar procesos anaerobios de elevado rendimiento, sin necesidad de calentar el agua residual. La mayoría de los países de clima tropical y subtropical son países en desarrollo, por lo tanto, el hecho de que sea posible el tratamiento anaerobio sin la necesidad de aplicar calor es una

ventaja económicamente viable para el tratamiento de sus aguas residuales municipales. Por otro lado, hay estudios para países de clima mediterráneo en donde el tratamiento anaerobio es posible para las ARM que se encuentran entre 12 y 15 °C (TBW, 2001).

Respecto a la producción de biogás en el tratamiento de ARM, es evidente que éste no se ocupará en el calentamiento del proceso. Si por razones económicas no se puede realizar la cogeneración, se deberá por lo menos convertir el biogás a CO₂ y agua.

Como conclusiones generales sobre las tecnologías anaerobias para el tratamiento de aguas residuales podemos decir que:

- El tratamiento anaerobio se ha mostrado en los últimos años como un proceso económico y eficaz para el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales en climas tropicales, sin necesidad de calentamiento del reactor. En países de clima más frío se requiere un calentamiento del reactor, lo que hace el proceso sólo aplicable a efluentes de alta carga orgánica o a lodos.
- Si se requieren rendimientos de eliminación de DBO₅ mayores de 70-80%, entonces se necesita un postratamiento, ya sean lagunas facultativas o de maduración, humedales, o procesos aerobios que, en todo caso, sólo consumirían una fracción de la energía consumida por un tratamiento completo puramente aerobio.
- Si se requiere eliminación biológica de nutrientes, las posibilidades del tratamiento anaerobio son limitadas, aunque el postratamiento en lagunas facultativas ha mostrado posibilidades.
- El biogás generado en el proceso anaerobio debe ser al menos incinerado, para evitar las emisiones de metano, un potente gas invernadero. Cuando es factible por el tamaño de la planta, hay que recuperar la energía del biogás, ya sea en la cogeneración de electricidad o en otras aplicaciones.

6. Proceso de lodos activados

El proceso de lodos activados consiste en un reactor aerobio donde se biodegrada la materia orgánica del afluente, seguido de un proceso de sedimentación donde se obtiene un efluente clarificado y se separa la biomasa. La biomasa así recuperada se recircula al reactor biológico, lo que permite mantener elevadas concentraciones de microorganismos en el reactor aireado. Esta elevada concentración de biomasa en el reactor (10-40 veces superior a la de una laguna aireada) permite velocidades de reacción muy elevadas en comparación con las de las lagunas aireadas, lo que supone volúmenes de reacción y superficies de planta mucho menores que los sistemas lagunares.

Por su compactibilidad y por la calidad del efluente, el proceso de lodos activados resulta especialmente adecuado para plantas en zonas urbanas. Sin embargo, los costos de inversión y operación son superiores o muy superiores a los de los procesos lagunares. En zonas tropicales el tratamiento anaerobio-aerobio compite en costos de operación con el proceso de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales municipales. Es importante indicar que en regiones rurales y/o marginadas de los

países en desarrollo a menudo cuesta disponer de financiamiento para la operación y mantenimiento de plantas aerobias, en particular para pagar la factura eléctrica de las mismas.

El proceso de lodos activados puede implementarse como un proceso continuo (solución más habitual) o de manera discontinua (tecnología de uso creciente desde los años 1980), en los llamados reactores biológicos secuenciales o RBS (en inglés sequencing batch reactors, SBR). La Figura 8 muestra el esquema del proceso de lodos activados de flujo continuo.

En los reactores aireados (normalmente son varios reactores en paralelo) se mantienen concentraciones de biomasa de 2-4 g/L (como sólidos suspendidos volátiles), y la aireación se suministra por medio de difusores sumergidos o por turbinas de aireación superficial, para mantener concentraciones de 0.5-2.0 mg/L de oxígeno disuelto, según las necesidades del proceso. La mezcla de biomasa y agua residual contenida en el reactor se llama licor mezclado, y a la salida del reactor se conduce al decantador secundario donde la biomasa sedimenta por gravedad.

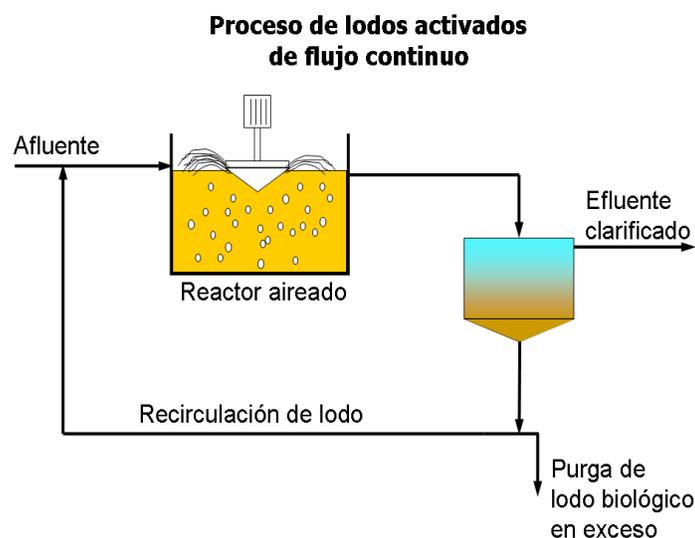


Figura 8. Esquema del proceso de lodos activados de flujo continuo.

El efluente del decantador tiene típicamente valores de DBO y SST en el intervalo de 10-30 mg/L. Al fondo del decantador se concentra la biomasa sedimentada (lodo secundario), a una concentración 2 a 3 veces la del reactor biológico, lo que facilita su bombeo y recirculación hacia el reactor. Este proceso de recuperación de la biomasa permite mantener elevadas concentraciones de microorganismos en el reactor biológico, lo que es característico del proceso de lodos activados frente a las lagunas aireadas.

La continua multiplicación de la biomasa a costa de la DBO del afluente provocaría un crecimiento excesivo de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) en el sistema. Para evitarlo, se establece una purga de lodo secundario en exceso del sistema, que debe tener una gestión adecuada.

En los reactores biológicos secuenciales, todo el tratamiento primario y secundario se realiza normalmente en el mismo tanque. La Figura 9 muestra el esquema de operación de un ciclo simple

de un RBS. Al iniciar el ciclo de operación el reactor se encuentra sólo parcialmente lleno, estando su volumen ocupado por la biomasa y el líquido sobrenadante de la sedimentación del ciclo anterior. El ciclo inicia con la fase de llenado, en la que se bombea agua residual al interior del reactor. Normalmente en la primera fase del llenado sólo se agita el contenido del tanque (sin airear), por lo que se dan condiciones anóxicas (llenado anóxico), donde se produce la desnitrificación de los nitratos procedente del ciclo anterior. Al terminar esta fase empieza la aireación (llenado aireado o llenado con reacción), en el que se inicia la degradación aerobia de la materia orgánica y la nitrificación del amonio. Cuando termina el llenado del tanque sigue un tiempo más la aireación (fase de reacción aireada), donde se completa la remoción de materia orgánica y la nitrificación. Sigue un proceso de sedimentación, y después un proceso de vaciado parcial del sobrenadante, que conduce al final del ciclo y al inicio del ciclo anterior. Puede haber un periodo inactivo antes del siguiente ciclo.

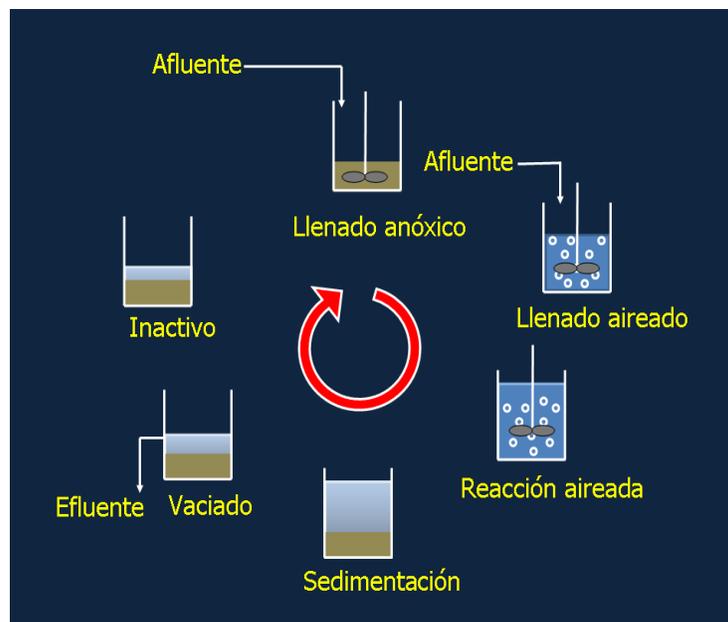


Figura 9. Diagrama de operación de un reactor biológico secuencial.

Excepto en casos excepcionales, se requieren al menos dos RBS para una planta de tratamiento, ya que los reactores deben alternarse en la recepción del agua residual, para que la planta pueda recibir afluente continuamente.

La fase anóxica inicial de los RBS favorece en general las propiedades de sedimentación del lodo activado, por lo que la calidad de SST y DBO del efluente suele ser mejor que la de los procesos de flujo continuo. En los EUA los fabricantes de RBS garantizan 10 mg/L de SST y DBO en el efluente del proceso (EPA, 1999). Existen configuraciones complejas de ciclos para obtener mejor remoción biológica de nitrógeno y fósforo.

Típicamente, las plantas RBS no tienen tratamiento primario. Además, la sedimentación secundaria se lleva a cabo en los mismos reactores, por lo que estas plantas son más compactas que las de lodos activados de flujo continuo. Por otro lado, son muy flexibles en su operación, lo que permite adaptarlas a diferentes objetivos de depuración. Se describen a continuación algunos parámetros básicos del proceso de lodos activados.

Tiempo de retención

Se obtiene dividiendo el volumen total de los reactores biológicos entre el caudal de agua residual; para plantas de aguas municipales tiene valores de 4-8 h.

Edad del lodo (θ_c)

También llamada tiempo de retención celular o tiempo de retención de los sólidos, indica el tiempo medio de permanencia de la biomasa en el proceso, desde que se forma hasta que es purgada o se escapa con el efluente. Va de unos pocos días hasta 20-30 d, según la variante del proceso. En general, bajas edades del lodo van ligadas a mucha producción neta de biomasa, mientras valores elevados suelen ir ligados a baja producción neta de biomasa y a condiciones

adecuadas para la nitrificación.

Carga másica (F/M)

Expresa la cantidad de alimento (sustrato: DBO) suministrado a la biomasa por unidad de tiempo. Se expresa en kg DBO/kg SSV.d. Para la variante convencional y mezcla completa la F/M oscila en torno a los 0.2-0.6 kg DBO/kg SSV.d, mientras que es mucho menor para los procesos de aireación extendida (20-30 d).

Concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles en Licor de Mezcla (SSVLM)

Ya se indicó el intervalo 2-4 g/L, que puede ser más amplio si se consideran otras variantes del proceso.

Consumo específico de oxígeno y energía para aireación

Para eliminar 1 kg de DBO se requiere típicamente 1.1 kg O₂ en el proceso convencional. Para sistemas de aireación mecánica (turbinas) 1 kWh permite suministrar aproximadamente 1.22 kg O₂ (WCGLUMR, 2004), por lo que los requerimientos de energía eléctrica para aireación están en torno a 0.90 kWh/kg DBO. Los sistemas de aireación extendida requieren más oxígeno, y los procesos de nitrificación consumen 4.6 kg O₂/kg N (WCGLUMR, 2004), es decir, en torno a 3.8 kWh/kg N.

Variantes del proceso

Existen numerosas variantes del proceso, que se aplican para situaciones y fines específicos, entre ellas: proceso convencional, mezcla completa, alta carga, aireación extendida, contacto-estabilización, alimentación/aireación escalonada, y procesos específicos para la eliminación biológica de nitrógeno y/o fósforo.

7. Modelación matemática de procesos biológicos de tratamiento

En la modelación matemática un sistema físico se describe mediante un conjunto de ecuaciones que explican su comportamiento. En el caso de la modelación de procesos biológicos de depuración, el modelo describe el flujo, la temperatura (si no es constante) y los procesos biológicos y químicos que tienen lugar, y que afectan el crecimiento de los microorganismos y la remoción de la materia orgánica y otros contaminantes. La modelación matemática sirve para describir y verificar los procesos cinéticos que intervienen en el tratamiento biológico de aguas residuales, y se aplica para predecir el comportamiento de los procesos, aplicándose al diseño, evaluación y control de los sistemas de tratamiento.

Un punto importante es el nivel de complejidad que debe asumir un modelo. Los sistemas biológicos de tratamiento son verdaderamente complejos; sin embargo, incorporar toda la complejidad al modelo matemático puede hacerlo difícilmente manejable, con un número excesivo de parámetros y variables de difícil determinación, y con técnicas de resolución fuera del alcance de los paquetes informáticos más comunes. La complejidad de un modelo viene determinada por el número de componentes y procesos cinéticos, por que se trate de un modelo de estado estacionario o dinámico, y por que se considere un sistema

homogéneo o con una distribución espacial de flujos y/o concentraciones.

Los modelos de estado estacionario suelen utilizarse para el diseño de plantas de tratamiento, mientras que los modelos dinámicos se utilizan más para el control de plantas y para evaluar el comportamiento de una planta ante situaciones históricas o futuras. En estos últimos modelos se describe el proceso biológico a través de un número de componentes del agua residual que siguen unos procesos biológicos de transformación, y cuya concentración se expresa a través de un sistema de ecuaciones diferenciales, que se obtienen mediante balances de materia de los diferentes componentes. En algunos casos hay que aplicar balances de energía y cantidad de movimiento.

En este apartado se da una introducción a la modelación matemática de procesos biológicos de tratamiento con biomasa suspendida y concentración homogénea. Para ello, se presenta un ejemplo muy simple de modelo matemático de un reactor biológico con dos componentes y dos procesos en un reactor de flujo de mezcla completa, modelo que sirve de ejemplo para introducir y describir de manera simplificada otros procesos más complejos.

7.1. Procedimiento de modelación dinámica de sistemas de tratamiento en tanques de mezcla completa

La Figura 10 muestra las etapas del proceso de modelación para sistemas de tratamiento dinámicos y de mezcla completa. En primer lugar, hay que definir los componentes del agua residual que se van a utilizar en el modelo matemático del proceso. Estos componentes serán las variables de estado del sistema (junto con el volumen del reactor, si es variable). A continuación deben definirse los procesos cinéticos que afectan a los componentes, es decir, que modifican las concentraciones de los componentes en los reactores. Los parámetros cinéticos pueden ser

numerosos y difíciles de conocer con exactitud, factor a tener a cuenta. Un mismo proceso afecta normalmente a más de un componente, por lo que se pueden utilizar coeficientes estequiométricos con signo, y las matrices de Petersen, que relacionan procesos, componentes y coeficientes estequiométricos.

A continuación, hay que definir las entradas y salidas del sistema, que podrán ser en forma de flujo de agua residual, lodo, licor mezclado o reactivos químicos, o bien en forma de transferencia interfacial (O_2). Hay

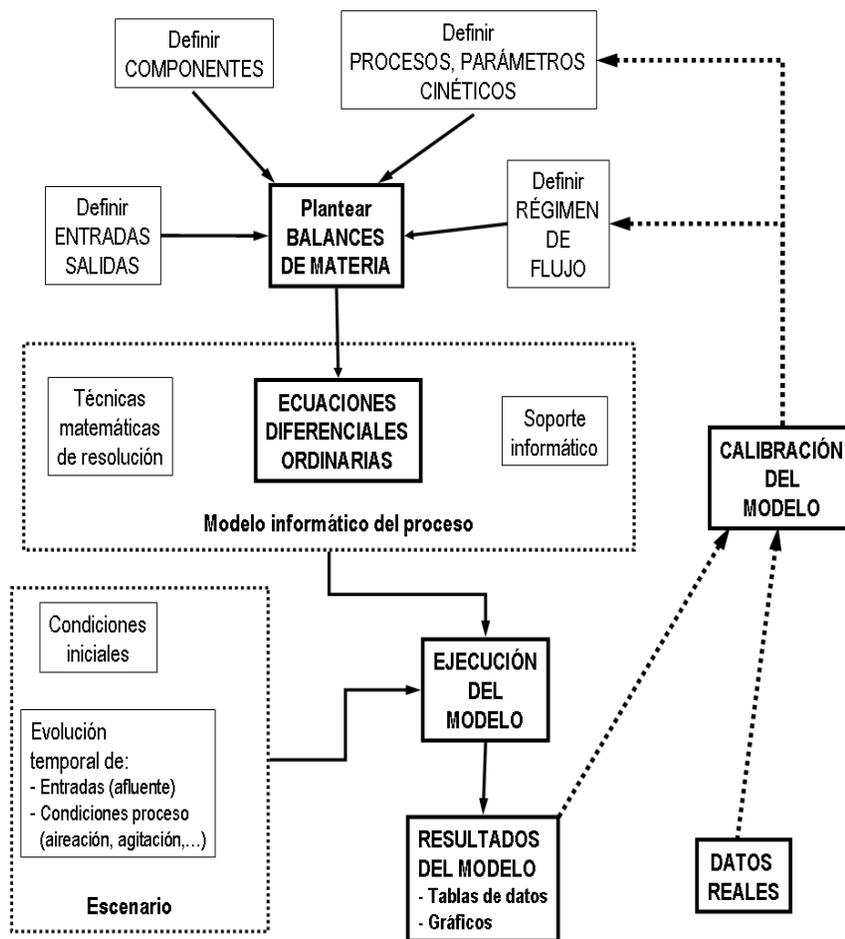


Figura 10. Etapas del proceso de modelación dinámica para sistemas de tratamiento en reactores de flujo de mezcla completa.

que definir también el régimen de flujo. En referencia al flujo en el reactor, se tratará de mezcla completa, aunque en algunos casos se puede simular el flujo de pistón no ideal utilizando una cascada de reactores de mezcla completa. También hay que definir el régimen temporal de los caudales de entrada/salida, aunque eso se puede definir como un “escenario”, a la hora de ejecutar el modelo.

Una vez definidos estos elementos básicos del modelo (componentes, procesos, régimen de flujo), se procede a plantear los balances de materia en condiciones no estacionarias, para cada uno de los componentes del modelo. Con ellos se obtienen las ecuaciones diferenciales ordinarias (EDO) que definen el sistema. Estas ecuaciones matemáticas se incorporan a un programa informático que incluya herramientas de resolución numérica. Las técnicas utilizadas para las EDO pueden ser desde la más sencillas, como Euler, hasta las más complejas, como Runge-Kutta-Fehlberg de 4º-5º orden, o Adams-Moulton. El conjunto de EDO

implementadas en soporte informático, junto con las herramientas de resolución, conforman el núcleo del modelo informático.

La modelación consiste básicamente en resolver un problema del valor inicial. Hay que definir los valores iniciales de las variables de estado, así como la evolución temporal (para todo el periodo a simular) de las entradas del sistema, y otras variables independientes del sistema. Este conjunto de datos constituyen el escenario de la simulación.

Un modelo matemático puede ser estructuralmente correcto, pero hay que identificar los valores de los parámetros que hacen que el modelo explique bien el comportamiento real del reactor. Este proceso se llama identificación de parámetros o calibración del modelo, y requiere de series temporales de datos y la minimización del error entre los valores simulados y los reales, mediante el ajuste de los parámetros cinéticos, físicos u operacionales del modelo.

7.2. Modelo dinámico de una laguna aireada de mezcla completa

Las lagunas aireadas de mezcla completa son reactores de flujo de mezcla completa, con buenas condiciones de aireación y agitación, lo que conduce a concentraciones homogéneas de sustrato, biomasa y oxígeno. Este tipo de lagunas requieren lagunas secundarias y terciarias para completar la remoción de DBO_5 y la sedimentación de los sólidos

suspendidos. Se airean con turbinas superficiales o difusores de burbuja gruesa. La Figura 11 muestra un esquema de laguna aireada de mezcla completa, donde se indican los caudales (Q), DBO soluble (S), sólidos suspendidos volátiles X_V (biomasa) y oxígeno (S_{O_2}), que en este caso no interviene en el modelo al suponer que no es limitante.

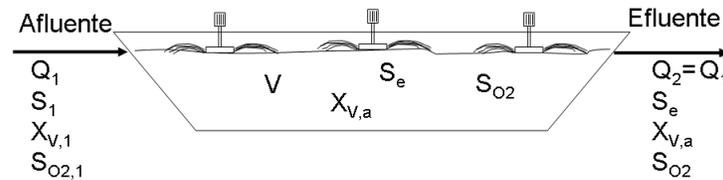


Figura 11. Laguna aireada de mezcla completa.

Este es uno de los sistemas dinámicos más simples de modelar, siempre que se apliquen algunas hipótesis que simplifican el sistema: a) reactor de flujo completamente mezclado (ello implica concentraciones homogéneas en todo el tanque y no sedimentación de sólidos), b) concentraciones de oxígeno no limitantes para el proceso, c) un solo tipo de biomasa (heterótrofa, es decir, biomasa que

consigue su carbono de la materia orgánica del agua residual), medida a través de los SSV del reactor, d) un solo sustrato (la DBO soluble: se descarta la hidrólisis).

Para obtener las dos ecuaciones diferenciales del modelo, se plantean los balances de cada componente, que tienen la forma general:

$$\sum \left(\begin{array}{l} \text{Flujos máxicos} \\ \text{de entrada por} \\ \text{unidad de tiempo} \\ \frac{g}{d} \end{array} \right) - \sum \left(\begin{array}{l} \text{Flujos máxicos} \\ \text{de salida por} \\ \text{unidad de tiempo} \\ \frac{g}{d} \end{array} \right) + \sum \left(\begin{array}{l} \text{Términos} \\ \text{cinéticos} \\ \frac{g}{d} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{l} \text{Acumulación} \\ \text{de materia por} \\ \text{unidad de tiempo} \\ \frac{g}{d} \end{array} \right) \quad \text{Ec. 1}$$

Las ecuaciones resultantes para sustrato y biomasa son, respectivamente las ecuaciones 2 y 3, donde

μ_{max} , K_s y k_d son parámetros cinéticos del modelo, mientras que Y es un parámetro estequiométrico:

$$\frac{dS_e}{dt} = \frac{Q_1}{V} (S_1 - S_e) - \frac{\mu_{max}}{Y} \frac{S_e}{K_s + S_e} X_{V,a} \quad \text{Ec. 2}$$

$$\frac{dX_{V,a}}{dt} = \frac{Q_1}{V} (X_{V,1} - X_{V,a}) + \mu_{max} \frac{S_e}{K_s + S_e} X_{V,a} - k_d X_{V,a} \quad \text{Ec. 3}$$

7.3. Resolución de las ecuaciones diferenciales

Estas son dos ecuaciones ordinarias en el tiempo, en las que las incógnitas son la evolución temporal de S_e y $X_{v,a}$, que se deben determinar. Este constituye un típico problema del valor inicial. Para ello se requiere:

- Conocer todos los parámetros de las ecuaciones (V , μ_{max} , Y , K_s , k_d): se pueden tomar valores típicos de la bibliografía, o bien calcularlos en un proceso de optimización, a partir de datos experimentales y los resultados de la simulación (identificación de parámetros).
- Conocer las condiciones iniciales, es decir, las concentraciones de S_e y $X_{v,a}$ para $t=0$. Éstas se pueden determinar experimentalmente en una laguna real, o se pueden suponer unos valores razonables.
- Conocer la evolución temporal de las variables de entrada (Q_1 , S_1 , $X_{v,1}$) para todo el periodo que se va a simular:
- Si se intenta reproducir un comportamiento pasado de la laguna, entonces debe disponerse de un muestreo de caudal, S_1 y $X_{v,1}$, de la entrada.
- Si se intenta analizar un escenario futuro, entonces debe definirse cuál es el escenario de entradas que se quiere simular.

En estas condiciones, las ecuaciones diferenciales se pueden resolver por los métodos numéricos típicos de las ecuaciones diferenciales ordinarias en problemas del valor inicial (Euler, Runge-Kutta, Runge-Kutta-Fehlberg, etc.). Normalmente se requiere de un programa especializado para la resolución de las ecuaciones del modelo. Sin pretender ser exhaustivo,

7.4. Validación

Si bien un modelo se calibra con un conjunto de datos de la planta, una vez calibrado debe validarse frente a otro conjunto de datos, para verificar que el modelo

7.5. Modelos más complejos

Un modelo cinético como el presentado anteriormente es fácil de manejar, al tener sólo dos componentes

ACSL Model o MATLAB son programas propietarios que incorporan la resolución numérica de ecuaciones diferenciales ordinarias, con instrucciones de integración de alto nivel, que incorporan los algoritmos de integración. Los algoritmos más simples (Euler, RK2) se pueden programar fácilmente en una hoja de cálculo, no así los de paso variable.

Existen programas especializados en la modelación de procesos de tratamiento de aguas residuales, que ya incorporan las ecuaciones típicas de cada unidad, así como los algoritmos de resolución: GPS-X (Hydromantis, 2006), ASIM (EAWAG, 2006), WEST (Hemmis, 2006).

Se encuentran en la bibliografía valores típicos de los parámetros de un modelo. Sin embargo, normalmente se requiere ajustar los valores de los parámetros para obtener una mejor aproximación del modelo a la realidad. Este proceso se llama identificación de parámetros o calibración del modelo.

Para el proceso de calibración se requiere disponer de datos reales de la planta, simular con el modelo el comportamiento de la misma, y calcular el error entre la estimación y el modelo. Se modifican sistemáticamente los parámetros del modelo, ya sea manualmente o mediante rutinas de optimización, con el fin de minimizar una función de error (del error entre modelo y datos). Esta es la función objetivo. Existen diferentes tipos de funciones objetivo y de algoritmos de optimización. En general la complejidad de éstas es elevada, y se recomienda utilizar programas que ya incorporen las funciones de optimización. Varios de los programas mencionados, tanto genéricos como especializados, las incorporan.

puede describir el sistema en condiciones diferentes a las que se emplearon para su calibración.

y dos procesos cinéticos. Sin embargo, no tiene en cuenta una serie de fenómenos importantes, como:

- La hidrólisis de los sólidos orgánicos, que provoca la liberación de materia orgánica soluble, que puede ser al menos parcialmente biodegradable
- La amonificación del nitrógeno orgánico (un proceso de hecho ligado al anterior)
- La conversión del amonio a nitrato (nitrificación)
- La biomasa nitrificante (autótrofa), que realiza el proceso anterior
- El proceso de desnitrificación biológica
- Los procesos involucrados en la asimilación incrementada de fósforo por microorganismos especializados
- El papel de la alcalinidad en algunos procesos anteriores

En 1986, la IAWPRC presentó el Modelo de lodos activados No. 1 (Henze *et al.*, 1987), conocido por sus siglas en inglés (ASM1: Activated Sludge Model No. 1). Es un modelo para la remoción biológica de carbono orgánico y nitrógeno; no considera la remoción de fósforo. En este modelo todos los componentes de materia orgánica se expresan como DQO, incluyendo la concentración de biomasa. El modelo considera dos tipos de biomasa: heterótrofa (consume materia orgánica biodegradable) y autótrofa (se refiere a los organismos nitrificantes autótrofos, y no incluye otros autótrofos como las algas, que se considera no están presentes en un proceso de lodos

activados). Posteriormente, la IWA presentó el modelo ASM3 (Gujer *et al.*, 1999), que incluye eliminación de C y N, pero a diferencia del ASM1 tiene en cuenta los procesos de acumulación intracelular de sustrato. El ASM2d incorpora la eliminación de C, N y P, con acumulación intracelular de sustrato para la remoción de P (Henze *et al.*, 1999).

La presentación detallada de estos modelos queda fuera del alcance de esta obra, pero vale la pena indicar que la complejidad de estos modelos es muy superior: el ASM1, por ejemplo, tiene 13 componentes y 8 procesos cinéticos. Existen modelos a medio camino entre el presentado en primer lugar y los modelos de la IWA. Son modelos de orden reducido, que se aplican especialmente en el control automático de procesos de tratamiento.

Para concluir, mediante el ejemplo de una laguna aireada de mezcla se han mostrado las etapas del proceso de construcción de un modelo dinámico de un sistema de tratamiento. Se han comentado con menor profundidad aspectos igualmente importantes, como técnicas de resolución de las ecuaciones diferenciales, identificación de parámetros del modelo, o programas informáticos disponibles para la modelación. Se han comentado también las implicaciones de algunos sistemas reales con separación de sólidos, y se han introducido los modelos cinéticos y estequiométricos de la IWA, más complejos que el empleado en el ejemplo.

6. Bibliografía

Alaerts, G.J.; Veenstra, S.; Bentvelsen, M.; Vam Dujil, L.A. "Feasibility of Anaerobic Sewage treatment en sanitaria strategies in Developing Countries". *Water. Sci. Tech.*, Vol. 27 (1993), núm. 1: p. 179-186.

Carceller, J. M. *Experiencias prácticas en la optimización y mantenimiento de un sistema de depuración físico-químico y biológico*. [En línea], 2006. <<https://www.asecorp-online.com/clientes/web/ficheros/formacion/sem-mor-nov00/mor-fqbdamm.pdf>>

EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz). *Asim 4.0* [En línea], 2006. <<http://www.asim.eawag.ch/>>

Eckenfelder, W. *Industrial Water Pollution Control*. USA: Mc Graw Hill Series, 2000. P. 394-415.

EPA. *Wastewater Technology Fact Sheet Sequencing Batch Reactors*. [En línea], 1999. <<http://purl.access.gpo.gov/GPO/LPS45640>> Documento EPA 832-F-99-073.

FCM (Fédération canadienne des municipalités). *Optimisation du lagunage - Une règle de l'art du Guide national pour des infrastructures municipales durables*. [En línea], 2004. <http://www.collectivitesviables.fcm.ca/files/Infraguide/storm_and_wastewater/optimization_lagoon_operations_fr.pdf>

Field, J.; Sierra, R. "Granulation". En: *Anaerobic Granular Sludge Bed Technology Pages* [En línea], 2002. <<http://www.uasb.org/discover/granules.htm>>

Gawasiri, C.B. *Modern Design of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates: Comparison with Traditional Design Methods* [En línea], 2003. <http://www.efm.leeds.ac.uk/CIVE/Mcarlo/documents/Chimwemwe_Final.pdf>

Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T.; Van Loosdrecht, M. "Activated Sludge Model no. 3". *Water Sci. Technol.*,

Vol. 39 (1999), núm. 1: p. 183-193.

Handajani, M. *Degradation of Whey in an anaerobic Fixed Bed (AnFB) Reactor*. Karlsruhe: Universität Fridericana zu Karlsruhe, 2004. (Ph. Dissertation, Fakultät für Bauingenieur, Geo- und Umweltwissenschaften). ISBN 3-937300-12-0

Hemmis. *WEST® - Worldwide Engine for Simulation, Training and Automation* [En línea], 2006. Hemmis y Universidad de Gante (Bélgica). <<http://www.dhissoftware.com/west/>>

Henze, M.; Grady, C.; Gujer, W.; Marais, G.; Matsuo, T. "Activated Sludge Model no. 1". *Scientific and Technical Report No. 1*. London: IAWPRC, 1987.

Henze, M.; Grady, C.; Gujer, W.; Marais, G.; Matsuo, T. "Activated Sludge Model no. 2d (ASM2d)". *Water Sci. Technol.*, Vol. 39 (1999), núm. 1: p. 165-182.

Hydromantis. *GPS-X* [En línea], 2006. <<http://www.hydromantis.com/GPS-X.html>>

Jewell, W.J. (1987). "Anaerobic sewage treatment". *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 21 (1987), núm. 1: p. 14-21.

Jewell, W.J.; Switzenbaum, M.S.; Morris, J.W. "Municipal wastewater treatment with the anaerobic attached microbial film expanded bed process". *Journal WPCF*, Vol. 53 (1981), núm. 4: p. 482-490.

Lettinga, G.; Van Velsen, A.F.M.; Hobma, S. W.; de Zeeuw, W.; Klapwijk, A. Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) Reactor Concept for Biological Wastewater Treatment. *Biotechnol. Bioeng.*, Vol. 22 (1980): p. 699-734.

Lettinga, G.; De Man, A.; Van der Last, A.R.M.; Wiegant, W.; Van Knippenberg, K.; Frijns, J.; Van Buuren, J.C.L. Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. *Water Sci. Technol.*, Vol 27 (1993), núm. 9: p. 67-73.

Mara, D. *Design manual for waste stabilization ponds in India* [En línea], 1997. <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/agua2003/duncan.pdf>>

Mara, D.D.; Pearson, H.W. *Waste Stabilization Ponds: Design Manual for Mediterranean Europe*. Leeds: Lagoon Technology International Ltd., 1998.

Marais, G.V.R. "Faecal bacterial kinetics in waste stabilization ponds". *J. Environ. Eng.*, Vol. 100 (1974): p. 119-139.

McGarry, M.G; Pescod, M.B. "Stabilization pond design criteria for tropical Asia". En: *Proceedings of the second International Symposium on Waste Treatment Lagoons*. Laurence: R.E. McKinney, 1970. P. 114-132.

Novák, L.; Larrea, L.; Wanner, J. "Mathematical Model for Soluble Carbonaceous Substrate Biosorption". *Water. Sci. Technol.*, Vol 31 (1995), núm. 2: p. 67-77.

Ruiz, I.; Álvarez, J.; Soto, M. *El potencial de la digestión anaerobia en el tratamiento de aguas residuales urbanas y efluentes de baja carga orgánica*. [En línea], 2000. <http://congreso.us.es/ciberico/archivos_acrobat/porto1isaruz.pdf>

Sánchez-Carrasco, N.; Barajas-López, M.G.; Escalas-Cañellas, A. (2008). "Emisiones de gases de efecto invernadero en las plantas de tratamiento de aguas residuales: estimación para plantas de diferentes tecnologías en el estado de San Luis Potosí, México". En: *Memorias del Congreso Internacional de Gestión Sostenible del Agua: Reutilización, Tratamiento y Evaluación de la Calidad*; Medellín, 16-18 de julio de 2008.

Switzenbaum, M.S.; Grady, C.P.L. "Anaerobic treatment of domestic wastewater". *Journal WPCF*, Vol 52 (1986), núm. 7: p. 1953-1965.

TBW (2001). *Anaerobic Methods of municipal Wastewater Treatment*. [En línea], 2001. <http://www.gate-international.org/documents/techbriefs/webdocs/pdfs/w3e_2001.pdf> Publicado por GATE Information Service, de la Agencia Alemana de Cooperación Técnica (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH). Eschborn, Alemania.

Tchobanoglous, G.; Burton, F.; Stensel, H.D. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, 4a Ed.* Boston: McGraw-Hill, 2003.

Von Sperling, M. "Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries". *Water. Sci. Technol.*, Vol 33 (1996), núm. 3: p. 59-62.

Von Sperling, M. "Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds". *Water Sci. Technol.*, Vol 33 (1999), núm. 6: p. 1435-1448.

WCGLUMR (Wastewater Committee of the Great Lakes--Upper Mississippi River). *Recommended Standards for Wastewater Facilities 2004 Edition*. Albany: Health Research Inc., Health Education Services Division, 2004.



ISBN 978-958-44-5307-5