

Proyecto LIFE

Nuevos Filtros Verdes de Macrófitas en Flotación
para la Cuenca Mediterránea



MANUAL DE **FITO** **DEPURACIÓN.** FILTROS DE MACROFITAS EN FLOTACIÓN



(coordinador)
J. Fernández González

E. de Miguel Beascochea
J. de Miguel Muñoz
M. D. Curt Fernández de la Mora

EDITAN





MANUAL DE



Fitodepuración. *Filtros de macrofitas en flotación*

Jesús Fernández González
(coordinador)

Eduardo de Miguel Beascochea
José de Miguel Muñoz
M^a Dolores Curt Fernández de la Mora

EDITA



Autores:

Jesús Fernández González

(coordinador)

Catedrático de Producción Vegetal. Universidad
Politécnica de Madrid.

Eduardo de Miguel Beascochea

Director de la Fundación Global Nature.

José de Miguel Muñoz

Director Técnico de Proyectos P4 Técnicos
Medioambientales.

**M^a Dolores Curt Fernández
de la Mora**

Profesora Titular de Producción Vegetal.
Universidad Politécnica de Madrid.

© de los contenidos:

Los autores

© fotografías de portada:

E. de Miguel Beascochea

Diseño y maquetación:

B. Datcharry y V. H. Mardones

Contacto editores:

Jesús Fernández González

Catedrático de Producción Vegetal. Universidad
Politécnica de Madrid.

La depuración de las aguas residuales, ya sean urbanas, industriales o de origen agropecuario, se ha convertido en uno de los retos ecológicos y económicos más acuciantes del Planeta. La escasez del agua potable como recurso, el imparable aumento de la población y del crecimiento económico mundial, con el consiguiente incremento en la producción de aguas residuales, y la necesidad de conseguir los objetivos de reducción de emisiones de carbono contemplados en el Protocolo de Kyoto, nos enfrentan al reto de conseguir un tratamiento adecuado de las aguas residuales con el menor coste económico y energético posible.

Los llamados sistemas blandos para el tratamiento de aguas residuales son métodos que suelen ser menos costosos y sofisticados en cuanto a operación y mantenimiento que los convencionales. Aunque dichos procesos requieren mayores extensiones de terreno en comparación con los de tipo intensivo, suelen ser igualmente eficaces en la eliminación de materia orgánica e incluso más efectivos en la remoción de elementos patógenos y nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo. Por otra parte, el consumo energético suele ser mínimo y sus costes de mantenimiento muy bajos, requiriendo también personal menos especializado.

Entre estos sistemas blandos destacan los humedales artificiales, utilizados ampliamente en muchos países para el tratamiento de efluentes domésticos e industriales. Aquí las plantas son la base del proceso, ya que degradan, absorben y asimilan en sus tejidos los contaminantes, pero también proporcionan una extensa superficie donde se posibilita el crecimiento bacteriano y se retienen los elementos sólidos en suspensión. Las plantas (macrofitas acuáticas) se cultivan en lagunas, tanques o canales poco profundos por los que se hace circular el agua residual.

La Universidad Politécnica de Madrid (UPM), a través del Grupo de Agroenergética del Departamento de Producción Vegetal, ha desarrollado un nuevo sistema de humedal artificial que utiliza plantas de tipo emergente, que de forma natural se encuentran enraizadas en el terreno, pero que aquí se transforman artificialmente en flotantes, de forma similar a un cultivo hidropónico. Se trata de un método novedoso que combina las ventajas de los sistemas flotantes y los de macrofitas emergentes enraizadas de forma natural, eliminando o reduciendo sus inconvenientes.

En el presente manual se tratan los sistemas blandos de depuración de aguas residuales, haciendo una referencia especial a los filtros de macrofitas en flotación desarrollado por la UPM.

Este trabajo se enmarca dentro del proyecto "Filtros de Macrofitas en Flotación para la Región Mediterránea", financiado por la Comisión Europea a través del Programa LIFE-Medio Ambiente. En este proyecto participan el Ayuntamiento de Lorca (Murcia), la Universidad Politécnica de Madrid, y la Fundación 2001 Global Nature. El proyecto ha permitido la creación de siete prototipos de filtros verdes de macrofitas en flotación en el municipio de Lorca.

Contenido detallado	6
CAPÍTULO 1	13
Las aguas residuales. <i>Normativas</i> <i>Eduardo de Miguel Beascochea</i>	
CAPÍTULO 2	31
Componentes de los sistemas convencionales de depuración de aguas residuales <i>José de Miguel Muñoz</i>	
CAPÍTULO 3	41
Sistemas blandos no convencionales de depuración <i>José de Miguel Muñoz</i>	
CAPÍTULO 4	51
Fitosistemas de tratamiento de aguas residuales para pequeñas comunidades <i>Jesús Fernández González</i>	
CAPÍTULO 5	61
Fitodepuración en humedales. <i>Conceptos generales</i> <i>María Dolores Curt Fernández de la Mora</i>	
CAPÍTULO 6	79
Humedales artificiales para depuración <i>Jesús Fernández González</i>	
CAPÍTULO 7	91
Macrófitas de interés en fitodepuración <i>María Dolores Curt Fernández de la Mora</i>	
CAPÍTULO 8	107
Proyecto de filtros de macrofitas en flotación <i>José de Miguel Muñoz</i>	
CAPÍTULO 9	111
Construcción de filtros depuradores con macrofitas en flotación <i>José de Miguel Muñoz</i>	
ANEXO	117
Metodología de análisis de aguas residuales <i>Jesús Fernández y María Dolores Curt</i>	
BIBLIOGRAFÍA	127
FOTOGRAFÍAS SELECCIONADAS	129

CAPÍTULO 1 **13**

Las aguas residuales. Normativas

Eduardo de Miguel Beascochea

1. Problemática de las aguas residuales	13
2. El deterioro del agua como recurso económico	13
3. Clasificación de los tipos de vertidos de aguas residuales	15
4. Características de las aguas residuales urbanas	18
4.1. Características físicas	19
4.2. Características químicas	19
4.3. Características biológicas	20
4.4. El tratamiento de las aguas residuales. Normativas	21
4.4.1. Directivas de la Unión Europea en materia de calidad de agua	22
4.4.2. Legislación española en materia de calidad de agua	23
4.4.3. La DIRECTIVA 91/271/CEE, sobre depuración de aguas residuales urbanas	24
4.4.4. Incorporación de la Directiva 91/271 al derecho español y estado de depuración de las aguas residuales en España	26
4.4.5. La Directiva Marco del Agua 2.000/60/CE	27

CAPÍTULO 2 **31**

Componentes de los sistemas convencionales de depuración de aguas residuales.

José de Miguel Muñoz

1. Partes de un sistema de tratamiento de aguas residuales	31
2. Pretratamientos	32
2.1. Desbaste	32
2.2. Desarenadores	33
2.3. Desengrasadores	35
3. Tratamiento primario	35
3.1. Sedimentación y flotación	35
3.2. Decantadores rectangulares	36
3.3. Cálculo del rendimiento de un decantador	36
3.4. Influencia de la temperatura	37
3.5. Tiempo de retención	37
3.6. Caudal unitario sobre el vertedero	37
3.7. Velocidad ascensional o carga superficial	37
4. Tratamientos secundarios	37
4.1. Bacterias fijas a un soporte	37
4.2. Bacterias en suspensión	37
4.3. Decantadores secundarios o tanques de sedimentación final	37
4.4. Procesos de flotación	38
2.5. Tratamientos terciarios	38
5.1. Eliminación de nutrientes minerales	38
5.2. Eliminación de microorganismos	39
5.3. Otros tratamientos terciarios	39
5.4. Eliminación y estabilización de fangos	39
5.5. Aspectos económicos	39

CAPÍTULO 3**41****Sistemas blandos no convencionales de depuración.***José de Miguel Muñoz*

1. Sistemas en desuso	41
1.1. Pozo filtrante (pozo negro)	41
1.2. Zanjas filtrantes	41
1.3. Lechos filtrantes	41
2. Tratamientos mixtos: Decantadores digestores	41
2.1. Fosa séptica	41
2.2. Tanque Imhoff	42
2.3. Tanque Emscher	42
3. Sistemas con las bacterias fijas	42
3.1. Filtro percolador	42
3.1.1. Lechos bacterianos sobre relleno tradicional	43
3.1.2. Lechos bacterianos sobre relleno de material plástico	44
3.1.3. Equipo distribuidor del agua residual	45
3.1.4. Base de apoyo del relleno	46
3.2. Biodiscos	46
3.3. Biocilindros	46
3.4. Lechos de turba	48
3.4.1. Pretratamiento	48
3.4.2. Filtración en lecho de turba	48
3.4.3. Costes diferenciales	48
4. Filtros de arena	48

CAPÍTULO 4**51****Fitosistemas de tratamiento de aguas residuales para pequeñas comunidades.***Jesús Fernández González*

1. Generalidades sobre los fitosistemas de tratamiento de aguas residuales	51
2. Lagunajes	52
2.1. Zonas características de una laguna en función de la profundidad	53
2.2. Lagunas anaerobias	54
2.3. Lagunas facultativas	55
2.4. Lagunas aerobias o de maduración	55
3. Filtros verdes	56
3.1. Riego sobre superficies herbáceas	56
3.2. Filtros verdes de especies leñosas	57
3.3. Escorrentía sobre cubierta vegetal	57
3.4. Infiltración	58
4. Humedales	58

CAPÍTULO 5**61****Fitodepuración en humedales. *Conceptos generales****María Dolores Curt Fernández de la Mora*

1. Fitodepuración y humedales	61
2. Plantas propias de los humedales	62
2.1. Concepto de macrofitas	62
2.2. Tipos de plantas en los humedales	63

2.2.1. Plantas acuáticas estrictas: hidrófitos	63
2.2.2. Higrofitos terrestres	65
3. Los humedales artificiales como ecosistemas	66
3.1. Microorganismos y organismos inferiores heterótrofos	66
3.2. Algas	67
3.3. Vegetación	67
3.3.1. Actuación pasiva de la vegetación en la depuración	67
3.3.2. Procesos activos de la vegetación en la depuración	68
- Oxigenación del medio	68
- Extracción de nutrientes	69
3.4. Fauna	69
4. Procesos de remoción de contaminantes en los humedales	70
4.1. Sólidos en suspensión	70
4.2. Materia orgánica	71
4.3. Nitrógeno	72
4.3.1. Procesos físico-químicos de remoción de nitrógeno	73
4.3.2. Procesos biológicos de remoción de nitrógeno	73
4.3.3. Comportamiento del sistema respecto al nitrógeno	74
4.4. Fósforo	75
4.4.1. Procesos físico-químicos de remoción de fósforo	75
4.4.2. Procesos biológicos de transformación de los fosfatos	76
4.4.3. Comportamiento del sistema respecto al fósforo	76
4.5. Patógenos	76
4.6. Metales traza	77

CAPÍTULO 6 79

Humedales artificiales para depuración.

Jesús Fernández González

1. Introducción	79
2. Tipos de humedales artificiales	80
2.1. Humedales de flujo superficial (FWS)	80
2.2. Humedales de flujo sub-superficial (SsF)	81
2.3. Sistemas acuáticos	82
2.3.1. Sistemas con especies flotantes	82
2.3.2. Filtro de macrofitas en flotación	83
3. Descripción del sistema de filtros con macrofitas en flotación	84
3.1. Ventajas del sistema	85
3.2. Realización práctica del sistema	85
3.3. Ejemplo de aplicación del sistema a la depuración de aguas residuales urbanas	88
3.4. Producción anual de biomasa y extracción de N y P por plantas de enea y esparganio	89

CAPÍTULO 7 91

Macrofitas de interés en fitodepuración.

María Dolores Curt Fernández de la Mora

1. Relación de macrofitas utilizadas en fitodepuración	91
2. Macrofitas emergentes	91
2.1. <i>Typha</i> spp. (familia <i>Typhaceae</i>)	91

2.1.1. Descripción	91
2.1.2. Especies de interés	92
2.1.3. Ciclo de desarrollo	93
2.1.4. Aplicación	94
2.1.5. Técnicas de manejo en los humedales artificiales	95
2.2. <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steudel (= <i>P. communis</i> Trin.)	96
2.2.1. Descripción	96
2.2.2. Ciclo de desarrollo	97
2.2.3. Aplicación	98
2.2.4. Técnicas de manejo en los humedales artificiales	98
3. Juncos: <i>Scirpus</i> spp.	99
3.1. Descripción	99
3.2. Especies de interés	100
3.3. Ciclo de desarrollo	100
3.4. Aplicación	101
3.5. Técnicas de manejo en los humedales artificiales	101
4. Plantas flotantes	102
4.1. <i>Eichhornia crassipes</i> (Martius) Solms (jacinto de agua)	102
4.1.1. Descripción	102
4.1.2. Ciclo de desarrollo	102
4.1.3. Aplicación	103
4.1.4. Técnicas de manejo en los humedales artificiales	103
4.2. <i>Lemna</i> spp. (lentejas de agua)	104
4.2.1. Descripción	104
4.2.2. Ciclo de desarrollo	104
4.2.3. Aplicación	104
4.2.4. Técnicas de manejo en los humedales artificiales	105

CAPÍTULO 8 107

Proyecto de filtros de macrofitas en flotación.

José de Miguel Muñoz

1. Datos necesarios para la realización del proyecto	107
1.1. Levantamientos topográficos	107
1.2. Naturaleza del terreno	107
1.3. Clasificación ambiental	107
1.4. Volumen y características del agua a tratar	107
1.5. Condiciones del vertido final	108
2. Partes del proyecto	108
2.1. Memoria y anejos a la memoria	108
2.2. Planos	109
2.3. Pliego de prescripciones técnicas	109
2.4. Presupuesto	109
3. Aspectos limitantes para los filtros de macrofitas en flotación	109

CAPÍTULO 9 111

Construcción de filtros depuradores con macrofitas en flotación.

José de Miguel Muñoz

1. Movimiento de tierras	111
1.1. Nivelaciones	111

1.2. Excavaciones	111
1.3. Rellenos y compactaciones	112
1.4. Transporte a vertedero	112
1.5. Formación de taludes y refino	112
2. Impermeabilización por geomembranas	112
2.1. Geotextiles	112
2.2. Láminas impermeables	112
3. Construcción in situ de canales	113
4. Accesorios	113
4.1. Arquetas	113
4.2. Pozos	113
4.3. Conducciones	113
4.4. Vallado	113
5. Pretratamientos	114
6. Instalación de las macrofitas	114
7. Seguridad y Salud en el Trabajo.	114
8. Mantenimiento	115

ANEXO

117

Metodología de análisis de aguas residuales.

Jesús Fernández y María Dolores Curt

1. Determinaciones de pH	117
1.1. Principio del proceso	117
1.2. Reactivos	117
1.3. Procedimiento	117
2. Determinación de la conductividad	117
2.1. Principio del proceso	117
2.2. Procedimiento	117
3. Sólidos totales en suspensión	118
3.1. Principio del proceso	118
3.2. Procedimiento	118
4. Sólidos sedimentables	118
4.1. Procedimiento	118
5. Demanda química de oxígeno en aguas residuales (DQO)	119
5.1. Fundamento	119
5.2. Principio del método del dicromato potásico	119
5.3. Reactivos	119
5.4. Procedimiento	119
6. Demanda biológica de oxígeno en aguas residuales (DBO ₅)	120
6.1. Fundamento	120
6.2. Principios del proceso	120
6.3. Reactivos	120
6.4. Procedimiento	120
7. Nitrógeno total	121
7.1. Principio del proceso	121
7.2. Procedimiento	121
8. Nitrógeno nítrico	122
8.1. Principio del proceso	122
8.2. Reactivos	122
8.3. Procedimiento	122
9. Nitrógeno amoniacal	123
9.1. Principio del proceso	123

9.2. Reactivos	123
9.3. Procedimiento	123
10. Fósforo total	123
10.1. Principio del proceso	123
10.2. Reactivos	123
10.3. Procedimiento	123
11. Análisis microbiológico	124
11.1. Principio del proceso	124
11.2. Medios de cultivo	124
11.3. Procedimiento	125
11.3.1. Preparación de las placas Petri	125
11.3.2. Filtración de la muestra	125
11.3.3. Incubación y recuento de colonias	125
BIBLIOGRAFÍA	127
FOTOGRAFÍAS SELECCIONADAS	129





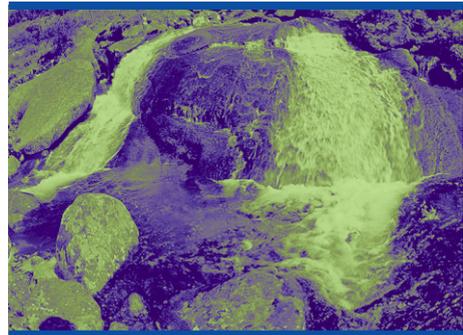
CAPÍTULO 1**Las aguas residuales.
Normativas***Eduardo de Miguel Beascochea***1. PROBLEMÁTICA DE LAS AGUAS RESIDUALES**

La complejidad de factores que determinan la calidad de las aguas, así como el gran número de variables que se utilizan para describir el estado de las masas de agua, hacen difícil proporcionar una definición simple sobre la calidad hidrológica. En pura teoría, se supone que la calidad física y química de un agua no contaminada es aquella en la que no aparecen signos de impacto humano. Así, se puede definir la contaminación de los ambientes acuáticos como la introducción por el ser humano, ya sea de forma directa o indirecta, de sustancias o energía con el resultado de efectos perniciosos tales como daños a los organismos vivos, amenazas para la salud humana, obstáculos para las actividades humanas, deterioro de la calidad de las aguas para su uso en el sector agrícola, industrial y otras actividades económicas, incluso de ocio.

El aumento de la población y de la actividad industrial ha hecho que el vertido de aguas contaminadas al medio sea uno de los principales problemas ambientales con el que nos encontramos, generando especialmente fenómenos de contaminación orgánica y nutrientes en ríos, lagos y mares, además de otros localizados ocasionados por metales pesados y otras sustancias peligrosas, normalmente de origen industrial.

Las aguas residuales no tratadas, pueden ocasionar graves problemas ambientales y sanitarios, como infecciones bacterianas (fiebres tifoideas, salmonelosis, cólera, gastroenteritis),

infecciones víricas (gastroenteritis, hepatitis A), parasitosis (coccidios, amebas, hidatidosis, cisticercosis, nematodosis), además de mantener vectores y hospedadores (moluscos, crustáceos, artrópodos hematófagos).



El agua potable es un recurso cada vez más escaso. La reutilización de las aguas residuales es una necesidad acuciante
© Living Lakes

Desde el punto de vista ambiental, la contaminación de las aguas no sólo elimina una buena parte de la vegetación y fauna autóctona acuática, sino que también ocasiona desequilibrios generalizados a todo el ecosistema terrestre que de estas masas de agua depende. El exceso de materia orgánica y nutrientes en el agua (nitrógeno y fósforo) conduce a la eutrofización, es decir, el agotamiento de oxígeno y la muerte de la mayoría de los seres vivos. Los metales pesados y otros compuestos tóxicos producen envenenamientos y bioacumulación.

2. EL DETERIORO DEL AGUA COMO RECURSO ECONÓMICO

La industrialización y el aumento de las poblaciones hace necesaria una mejora en la calidad

La contaminación del lago Baikal (Rusia) ha hundido la economía de los pescadores que de sus aguas dependían
© Living Lakes



de las aguas. Estas exigencias se dirigen especialmente para el agua potable y la higiene personal, pero también a actividades tales como la pesca, el regadío agrícola, la ganadería, la producción industrial y las actividades de ocio. Por fortuna, la mayores demandas de agua se producen en el sector agrícola e industrial, donde los requerimientos de calidad son generalmente menores. Una media del 35% de las extracciones de agua en Europa se destinan a la agricultura, alcanzando valores de hasta casi el 80% en países como España. El 19% de las aguas europeas se destina al uso urbano, un 11% a la industria, excluyendo la refrigeración, y un 29% en la producción energética.

La contaminación de las masas de agua, ya sean ríos, lagunas, humedales, aguas subterráneas e incluso el mar, dificulta o impide su uso pos-

terior, lo que puede suponer un obstáculo serio para el desarrollo socioeconómico de regiones donde este recurso es especialmente escaso. La reutilización del agua, ya sea proveniente de drenajes de riego, aguas domésticas o industriales puede llegar a ser imposible como consecuencia de la acumulación de contaminantes.

España presenta el mayor índice de explotación hídrica de Europa, ya que más de un tercio del sus recursos hídricos se explotan anualmente, aumentando además de forma constante. En otros países, como en Dinamarca o los Países Bajos, estos índices se han reducido en los últimos 20 años del 20 al 12% y del 10 al 5% respectivamente. La necesidad, por tanto, de un adecuado tratamiento de las aguas residuales se convierte en una prioridad en países como España, donde la reutilización del recurso agua se hace cada vez más perentoria.

Otros efectos negativos de las aguas contaminadas sobre los diferentes sectores productivos no se derivan sólo de la imposibilidad de la adecuada reutilización sino de los daños que ocasionan en las instalaciones, peligro para trabajadores, obstrucciones, malos olores y molestias a los ciudadanos, etc., además de efectos económicos directos como el aumento de los costes de depuración (energético, reactivos, personal, gestión), aumento del canon de vertido, mayores costes de gestión de lodos y sanciones.

Contaminantes

USOS →	Agua de bebida	Biodiversidad Pesca	Ocio	Riego	Usos industriales	Producción energética	Transporte
Patógenos	● ●	-	● ●	●	● ●	na	na
Sólidos en suspensión	● ●	● ●	● ●	●	●	●	● ●
Materia orgánica	● ●	●	● ●	+	● ●	●	na
Algas	●	●	● ●	+	● ●	●	●
Nitratos	● ●	●	na	+	● ●	na	na
Sales	● ●	● ●	na	● ●	● ●	na	na
Elementos traza	● ●	● ●	●	●	●	na	na
Microcontaminantes orgánicos	● ●	● ●	●	●	?	na	na
Acidificación	●	● ●	●	?	●	●	na

● ● Impacto importante, ● impacto menor; - sin impacto, na no aplicable, + la degradación y la calidad del agua pueden ser beneficiosas para este uso específico, ? efectos no valorados adecuadamente.

Límites de usos en función de la degradación de la calidad del agua
Fuente: Environmental Protection Agency, EPA

3. CLASIFICACIÓN DE LOS TIPOS DE VERTIDOS DE AGUAS RESIDUALES

El Real Decreto 606/2003 modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, y clasifica los vertidos conforme a una lista recogida en su anexo IV:

- Vertidos de naturaleza urbana o asimilable a urbana:

Se define como agua residual urbana aquella que no contiene un volumen de aguas residuales industriales mayor de un 30 %. Se subdivide en vertidos de:

- Núcleos aislados de población inferior a 250 habitantes-equivalentes
- Población con vertido igual o superior a 250 habitantes-equivalentes

- Vertidos no urbanos (industriales):

Se definen como tal cuando el porcentaje de aguas industriales es superior al 30 % del total. Se subdividen en:

- Vertidos con presencia de sustancias peligrosas
- Vertido de piscifactorías
- Vertido de refrigeración
- Vertidos de achique de actividades mineras
- Vertidos industriales sin presencia de sustancias peligrosas

Los vertidos industriales se consideran con presencia de sustancias peligrosas cuando se constate la presencia de una de las sustancias peligrosas en concentración superior al límite de cuantificación analítica. Se clasifican en:

- Lista I: sustancias reflejadas en la Orden de 12 de noviembre de 1987, sobre normas de emisión, objetivos de calidad y métodos de medición de referencia relativos a determinadas sustancias nocivas o peligrosas contenidas en los vertidos de aguas residuales, modificada por las Órdenes de 13 de marzo de 1989, 27 de febrero de 1991, 28 de junio 1991 y 25 de mayo de 1992.

- Lista II: Real Decreto 995/2000, de 2 de junio, por el que se fijan objetivos de calidad para determinadas sustancias conta-

minantes y se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por Real Decreto 849/1986, de 11 de abril.

- Lista prioritaria: sustancias contenidas en la Decisión nº 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001, por el que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.

En cuanto a los vertidos Industriales sin presencia de sustancias peligrosas, el anexo IV del Decreto 606/2003 de modificación de Reglamento del Dominio Público Hidráulico, clasifica los vertidos industriales en tres clases y 17 grupos. Dentro de cada grupo se describen los vertidos por grupos de actividad, según la clasificación CNAE contenida en el REAL DECRETO 1560/1992, de 18 de Diciembre por el que se aprueba la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE-93) (BOE 306, 22/12/1992):

Clase I

Grupo 0: Servicios

Servicios relacionados con la agricultura. Mantenimiento de vehículos a motor. Gasolineras. Investigación y desarrollo en ciencias naturales y técnicas. Actividades hospitalarias.

Produce aguas asimilables a urbanas. Pueden originarse vertidos accidentales con repercusiones negativas en los tratamientos de depuración. Con la instalación de equipos de separación de aceites e hidrocarburos y una adecuada retirada de residuos a través de gestor autorizado, la incidencia de este sector es mínima.

Grupo I: Energía y Agua

Actividades de producción y distribución de energía eléctrica, combustibles gaseosos. Captación, depuración y distribución de agua.

Estas actividades no suelen realizar sus vertidos al alcantarillado, sino al dominio público.

Grupo 2: Metal

Fabricación de tubos, láminas, hilos y cables, perfiles de hierro y acero.

Producción de ferro-aleaciones, metales preciosos, aluminio, plomo, zinc, estaño y cobre. Fundición de metales. Carpintería metálica, cisternas. Fabricación de maquinaria y equipos, incluyendo motores y vehículos. Material eléctrico, instrumentos y aparatos electrodomésticos.

Grupo heterogéneo que utiliza poca agua en sus procesos productivos o que la usa para refrigeración. Sus cargas orgánicas emitidas son bajas, pero pueden contener metales (zinc, cobre, plomo, etc.) por la contaminación del agua de refrigeración. En determinados casos es necesario un tratamiento físico-químico antes del vertido.

Grupo 3: Alimentación

Fabricación de aceites y grasas refinadas. Preparación y conservación de patatas. Industria de la harina: molinería, alimentos para animales, panadería, pastas y pastelería. Industria del azúcar. Productos del chocolate y confitería. Elaboración de té, café e infusiones. Elaboración de especias, salsas y condimentos. Elaboración de otros productos alimenticios.

Los vertidos contienen cargas orgánicas medias o bajas con la excepción de la industria del azúcar:

Grupo 4: Conservera

Fabricación de productos cárnicos. Fabricación de jugos de frutas y hortalizas. Fabricación de conservas de frutas y hortalizas.

La industria conservera emite vertidos con alto contenido en sólidos y materia orgánica, con un pH que también alcanza valores extremos por el uso de ácido o sosa en las actividades de pelado y limpieza. La industria de aceitunas y encurtidos vierte, además, gran cantidad de sal con un efluente muy ácido. La fabricación de productos cárnicos también produce vertidos con alta carga orgánica y elevados contenidos en nitrógeno, sales y grasas. Todas las industrias conserveras precisan tratamientos de sus efluentes antes del vertido al alcantarillado, incluyendo tratamientos biológicos.

Grupo 5: Confección

Confección de prendas de cuero. Preparación y teñido de pieles. Confección de prendas de vestir. Fabricación de calzado.

Esta actividad apenas usa el agua en sus procesos productivos.

Grupo 6: Madera

Aserrado y cepillado de la madera, fabricación de chapas, tableros, estructuras de madera, carpintería y ebanistería. Fabricación de envases y embalajes de madera. Fabricación de productos del corcho, cestería y espartería. Fabricación de muebles.

Su incidencia es escasa siempre que se retiren y se gestionen a través de gestor autorizado, colas, pinturas y barnices.

Grupo 7: Manufacturas diversas

Edición e impresión de libros, periódicos y revistas. Artes gráficas. Vídeo e informática. Fabricación de colchones, joyería, juguetes, etc.

Estas industrias son asimilables a domésticas con la adecuada gestión de residuos de imprentas y artes gráficas.

Clase 2

Grupo 8: Minería

Extracción de minerales energéticos. Extracción de minerales. Extracción de piedra, gravas, arenas y sal. Refinería de petróleo, carbón y combustibles nucleares.

El sector minero no suele realizar vertidos al alcantarillado.

Grupo 9: Química

Fabricación de colorantes y pigmentos. Química inorgánica. Abonos y fertilizantes. Materias primas plásticas. Pesticidas y productos agroquímicos. Pinturas barnices y revestimientos. Productos farmacéuticos. Jabones y detergentes y artículos de limpieza. Fabricación de aceites esenciales. Fabricación de productos del caucho y otras materias plásticas.

Supone una gran diversidad de actividades y vertidos, incluyendo compuestos tóxicos, inhibidores de procesos biológicos

o compuestos difícilmente degradables. Algunas actividades como el caso de la fabricación de plásticos y algunas industrias químicas vierten con escasa carga, ya que emplean el agua básicamente en refrigeración. Las industrias de plaguicidas, agroquímicos, colorantes, pigmentos, barnices y revestimientos, deben tratar sus vertidos como residuos tóxicos y no pueden ser eliminados por el alcantarillado. La industria farmacéutica produce vertidos con alta carga orgánica, grandes cantidades de nitrógeno y elevada salinidad, muy difíciles de tratar en depuradoras de aguas residuales urbanas. Además pueden estar presentes compuestos orgánicos coloreados no biodegradables.

Grupo 10: Materiales de construcción

Fabricación de vidrio. Cerámica. Cemento, cal y yeso. Reciclaje de elementos no metálicos.

Las industrias de fabricación de materiales de construcción no suelen realizar vertidos al alcantarillado, salvo el sector cerámico con aguas residuales producidas durante las operaciones de limpieza de las secciones de esmaltado. En ocasiones, estas aguas se reciclan como aguas de lavado, lo que incrementa la concentración de algunas sustancias en el circuito. Su contenido en materia orgánica es bajo pero con concentraciones elevadas de sólidos en suspensión. También presentan metales pesados, como aniones, boro, plomo, zinc.

Grupo 11: Bebidas y tabaco

Destilación de bebidas alcohólicas. Elaboración de vinos. Fabricación de cerveza. Fabricación de bebidas no alcohólicas. Tabaco.

La elaboración de vino produce vertidos estacionales con alta carga orgánica, de octubre a noviembre. La elaboración de cerveza produce una elevada carga orgánica con un pH fuertemente alcalino. En general, las industrias de elaboración de bebidas precisan de tratamientos biológicos de sus aguas antes de ser vertidas al alcantarillado.

Grupo 12: Aceites, carnes y lácteos

Mataderos. Productos de pescado.

Fabricación de aceites y grasas sin refinar. Fabricación de productos lácteos. Helados.

Los mataderos producen gran cantidad de aguas residual con alta concentración de materia orgánica y nitrógeno, así como sólidos y grasas. Precisan sistemas para minimizar la carga vertidas además de un tratamiento biológico. La fabricación de productos a base de pescado produce aguas residuales de alta carga orgánica y sales. La única opción para estas aguas es la evaporación o gestión como residuo. Las almazaras producen alpechines, un vertido de alta carga orgánica. La industria láctea, y en especial la del queso, produce aguas residuales con elevadas cantidades de materia orgánica y nitrógeno.

Grupo 13: Textil

Fabricación de hilos y tejidos. Fabricación de artículos textiles excepto prendas de vestir.

Sus aguas residuales presentan concentraciones elevadas de sólidos, materia orgánica, detergentes y color; así como pH extremos. Suelen precisar complejos sistemas de tratamiento antes de su vertido.

Grupo 14: Papel

Fabricación de pasta papelera. Fabricación de papel y cartón. Fabricación de embalajes de papel y cartón.

La utilización de papel recuperado como materia prima ha supuesto que estas empresas sean potencialmente mucho más contaminantes. Dado el gran consumo de agua, se han establecido sistemas de reciclado de sus aguas y de recuperación de materias primas. Como contrapartida, las aguas se han ido concentrando en materias orgánicas disueltas, indiferentes a la depuración físico-química. También se ha producido un aumento de la conductividad eléctrica.

Clase 3

Grupo 15: Curtidos

Preparación, curtido y acabado del cuero. Lacado, limpieza y teñido de prendas textiles y de piel.

El agua residual de esta actividad con-

tiene sales, estiércol, tierra, materia orgánica procedente de grasas, pelo, restos de carne, piel, etc., así como restos de productos curtientes y colorantes empleados. Los efluentes suelen estar contaminados con sustancias tóxicas, como aluminio, sulfuro de cromo y sosa cáustica. Son vertidos especialmente perjudiciales para las depuradoras urbanas, precisando tratamientos específicos.

Toma de muestras del vertido emitido por una industria de curtidos
© Fernando Jubete



Grupo 16: Tratamiento de superficies metálicas
Produce aguas residuales de baja carga orgánica y sólidos, pero puede contener metales (zinc, níquel, cobre, etc), tóxicos y acumulables en los fangos, que deben ser tratados como residuo peligroso.

Grupo 17: Zootecnia Ganadería.

Por lo general las instalaciones ganaderas no vierten al alcantarillado municipal. Sus aguas residuales contienen grandes

cantidades de sólidos, restos vegetales y alta carga orgánica, muy perjudiciales para las estaciones depuradoras.

4. CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

Por su especial interés para el presente manual, nos centraremos en este apartado en el estudio de la composición de las aguas residuales urbanas, ya que las aguas de origen industrial, como anteriormente se ha descrito, presentan una gran variabilidad y deben ser objeto de estudio y análisis detallado en cada caso concreto.

Las aguas residuales urbanas se diferencian en función de los tipos de vertidos que las componen. Así, se pueden desglosar en:

- **Aguas domiciliarias**

Se pueden a su vez subdividir en aguas de cocina, con sales, materia orgánica y sólidos, aguas de baño, con jabones y productos de limpieza, y aguas de lavado de locales, con jabones, arenas y papel.

- **Aguas negras**

Proceden de la defecación humana y contienen residuos fecales del orden de 100 a 250 gramos por habitante y día, con gran cantidad de microorganismos aerobios y anaerobios.

- **Aguas de limpieza pública y riego**

Se caracterizan en función de su procedencia de abastecimiento y contiene materiales sólidos de

Balsa de almacenamiento de purines procedentes de una instalación porcina
© Eduardo de Miguel



arrastre así como elementos fertilizantes de parques y jardines.

- Aguas pluviales

Aunque en origen se trate de un agua pura, su paso por áreas urbanas o industriales altera enormemente su composición.

Las aguas residuales urbanas más típicas tienen componentes normalmente fácilmente separables o biodegradables, como sólidos, materia orgánica, aceites y grasas, y no suelen presentar sustancias peligrosas. Los volúmenes generados por habitante son variables dependiendo del tamaño de la población y época del año. Por lo general, las pequeñas comunidades tienen consumos por habitante inferiores a los de los grandes núcleos, pero con vertidos más concentrados.

Las zonas turísticas presentan el problema de una fuerte estacionalidad en la producción de aguas residuales, con la consiguiente dificultad a la hora de dimensionar las estaciones de tratamiento.

4.1. Características físicas

- Temperatura

Suele ser un parámetro bastante uniforme a lo largo del año y, en las condiciones de España, suele oscilar entre los 15 °C en invierno y los 20 °C en verano.

- Olor

Teóricamente, el agua residual no debería presentar olor alguno. Si se producen olores desagradables es síntoma de que los procesos de putrefacción han comenzado, ya sea por distancias o tiempos de transporte largos de las aguas residuales.

- Color

Debe ser gris con sólidos en suspensión o flozantes fácilmente reconocibles. Con el paso del tiempo el color se torna más negro y los sólidos son menos reconocibles, y se denominan en estas condiciones aguas sépticas.

- Sólidos

Los sólidos totales lo compone el residuo seco resultante de evaporar todo el agua, indepen-

dientemente de su naturaleza, y son la suma de los sólidos en suspensión, aquellos que retiene el papel de filtro, y los sólidos disueltos, los que lo atraviesan. Los sólidos en suspensión se reparten, a su vez, en sedimentables, capaces de separarse del agua residual por sedimentación, y no sedimentables, los coloides.

Un agua residual urbana media presenta, aproximadamente, un 0,1% de sólidos totales. De ellos, el 80% se puede considerar como sólidos disueltos, un 13% sólidos sedimentables y un 7% coloides, es decir, un total de un 20% de sólidos en suspensión.

- Conductividad

La conductividad eléctrica indica el contenido en sales disueltas en el agua. El uso doméstico de las aguas suele elevar su conductividad a valores de entre 1.000 y 2.000 μ Siemens/cm. La medida de la conductividad es útil para establecer la posible infiltración de agua marina o para evaluar el uso de las aguas depuradas en riegos y otros usos afines.



Estación Depuradora de Aguas Residuales de La Hoya, Lorca (Murcia)
© Eduardo de Miguel

4.2. Características químicas

- Materia orgánica

Es una de las características fundamentales de las aguas residuales por su impacto en el medio y el uso posterior de las aguas. Las medidas más habituales de materia orgánica son la Demanda Biológica de Oxígeno a los cinco días (DBO_5) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

La DBO_5 representa la cantidad de oxígeno disuelto que se consume en un agua residual durante 5 días a 20° C por efecto de la oxidación biológica de la materia orgánica biodegra-

dable presente en dicho agua residual. La oxidación se efectúa por los propios microorganismos presentes en el agua. Es decir, reproduce el consumo de oxígeno que se ocasionaría con ese vertido en el medio natural. Las aguas residuales urbanas presentan valores de DBO_5 que oscilan entre 100 y 300 mg/l.

La DQO estima el oxígeno necesario para oxidar químicamente toda la materia orgánica contenida en la muestra de agua. Dado que por medios químicos la oxidación es más completa que en el caso anterior, los valores de DQO suelen ser mayores que los de la DBO_5 . Para el caso de las aguas residuales urbanas la relación entre la DBO_5 y la DQO suele ser alrededor de 0,5, es decir, la DQO suele ser doble que la DBO_5 . Las aguas residuales urbanas presentan valores de DQO que oscilan entre 150 y 800 mg/l.

- **Materia inorgánica**

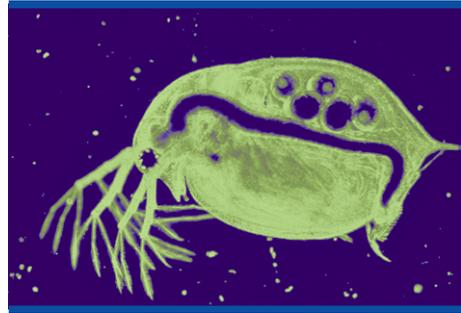
Algunos de los elementos y compuestos inorgánicos más importantes presentes en las aguas residuales urbanas, ya sea por su incidencia en el medio o en la propia depuración de esta aguas, son:

- El oxígeno disuelto, que oscila en valores de entre 1,0 y 3,0 mg/l.
- El pH, con valores normales de entre 6,0 y 9,0.
- Nutrientes como el nitrógeno, presente en forma orgánica e inorgánica, como amoníaco, nitrito y nitratos, y el fósforo, también presente en forma orgánica e inorgánica, principalmente como fósforo soluble (ortofosfatos). Los valores normales de nitrógeno total suelen oscilar entre 20 y 85 mg/l (orgánico 8-35 mg/l, amoniacal 12-50 mg/l y nitratos 0-10 mg/l). Los valores normales de fósforo total varían entre 4 y 15 mg/l (orgánico 1-5 mg/l e inorgánico 3-10 mg/l).

4.3. Características biológicas

Las aguas urbanas, por su contenido en materias orgánicas y, especialmente fecales, albergan numerosos organismos patógenos que es necesario eliminar.

Un gramo de heces humanas puede llegar a contener hasta 10^9 de partículas virales infecciosas, pudiendo sobrevivir en el medio ambiente durante semanas, especialmente a bajas temperaturas. Especialmente destacable es la presencia de adenovirus, enterovirus como el de la poliomielitis, el virus de la Hepatitis A, reovirus y rotavirus.



Las *Daphnias*, o pulgas de agua, son bioindicadores de aguas no contaminadas
© Living Lakes

Las bacterias se utilizan como indicadores de contaminación fecal en las aguas, siendo la más utilizada la *Escherichia coli*. Una persona adulta puede excretar diariamente hasta 2.000.000.000 de bacterias coliformes al día. Destaca la presencia también de salmonelas y el *Vibrio Cholerae*, causante del cólera. Finalmente, también aparecen protozoos y parásitos como lombrices. El contenido medio de coliformes totales en las aguas residuales oscila entre las 10^6 y las 10^9 colonias/100 ml y el de estreptococos fecales entre las 10^4 y las 10^7 colonias /100 ml.

En muchos casos, el tratamiento de las aguas residuales tiene un efecto pequeño en la eliminación de estos patógenos, y sólo son útiles cuando transcurre el tiempo necesario para que se produzca la muerte del organismo.

En general, y en función de origen y mezcla de las aguas urbanas, de las costumbres de la población, de la presencia de áreas industriales con vertidos a la red de alcantarillado, del régimen de lluvias, etc., la composición de las aguas residuales urbanas es muy variable. En función de los diferentes parámetros de calidad, se subdividen, de forma genérica, en aguas con concentraciones débiles, medias o fuertes.

Parámetros de las aguas residuales
Fuente: Aurelio Hernández Muñoz

Parámetros	Contaminación		
	fuerte	media	baja
Sólidos totales	1.000	500	200
Volátiles	700	350	120
Fijos	300	150	80
Sólidos en suspensión	500	300	100
Volátiles	400	250	70
Fijos	100	50	30
Sólidos sedimentables	250	180	40
Volátiles	100	72	16
Fijos	150	108	24
Sólidos disueltos	500	200	100
Volátiles	300	100	50
Fijos	200	100	50
DBO ₅ a 20°C	300	200	100
DQO	800	450	160
Oxígeno disuelto	0	0,1	0,2
Nitrógeno total (N)	86	50	25
Nitrógeno orgánico (N)	35	20	10
Amoniaco libre N-NH ₄	50	30	15
Nitritos N-NO ₂	0,1	0,05	0
Nitratos N-NO ₃	0,4	0,2	0,1
Fósforo total (P)	17	7	2
Cloruros	175	100	15
pH	6,9	6,9	6,9
Grasas	40	20	0

Valores en mg/l con excepción del pH

4.4. El tratamiento de las aguas residuales. Normativas

Los sistemas de depuración de las aguas residuales son múltiples, pero se clasifican siempre en función del nivel de tratamiento conseguido:

- El pretratamiento elimina las materias gruesas, cuerpos gruesos y arenosos cuya presencia en el efluente perturbaría el tratamiento total y el funcionamiento eficiente de las máquinas, equipos e instalaciones de la estación depuradora.
- El tratamiento primario elimina sólo parte de los sólidos en suspensión y se basa habitualmente en tecnologías de remoción mecánica.

- El tratamiento secundario utiliza normalmente sistemas biológicos con microorganismos aerobios o anaerobios que descomponen la mayor parte de la materia orgánica y retienen entre un 20 y un 30% de los nutrientes, eliminando hasta el 75% del amonio.

- El tratamiento terciario incluye la retención del fósforo y del nitrógeno y también la eliminación de microorganismos patógenos.

Existen todavía grandes diferencias en la situación del tratamiento de las aguas residuales entre el norte y el sur de Europa. La mayor parte de la población de los países del norte de Europa se encuentra conectada a plantas de tratamiento terciario de aguas residuales, en las cuales se retira de forma eficiente la materia orgánica y los nutrientes de los vertidos. En los países del centro de la Unión Europea, como Dinamarca, Países Bajos, Alemania o Austria, más de las dos terceras partes de la población están conectadas a tratamientos de tipo terciario. En el Reino Unido y Luxemburgo la mayor parte de la población sólo está conectada a tratamientos de tipo secundario.



La eutrofización del Parque Nacional de los Broads, en el Reino Unido, obliga a la retirada mecánica del exceso de algas y otra vegetación
© Living Lakes

En Bélgica e Irlanda, el nivel de tratamiento es similar al de los países del sur de Europa, donde sólo entre el 30 y el 40% de la población está conectada a sistemas de tipo terciario o, lo más habitual, secundario.

En cualquier caso, a lo largo de los últimos 30 años la generalización del tratamiento biológico de las aguas residuales en toda Europa ha permitido reducir la descarga de materia orgánica a las masas de agua. Durante los años 90 del siglo XX, los niveles de DBO (Demanda

Biológica de Oxígeno) cayeron entre un 20 y un 30% en el conjunto de la Unión Europea, en buena medida gracias a la aplicación de la Directiva 91/271/CEE, sobre depuración de aguas residuales urbanas. La reducción de las concentraciones de amonio ha sido incluso mayor que la de la DBO, con un descenso del 40% en la Unión Europea de los 15 y casi un 60% en los países recién incorporados a la Unión.

También en los años 90 se redujo la concentración de fósforo en la Unión Europea, en niveles de entre un 30 y un 40% de media. Esta reducción no sólo se ha debido al mejor tratamiento (terciario) de las aguas residuales, sino a la aplicación en las industrias emisoras de tecnologías más limpias y eficientes. Las concentraciones de nitratos en las aguas y suelos europeos, en cambio, no se deben tanto a las emisiones de las aguas residuales sino a los excedentes de la fertilización agraria. En este caso no existe todavía una tendencia clara en su reducción a medio y largo plazo.

La legislación que afecta a la calidad de las aguas y, especialmente la relacionada con los vertidos, es compleja y está compartida por el derecho europeo, español, autonómico y municipal.

Estación depuradora convencional de aguas residuales urbanas
© Eduardo de Miguel



La legislación del Estado regula, mediante sus diferentes normativas, la calidad de las aguas continentales y marítimas. El Estado tiene competencia exclusiva sobre la legislación, ordenación y concesión de recursos y aprovechamientos hidráulicos cuando las aguas discurren por más de una Comunidad Autónoma. También es competente sobre los vertidos emitidos al mar desde buques o aeronaves. El Ministerio de Medio Ambiente, a través de las

Confederaciones Hidrográficas, regula los vertidos a cauce público.

Las Comunidades Autónomas son competentes en la gestión de la calidad de aguas interiores y los vertidos al mar desde tierra, y los municipios regulan y autorizan los vertidos a las redes de alcantarillado público, a través de ordenanzas municipales.

A continuación, se relacionan por orden cronológico las principales normativas emanadas hasta la fecha por la Unión Europea y el Estado Español en relación con la calidad de las aguas:

4.4.1. Directivas de la Unión Europea en materia de calidad de agua:

DIRECTIVA 75/440/CEE, relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los Estados miembros.

DIRECTIVA 76/160/CEE, relativa a la calidad de las aguas de baño.

DIRECTIVA (MARCO) 76/464/CEE, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad.

DECISIÓN 77/585/CEE, relativa a la celebración del Convenio para la protección del Mar Mediterráneo contra la contaminación, así como del Protocolo sobre la prevención de la contaminación del Mar Mediterráneo causada por vertidos desde buques y aeronaves.

DIRECTIVA 78/659/CEE, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.

DIRECTIVA 79/293/CEE, relativa a la calidad exigida a las aguas para la cría de moluscos.

DIRECTIVA 80/778/CEE, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano.

DECISIÓN 81/420/CEE, relativa a la celebración del Protocolo sobre cooperación para combatir

en situaciones de emergencia la contaminación del Mar Mediterráneo causada por hidrocarburos y otras sustancias perjudiciales.

DECISIÓN 83/101/CEE, relativa a la celebración del Protocolo sobre la protección del Mar Mediterráneo contra la contaminación de origen terrestre.

DECISIÓN 84/132/CEE, relativa a la celebración del Protocolo sobre las zonas especialmente protegidas del Mediterráneo.

DIRECTIVA 86/278/CEE, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra sustancias peligrosas.

DIRECTIVA 86/278/CEE, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de lodos de depuradoras en agricultura.

DIRECTIVA 91/271/CEE, sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas. Se trata de una Directiva fundamental en cuanto a normativa de tratamiento de aguas se refiere, ya que marca los plazos y tratamientos de depuración de las aguas residuales urbanas, estableciendo las características para que determinadas zonas deban ser declaradas como sensibles.

DIRECTIVA 91/676/CEE, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.

DIRECTIVA 96/61/CEE, relativa a la prevención y control integrados de la contaminación.

DIRECTIVA 98/15/CE, por la que se modifica la DIRECTIVA 91/271/CEE, en relación con determinados requisitos establecidos en su Anexo I.

DIRECTIVA 98/83/CE, relativa a la calidad de las aguas destinadas a consumo humano.

DIRECTIVA (MARCO) 2.000/60/CE, por la que se establece un marco comunitario de actuación en la política de aguas. Transcurridos siete años desde la entrada en vigor de la Directiva, quedarán derogadas las Directivas 75/440/CEE; y 79/869/CEE, así como la Decisión 77/795/CEE. Transcurridos trece años desde la entrada en vigor de la Directiva, quedarán derogadas las

Directivas 78/659/CEE; 79/923/CEE; 89/68/CEE y 76/464/CEE.

DECISIÓN 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la DIRECTIVA 2000/60/CE.

4.4.2. Legislación española en materia de calidad de agua:

LEY 29/85, de Aguas, procedente de la aplicación de las DIRECTIVAS 76/464/CEE y 80/68/CEE

REAL DECRETO 849/86, por el que se aprueba el Reglamento de Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos Preliminar, I, IV, VI y VII de la Ley de Aguas.

ORDEN MINISTERIAL de 11 de mayo de 1988, sobre las características básicas de calidad que deben ser mantenidas en las corrientes de aguas superficiales cuando sean destinadas a la producción de agua potable. Procedente de la aplicación de la DIRECTIVA 75/440/CEE.

REAL DECRETO 734/88, por el que se establecen las normas de calidad de las aguas de baño, procedente de la aplicación de la DIRECTIVA 76/160/CEE.

LEY 22/88, de Costas, procedente de la aplicación de la DIRECTIVA 76/464/CEE.

REAL DECRETO 927/88, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en desarrollo de los Títulos II y III de la Ley de Aguas.

ORDEN MINISTERIAL de 16 de diciembre de 1988, relativa a los métodos y frecuencias de análisis o de inspección de las aguas continentales que requieren protección o mejora para el desarrollo de la vida piscícola. Procedente de la aplicación de la DIRECTIVA 78/659/CEE.

REAL DECRETO 38/89, por el que se establecen las normas de calidad de las aguas para la cría de moluscos. Procedente de la aplicación de la DIRECTIVA 79/923/CEE.

REAL DECRETO 258/1989 por el que se establece la normativa general sobre vertidos de sustancias peligrosas desde tierra al mar:

REAL DECRETO 1471/1989, por el que se aprueba el Reglamento General para el desarrollo y ejecución de la Ley 22/1988 de Costas.

ORDEN MINISTERIAL de 15 de octubre de 1990, sobre características básicas de calidad que deben ser mantenidas en las corrientes de agua superficiales cuando sean destinadas a la producción de agua potable. Procedente de la aplicación de la DIRECTIVA 75/440/CEE.

REAL DECRETO 1.310/90, por el que se aprueba la utilización de lodos de depuración en el sector agrario. Procedente de la aplicación de la DIRECTIVA 86/278/CEE.

LEY 27/1992, de Puertos del Estado y de la Marina Mercante, modificada por la LEY 62/1997, de 26 de diciembre, de modificación de la Ley 27/1992, de 24 de noviembre, de Puertos del Estado y de la Marina Mercante. Establece reglamentaciones sobre los vertidos al mar.

RESOLUCIÓN de 28 de abril de 1995, por la que se dispone la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995, por el que se aprueba el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales.

REAL DECRETO 484/95, sobre medidas de regularización y control de vertidos.

REAL DECRETO-LEY 11/95, por el que se establecen normas aplicables al tratamiento de aguas residuales urbanas. Procedente de la aplicación de la DIRECTIVA 91/271/CEE.

REAL DECRETO 26/96, sobre la protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. Procedente de la aplicación de la DIRECTIVA 91/676/CEE.

REAL DECRETO 509/96, de desarrollo del REAL DECRETO-LEY 11/95, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

RESOLUCIÓN de 25 de mayo de 1998, por la que se declaran las "zonas sensibles" en las cuencas hidrográficas intercomunitarias.

REAL DECRETO 1.664/1998, por el que se aprueban los Planes Hidrológicos de Cuenca.

REAL DECRETO 2.116/98, por el que se modifica el REAL DECRETO 509/96 de desarrollo del REAL DECRETO-LEY 11/95 por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

LEY 46/1999 de modificación de la Ley de Aguas 29/1985.

REAL DECRETO 995/2.000, que establece los objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes y modificación del Reglamento de Dominio Público Hidráulico, aprobado por el R.D. 849/1986.

REAL DECRETO LEGISLATIVO 1/2001, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. (BOE nº 176, de 24 de julio) Los artículos 100 a 106 son los que hacen referencia específica al vertido de aguas al Dominio Público Hidráulico.

LEY 16/2002, de Prevención y Control Integrados de la Contaminación.

REAL DECRETO 606/2003 por el que se modifica el REAL DECRETO 849/1986, por el que se aprueba el Reglamento de Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos preliminar, I, IV, V, VI y VIII de la Ley 29 /1985, de Aguas.

4.4.3. La DIRECTIVA 91/271/CEE, sobre depuración de aguas residuales urbanas

En 1991, la Unión Europea, dada la grave situación de contaminación de las aguas en los diferentes Estados miembros, promulgó la Directiva 91/271/CEE.

La Directiva 91/271 establece los plazos y obligaciones que los Estados Miembros deben de cumplir en materia de depuración de aguas residuales, tratamientos secundarios y terciarios del agua, utilización de lodos y colectores. Estipula que, obligatoriamente, a partir del 31 de

Fase de tratamiento biológico en una estación depuradora
© Eduardo de Miguel



diciembre 2005, se deben depurar, mediante un tratamiento adecuado, los vertidos de poblaciones equivalentes inferiores a 2.000 h-e cuando el vertido es en aguas continentales y estuarios, e inferiores a 10.000 h-e cuando el vertido es en aguas costeras. Tratamiento primario se exige en zonas menos sensibles normales para una población equivalente de entre 2.000 y 10.000 h-e cuando el vertido es en estuarios y de entre 10.000 y 15.000 h-e cuando el vertido es en aguas costeras. El tratamiento será secundario

en zonas normales para una población equivalente superior a 2.000 h-e cuando el vertido sea en aguas continentales y estuarios, y a 15.000 h-e cuando sea en aguas costeras.

En cuanto a vertidos industriales biodegradables, la Directiva no establece unos parámetros para los mismos, pero exige que los vertidos procedentes de instalaciones con descargas mayores a 4.000 h-e cumplan con la normativa previa y/o la autorización específica de la autoridad competente antes del 31 de diciembre de 2000.

Un habitante equivalente (h-e) corresponde a la carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de 60 g de oxígeno por día.

Esta Directiva establece también la necesidad de determinar zonas más sensibles y de realizar tratamientos primarios o adecuados en las aglomeraciones mayores a las citadas anteriormente, así como los plazos para lograr el cum-

Tipos de tratamientos

Fuente: Ministerio de Medio Ambiente de España

Parámetros



Zonas normales → TRATAMIENTO SECUNDARIO

	Concentración	% Reducción
DBO ₅ (mg/l de O ₂):	25	70-90
DQO (mg/l de O ₂):	125	75
Sólidos en suspensión (mg/l) (optativo):	35	90

Zonas sensibles → ELIMINACIÓN DE N Y P

	Concentración	% Reducción
Fósforo total (mg/l):	2 (entre 10.000 y 100.00 h-e) 1 (para más de 100.000 h-e)	80
Nitrógeno total (mg/l):	15 (entre 10.000 y 100.000 h-e) 10 (para más de 100.000 h-e)	70-80

Zonas menos sensibles → TRATAMIENTO PRIMARIO

	% Reducción
DBO ₅ (mg/l de O ₂):	20
Sólidos en suspensión (mg/l) (optativo):	50

plimiento de los objetivos previstos en 2005. En su artículo nº 5, la Directiva 91/271 define como zona sensible a lagos de agua dulce naturales y otros medios de agua dulce, estuarios y aguas costeras que sean eutróficos o susceptibles de serlo en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección. Los procesos de eutrofización se originan al enriquecerse en nutrientes las aguas con elementos como el nitrógeno y el fósforo, lo que provoca un crecimiento desordenado de algas y otros vegetales, desequilibra la relación entre los organismos vivos presentes en las aguas y, finalmente, afecta a la calidad de éstas. También la Directiva define como zonas sensibles las aguas dulces destinadas a la obtención de agua potable que pudieran llegar a tener una concentración de nitratos superior a la establecida en la Directiva 75/440/CEE si no se toman medidas de protección, y las zonas donde es necesario un tratamiento superior al secundario para el cumplimiento de otras Directivas. La Directiva indica que los Estados miembros velarán porque las zonas sensibles sean revisadas al menos cada cuatro años.

Las zonas menos sensibles son áreas de agua marina donde los vertidos no tienen efectos negativos sobre el medio ambiente debido a la morfología, hidrología o condiciones específicas existentes en la zona.

Las zonas normales son aquellas que no se consideran sensibles o menos sensibles.

4.4.4. Incorporación de la Directiva 91/271 al derecho español y estado de depuración de las aguas residuales en España.

Las autoridades españolas iniciaron ya con la Ley de Aguas de 1985, actualmente derogada, el camino para adecuar los sistemas de tratamiento de las aguas residuales. Sin embargo, tras 20 años de la aprobación de esta Ley, el tratamiento suficiente de las aguas residuales españolas es todavía una asignatura pendiente, que origina severos problemas ambientales y económicos no valorados aún adecuadamente.

Ni los sistemas de tratamiento ni la gestión de las estaciones son aún los óptimos deseables, ni todas las plantas se encuentran dimensiona-

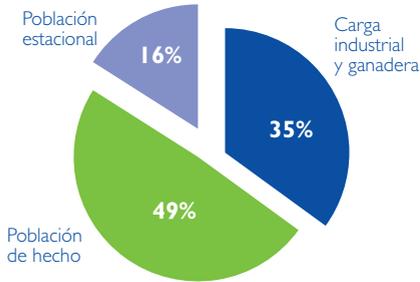
das de forma correcta para atender la carga contaminante que reciben. Muchas instalaciones son obsoletas, pero también muchas otras son excesivamente caras y complicadas de gestionar, lo que suponen una carga económica y técnica difícilmente asumible por pequeñas poblaciones con escasos recursos o personal capacitado, lo que ocasiona su pronto abandono. Por otra parte, en muchas ocasiones las redes de saneamiento son deficientes, no recogen el total de los vertidos de las poblaciones, o bien presentan fugas que afectan a las aguas freáticas. No se tratan adecuadamente tampoco las aguas pluviales o de tormentas, ni los fangos derivados de la propia depuración, lo que provoca nuevos focos de grave contaminación. Finalmente, el control por parte de las autoridades competentes también es escaso, con un claro incumplimiento de las ordenanzas municipales en el caso de que éstas existan.

La Directiva 91/271 supuso un empuje hacia la resolución de esta problemática. La Directiva fue transpuesta al derecho español mediante el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales 1995-2005, en Resolución de 28 de abril de 1995, BOE 113, 12/05/1995. Posteriormente, el Real Decreto Ley 11/1995, de 28 de diciembre, establece las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas (BOE 312, 30/12/1995) y el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, desarrolla el Real Decreto Ley 11/1995, (BOE 77, 29/03/1996).

A fecha de redacción del presente manual, los datos actualizados de que se dispone sobre el estado de depuración de aguas residuales en España corresponden a la situación a 1 de enero de 2003 (Dirección General del Agua del Ministerio de Medio Ambiente). Estos datos vienen reflejados como carga contaminante conforme y no conforme en valores absolutos y porcentajes, así como de la carga correspondiente a las instalaciones en construcción. Se considera carga contaminante conforme a la Directiva 91/271/CEE aquella conectada a un sistema de tratamiento acorde con el nivel de depuración establecido en ésta y cuyo funcionamiento permite alcanzar los valores de emisión o porcentajes de reducción que ésta establece. Todos los datos se refieren siempre a la carga generada en aglomeraciones afectadas por la

aplicación de la Directiva, es decir, de más de 10.000 h-e que vierten a aguas costeras y de más de 2.000 h-e que vierten a aguas dulces.

Tipo de carga contaminante
Fuente: Ministerio de Medio Ambiente de España

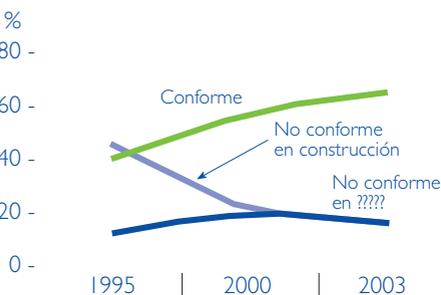


La carga contaminante total afectada por la Directiva en España en 2003 fue de 70,7 millones de h-e, de los que 35 millones, siempre de forma aproximada, corresponden a la población de hecho, 11 millones a la población estacional y por encima de los 24,5 millones a la carga industrial y ganadera.

En cuanto a la situación del tratamiento de esta carga, el 67% de las aguas residuales se encuentran en estado de conformidad con las exigencias de la Directiva, un 17% no están conforme a ésta, pero los sistemas de depuración se encuentran en fase de construcción, y otro 16% ni está conforme, ni los sistemas de tratamiento se encuentran en fase constructiva.

A 1 de enero de 2003, el número de Estaciones de Depuración de Aguas Residuales en funcionamiento o construcción ascendía a 1.573 instalaciones de tratamiento.

Estado de depuración de las aguas residuales en España
Fuente: Ministerio de Medio Ambiente de España



Desde 1995, fecha en que se finalizó la elaboración del Plan Nacional de Saneamiento y Depuración, hasta enero de 2003, el porcentaje

de población equivalente conforme a la Directiva 91/271/CEE ha aumentando en un 26%, pasando de un 41% en 1995 a un 67% en 2003, disminuyendo al población no conforme en un 30%, pasando del 46% al 16%.

4.4.5. La Directiva Marco del Agua 2.000/60/CE

El objetivo de la Directiva marco del Agua es establecer un marco comunitario para la protección de las aguas superficiales continentales, de transición, costeras y subterráneas, para prevenir o reducir su contaminación, promover su uso sostenible, proteger el medio ambiente, mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos y atenuar los efectos de las inundaciones y las sequías.



Uno de los objetivos de la Directiva marco del Agua es promover el uso sostenible de las aguas
© Living Lakes

Los Estados miembros deben determinar todas las cuencas hidrográficas que se encuentran en su territorio y asignarlas a distritos hidrográficos. Las cuencas hidrográficas que se extiendan por el territorio de más de un Estado se incorporarán a un distrito hidrográfico internacional. La cuenca, sea o no transfronteriza, se constituye así en unidad básica de gestión. Se integran las aguas de transición y las costeras junto a las aguas superficiales continentales y subterráneas en la planificación y gestión del agua. Se reconoce así la interdependencia de deltas, plataformas costeras y la dinámica litoral respecto de la gestión de las aguas continentales, lo que constituye un cambio radical en relación con la planificación y gestión del agua.

El cambio para el caso de España es fundamental, ya que supone un giro muy importante con respecto a los objetivos de las normati-

vas existentes, centradas en "la mejor satisfacción de las demandas", es decir, en la gestión del agua enfocada hacia sólo los usos productivos de la misma, básicamente regadío y uso hidroeléctrico.

La Directiva obliga a establecer objetivos explícitos de calidad para todas las masas de agua y establece una serie de mecanismos y procedimientos comunes y estandarizados. Aunque concede amplios márgenes de maniobra a los Estados Miembros, obligará a que los organismos de cuenca realicen importantes modificaciones para cuantificar y controlar la calidad de las aguas al nivel exigido por la Directiva. Los planes de cuenca incluirán un resumen de la incidencia de las actividades humanas en el estado de las aguas superficiales y subterráneas, incluyendo la contaminación difusa y el papel de los usos del suelo, del estado ecológico y químico de las aguas superficiales, y una estimación de la incidencia de la regulación significativa de los flujos del agua, incluidos los trasvases, sobre la dinámica hídrica.

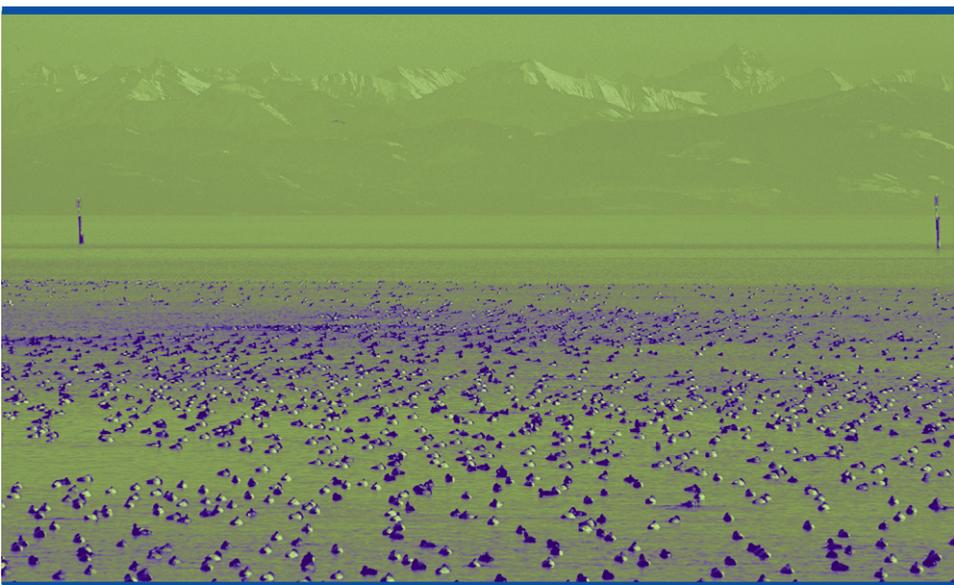
Aúna también la distinta normativa actual que incide en la calidad del agua. Establece valores límite de emisiones y vertidos y sobre el propio estatus de calidad de las distintas masas de agua. Aunque el enfoque combinado no es

nuevo, se consolida como la estrategia básica de control de la contaminación del agua.

La Directiva incluye el principio de gestión económica del agua, con la inclusión de los costes ambientales, proponiendo una política de precios que incentive la recuperación de dichos costes. Esta nueva política de precios influirá decisivamente en las obras hidráulicas, en el sector del regadío, y en la política de depuración, recuperación y reutilización de las aguas.

Lista también una serie de contaminantes prioritarios seleccionados de entre los que constituyen un riesgo importante para el medio acuático, así como normas de calidad aplicables a las concentraciones de los mismos. Así mismo, se proponen medidas de control que tienen por objeto reducir, detener o suprimir los vertidos, emisiones y fugas de sustancias prioritarias. Por último, la Directiva establece garantías de información y participación pública para facilitar la transparencia, la libertad de acceso a la información ambiental y la participación pública. También prevé que los Estados miembros establezcan regímenes de sanciones aplicables a las infracciones de sus disposiciones.

La Directiva Marco del Agua supone un sustancial giro en los principales objetivos y presupuestos básicos, por situar el énfasis en la cali-



Tras décadas de esfuerzos, el Lago de Constanza, entre Alemania, Suiza y Austria, ha mejorado radicalmente la calidad de sus aguas, y abastece de agua potable a más de cuatro millones de personas
© Living Lakes

dad del agua, sus funciones ambientales y en el uso sostenible de la misma. Sin embargo, su redacción ha sido criticada desde diferentes sectores, alegando que, en parte, está redactada en algunos casos en términos muy laxos, lo que hace difícil determinar ciertos incumplimientos de la misma. Se alega que tampoco adopta adecuadamente el principio de precaución, dado que sólo se obliga a tomar medidas una vez que se ha demostrado fehacientemente una determinada contaminación. Contempla diversos mecanismos que permiten a un Estado Miembro rebajar los objetivos ambientales aplicables, lo que puede retrasar el cumplimiento efectivo de estos objetivos hasta quince años después de la entrada en vigor de la Directiva, plazo que puede incrementarse bajo ciertos supuestos relativamente amplios en doce años más.

Calendario para el cumplimiento de las obligaciones de la Directiva Marco del Agua:

- 2000 Cumplimiento del principio de no deterioro del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos.
- 2002 La Comisión publicará una propuesta de medidas específicas para prevenir y controlar la contaminación de las aguas subterráneas.
- 2003 Trasposición a la legislación nacional, identificación de las unidades de cuencas hidrográficas. Se debe designar la autoridad competente para cada distrito hidrográfico y tener listo un borrador de condiciones de referencia para los ecosistemas acuáticos.
- 2004 Finalización del análisis de las características de cada distrito hidrográfico, un estudio de la incidencia de la actividad humana sobre las aguas, un análisis económico del uso de las mismas y un registro de las zonas que necesiten una protección especial. Debe elaborarse también un registro de todas las masas de agua que se utilicen para la captación de agua destinada al consumo humano que proporcionen un promedio de más de 10 m³ diarios, o que abastezcan a más de cincuenta personas.
- 2006 Programa operativo de seguimiento, publicación de un programa de trabajo para los planes de cuenca.
- 2007 Publicación de temas significativos sobre los aspectos de gestión de las cuencas hidrográficas.
- 2008 Consulta sobre el borrador de los Planes de gestión de las cuencas hidrográficas.
- 2009 Inicio de la puesta en práctica de los planes de gestión de cuencas. Debe haberse elaborado un plan de gestión y un programa de medidas en cada distrito hidrográfico. Las medidas previstas en el plan de gestión del distrito hidrográfico deben prevenir el deterioro, mejorar y restaurar el estado de las masas de agua superficiales, lograr que estén en buen estado químico y ecológico y reducir la contaminación debida a los vertidos y emisiones de sustancias peligrosas; deben proteger, mejorar y restaurar las aguas subterráneas, prevenir su contaminación y deterioro y garantizar un equilibrio entre su captación y su renovación y, finalmente, deben preservar las zonas protegidas.
- 2010 Los Estados miembros deberán garantizar que la política de tarifas incite a los consumidores a utilizar los recursos de forma eficaz y que los diferentes sectores económicos contribuyan a la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el uso del agua, incluidos los costes medioambientales y de gestión de recursos.
- 2012 A más tardar, doce años después de la entrada en vigor de la Directiva y, posteriormente, cada seis años, la Comisión publicará un informe sobre su aplicación.
- 2015 Cumplimiento de la consecución de los objetivos de alto y buen estado ecológico de todas las aguas. Este plazo podrá retrasarse o modificarse siempre que se respeten las condiciones establecidas por la Directiva.





Componentes de los sistemas convencionales de depuración de aguas residuales.

José de Miguel Muñoz



1. PARTES DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Normalmente se considera que el tratamiento de las aguas residuales tiene tres partes principales: Recogida, tratamiento y evacuación. En un municipio, el primero corresponde al alcantarillado, el tratamiento corresponde a la estación depuradora y la evacuación es la red que va desde la depuradora al vertido de restitución. El alcantarillado suele recoger tanto aguas de lluvia como aguas fecales y residuales de industrias, en este caso se llama unitario. Sin embargo, existen casos en que se han construido redes independientes para el agua de lluvia y el resto de las aguas de vertido. En este caso se dice que el alcantarillado es separativo.

Muchas depuradoras de aguas con sistemas unitarios de colectores, quedan fuera de servicio durante las tormentas, debido a la gran cantidad de agua que les llega. Incluso donde existe sistema separativo de aguas, las filtraciones de aguas subterráneas o de aguas de lluvia en la red de tuberías de fecales, a través de roturas o grietas, pueden causar problemas de exceso de caudal, en la depuradora. En estos casos es necesario reparar la red. Generalmente el técnico de la depuradora es el primero que se da cuenta de estas roturas, porque observa un caudal mayor cuando llueve.

Con objeto de evitar las avenidas de agua en las estaciones depuradoras se utilizan los Aliviaderos, que son dispositivos para desviar el agua en exceso, de forma que se elimine, bien el

agua que no entraría en el colector o el que sería excesivo para la estación depuradora. Por ello se pueden colocar en un punto intermedio del colector; próximo a un medio o cauce receptor; a la entrada de la propia depuradora, o después del pretratamiento.

Cuando el agua llega a una estación depuradora, pasa por una serie de procesos de tratamiento que extraen los residuos del agua y reducen su peligro para la salud pública, antes de salir de ella. Generalmente el número y tipo de tratamientos depende del origen de las aguas y de su destino final. Así las aguas residuales tratadas, vertidas a un río pequeño, requerirán mayor tratamiento que las vertidas a un río de gran caudal o a un gran lago destinado a la navegación.

Los procesos iniciales en una depuradora se denominan pretratamientos, y pueden realizar las siguientes operaciones: desbaste, dilaceración y eliminación de arenas y grasas. (materias inorgánicas fácilmente sedimentables). Estos procesos extraen el material grueso existente en las aguas

A continuación el agua suele sufrir un tratamiento primario, durante el cual, parte de las materias que lleva se sedimentan o flotan, separándolas del agua que se está depurando. Este tratamiento está basado en fenómenos físicos. Normalmente, al primario le sigue un tratamiento secundario, generalmente, consiste en un tratamiento biológico, en el que se produce la estabilización (oxidación) parcial de la materia orgánica no eliminada por los procesos anterior-

res y favoreciendo su eliminación en procesos posteriores.

La materia orgánica también se puede eliminar mediante procesos físico-químicos, que producen su coagulación y floculación, eliminándose los flóculos formados por decantación o por flotación.

2. PRETRATAMIENTOS

Las aguas residuales llevan todo tipo de elementos que deben ser retirados previamente. Hay que tener en cuenta que la mayoría de los colectores de aguas residuales suelen ser unitarios y normalmente no solo recogen aguas sino también basuras de las calles arrastradas por el agua de lluvia o limpieza municipal.

Las siguientes operaciones tienen la categoría de pretratamiento: desbaste, eliminación de arenas y desengrasado. Se debe llamar la atención sobre la importancia del mismo de cara al funcionamiento de la planta. Su dimensionamiento y diseños deben ser sencillos, amplios y robustos.

2.1. Desbaste

- Rejas y rejillas.

Las aguas residuales que llegan a una depuradora pueden contener trozos de madera, raíces, hilos, trapos, plásticos y todo tipo de desperdicios.

El desbaste previo es la obra que se realiza para eliminar del agua los elementos que por su volumen son arrastrados por el agua residual. Suelen ser voluminosos o densos, dependiendo del tipo de población, industria, etc. La ubicación debe estar justo a la llegada de los colectores.

En una depuradora pequeña bastará con ensanchar el canal de llegada (prolongación del colector), al que se le realiza un rebaje en su parte inferior, de forma que los sólidos caigan en este depósito.

En las plantas pequeñas la recogida de estos sólidos se realiza de forma manual, se suele aprovechar las horas de caudal mínimo.

En las plantas grandes el pozo es de mayores dimensiones. Suele llevar una reja realizada en perfiles o de forma similar; muy robusta, para que aguante el choque de los grandes sólidos. La eliminación de los productos acumulados se suele realizar mediante cuchara bivalva.

El dimensionamiento es función de la experiencia sobre lo que arrastre ese colector.

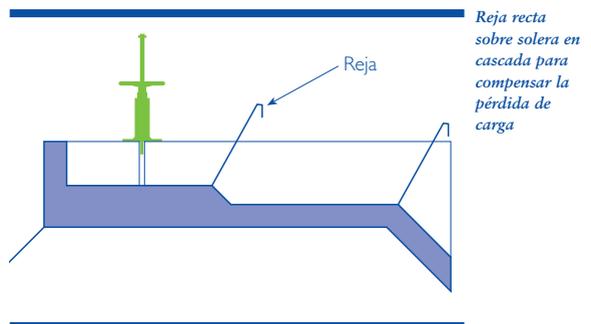
La velocidad de sedimentación es la relación entre el caudal en $m^3/hora$ y la superficie del pozo en m^2 . Valores normales en plantas grandes son 250 y 260 $m^3/hora/m^2$. Salvo casos de excepción con valores entre 200 y 400 $m^3/hora/m^2$ es suficiente.

Si se quiere eliminar arenas de hasta 400 micras, la velocidad debe reducirse a valores del orden de 100 $m^3/hora/m^2$. Esto se realizará si, posteriormente a este desbaste previo, se sitúa un bombeo, ya que de esta forma se reduce el desgaste de las bombas por la acción de la arena.

- Rejas

En la práctica las rejas se dividen en dos grupos según el tipo de material que separen: de gruesos y de finos.

Atendiendo a su forma, las rejas pueden ser rectas o curvas y por su forma de limpieza pueden ser manuales o automáticas. En estas últimas, según sea la acción del peine pueden ser: de acción frontal y de acción dorsal, según el peine actúe por delante o por detrás.



Las rejas de gruesos son las que retienen los elementos sólidos que sean mayores de 10

cm de diámetro. En algunas ocasiones y en función del agua bruta a tratar, se pueden reducir a 5 cm. Es decir la separación libre entre barras está entre 5 y 10 cm. A esta separación se le llama luz.

Las rejillas de finos tiene una función complementaria a las anteriores, con luces libres entre 2 y 5 cm.

En cuanto a que la rejilla sea manual o automática dependerá del tamaño de la población. Para poblaciones por debajo de 5.000 habitantes, ambas rejillas pueden ser manuales. Entre 5.000 y 15.000 ó 20.000 habitantes se puede colocar manual la de gruesos y automática la de finos. Para poblaciones mayores de esas cifras, lo normal es que ambas rejillas sean automáticas. Las rejillas se calculan en función de la velocidad del agua antes de la rejilla (velocidad de acercamiento) y en la propia rejilla (velocidad de paso). En todo caso los parámetros dados no son restrictivos, sino una indicación de los valores a los que debemos de aproximarnos.

- **Bombas dilaceradoras**

Son bombas que actúan triturando los materiales, como trapos, etc. Suelen ir después del pozo de gruesos y sustituyen a las rejillas de gruesos y de finos.

Se utilizan colocando a continuación un tamiz rotativo.

La idea es no tener que realizar la retirada manual de los elementos de las rejillas, en su caso, o eliminar los sistemas de limpieza de las rejillas que siempre dan algunos problemas.

- **Tamices**

Los tamices son sistemas de separación de partículas que tienen una luz entre los 2 mm y los 0,25 mm.

Pueden ser estáticos, si no se mueve ningún elemento o dinámicos, entre estos últimos, los hay vibratorios, rotativos, etc.

Los tamices autolimpiantes, disponen de un sistema de limpieza automático con lavado, y los restos se eliminan mediante cinta transportadora a contenedor; para su posterior traslado a vertedero.

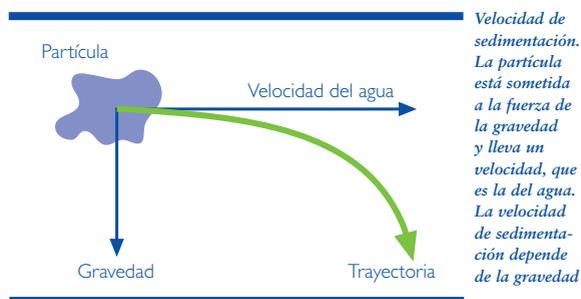
2.2. Desarenadores

Su misión es la retirada de arenas hasta un tamaño de 200 micras, normalmente.

Hay muchas técnicas de desarenado que se pueden clasificar en:

- Desarenadores en canal (aireados o no)
- Desarenador de flujo tangencial
- Desarenadores rectangulares aireados

Las partículas están sometidas a dos velocidades, la del agua u horizontal y la de sedimentación.



Se trata de retirar las partículas de más de 200 micras, para las que la velocidad de sedimentación ideal es de unos 80 m/h.

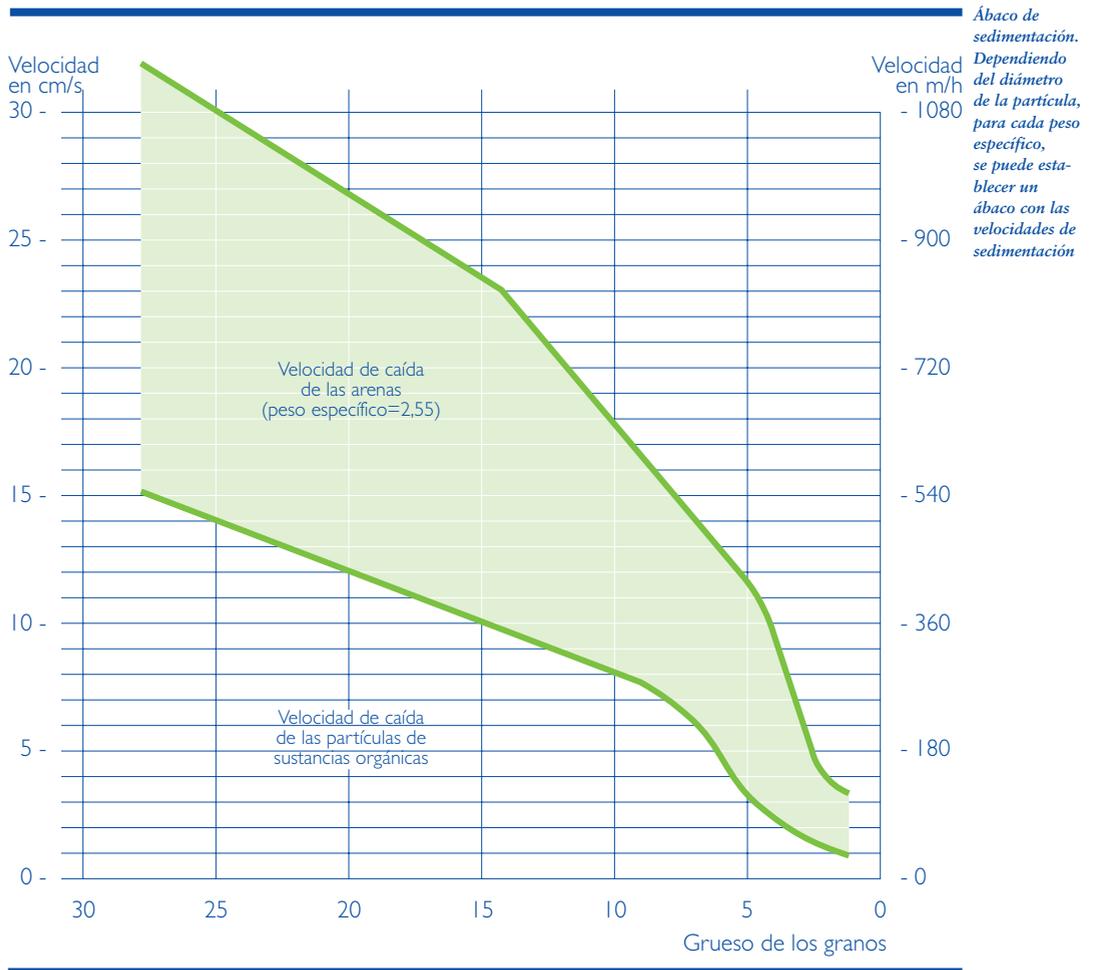
Si se tiene en cuenta que además hay otras partículas de menos densidad (semillas, granos, etc.), se irá a una velocidad inferior. En general se pueden adoptar 40 m/h (supondría un caudal de 40 m³/h por m² de desarenador. Seguidamente se darán los criterios de cálculo para los diferentes tipos de desarenador.

Los desarenadores de canal son indicados para poblaciones de hasta 5.000 habitantes.

La retirada de arenas se realiza manualmente, por lo que se suelen colocar dos líneas y así poder trabajar en la línea fuera de servicio.

La sección transversal tiene la parte superior rectangular; rematada inferiormente con fondos inclinados y una caja de arenas donde se recogen las mismas.

El cálculo se realiza de la siguiente forma: la velocidad de paso será inferior a 0,40 m/h,



con lo que calculamos la superficie transversal. En la práctica se usa 0,30 ó 0,20.

A continuación se ajustan las medidas a unidades lógicas y se adopta una anchura y una altura.

Para calcular la longitud, se parte de la carga superficial, que a caudal medio no debe de sobrepasar los 40 m/h, valores alrededor de 35 son bastante buenos.

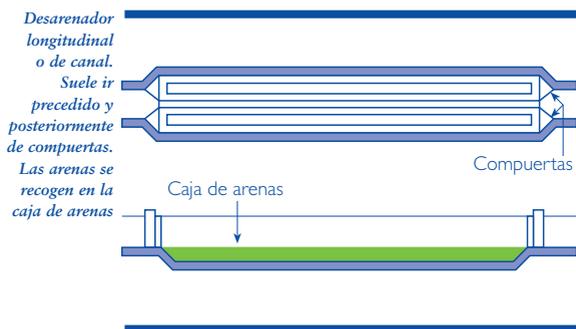
A continuación se comprueba la carga superficial a caudal máximo, que no debe de sobrepasar los 50 m/h, valores cercanos a 47, son aceptables.

Se llaman desarenadores cuadrangulares a

los que basándose en los mismos criterios que los longitudinales, tienen su longitud y anchura iguales.

Estos aparatos van provistos de una rasquetas de fondo movidas por una cabeza central situada en un puente. Las rasquetas de fondo arrastran la arena hacia un pozo central, de donde se extraen mediante bombas.

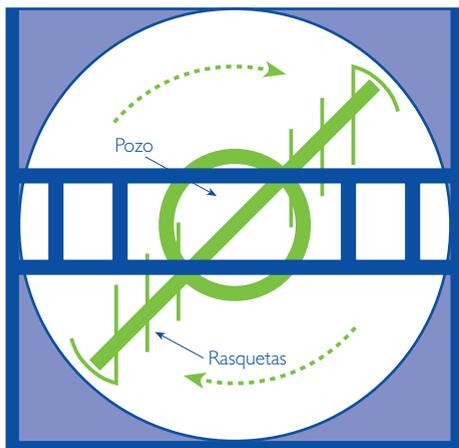
Los desarenadores de flujo tangencial se basan en que se provoca una recirculación de la mezcla agua-arena de forma que aprovechando la fuerza centrífuga se separa la arena del agua. El cálculo se basa en la velocidad de sedimentación. La carga superficial debe ser análoga a los casos anteriores, es decir menor o igual a 0,40 m/h. El volumen se calcula por el tiempo de



retención, que estará entre los dos y tres minutos. Como consecuencia tendremos la profundidad útil.

Los desarenadores rectangulares suelen tener la sección que se muestra en la figura 7. La relación longitud/anchura suele ser entre 3 y 4. La sección se calcula limitando la velocidad de sedimentación y teniendo en cuenta la relación ya expuesta. Este aparato suele utilizarse, además, para extraer grasas al mismo tiempo. El calado o altura útil debe superar los 2,5 m y el tiempo de retención estará sobre los 3 minutos.

Desarenador cuadrangular



Como las secciones resultantes suelen salir grandes, la velocidad horizontal es casi nula, con lo que sedimenta materia orgánica. Por ello es necesaria la aireación del tanque, para separar las partículas sólidas de la materia orgánica. La

recogida de arenas se realiza mediante un puente que se desplaza en el sentido longitudinal del aparato, succionando, mediante bombas, las arenas que se depositan en un canal paralelo.

2.3. Desengrasadores

Entre los productos a separar de las aguas residuales están aquellos que por su densidad tienden a flotar en el agua.

Para realizar esta operación se colocan los separadores de grasas que, como ya se ha indicado, se pueden hacer conjuntamente con el desarenado.

Todos los desengrasadores constan, en principio de dos zonas, una de desenmulsionado de la grasa mediante inyección de aire y otra de tranquilización, donde las grasas flotan. El cálculo se realiza en función de dos parámetros.

3. TRATAMIENTO PRIMARIO

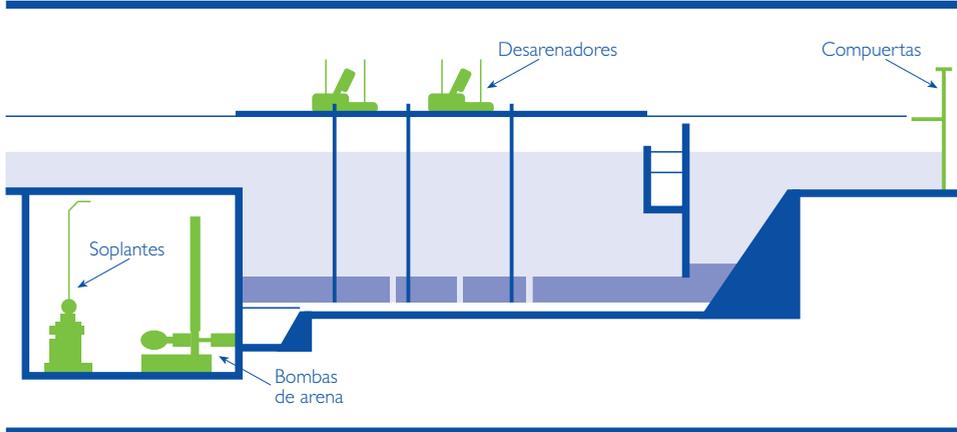
3.1. Sedimentación y flotación

El agua bruta contiene algunas sustancias capaces de sedimentarse o de flotar en la superficie, si la velocidad del agua llega a ser lo suficientemente baja. Los colectores y alcantarillas se diseñan para que el agua fluya rápidamente, impidiendo así que los procesos anteriores se produzcan.

Los desarenadores están diseñados para que el agua circule a una velocidad ligeramente inferior a los anteriores para que los materiales inorgánicos sedimentables pesados (arenas), se depositen en el fondo, de donde se extraen posteriormente.

Los tanques de sedimentación disminuyen la velocidad de las aguas a parámetros mucho menores. La unidad de tratamiento que va después del desarenador, es la unidad de sedimentación y/o flotación, su nombre más normal es el de decantador, dado que sirve para decantar y sedimentar el agua residual. Por ser una unidad del sistema primario de depuración se le denomina decantador primario.

Desarenador rectangular



Los sólidos que se decantan en el fondo de un decantador son arrastrados hacia un extremo, en los decantadores rectangulares y hacia el centro, en los decantadores circulares e introducidos en un pozo de recogida. Desde este pozo se bombean a los sistemas de tratamiento y evacuación de fangos.

Los flotantes se eliminan mediante barrederas de superficie y se llevan a vertedero, se incineran, o se llevan a enterrar:

3.2. Decantadores rectangulares

El sistema colector es distinto en los decantadores rectangulares. Las rasquetas se colocan transversales al tanque y cada extremo de la rasqueta se une a una cadena sin fin situada a lo largo del lateral de aquel. Estas cadenas se mueven mediante ruedas dentadas y arrastran las rasquetas que van guiadas por raíles embutidos en el suelo y en los laterales del tanque.

Cada rasqueta lleva unas piezas rozantes metálicas que se deslizan sobre los raíles.

3.3. Cálculo del rendimiento de un decantador

Para calcular el rendimiento de cualquier proceso de tratamiento de aguas residuales hay que

tomar una muestra antes y después del mismo, preferiblemente muestras compuestas a lo largo de 24 horas.

Se analizan los indicadores de calidad que interesen en cada caso y se calcula el rendimiento correspondiente. Naturalmente existe un rendimiento para cada concepto: DBO, S.S., etc. Los cálculos de rendimiento se realizan para controlar el proceso. Sin embargo la principal preocupación debe ser la calidad final del efluente, independientemente de los rendimientos de cada parte de la depuradora.

Tabla I

Rendimiento previsto	
Sólidos sedimentables	90 a 95 %
Sólidos en suspensión	40 60 %
Sólidos totales	10 a 15 %
DBO	25 a 35 %
Bacterias	25 a 75 %

En general el pH no se verá modificado por un decantador: Se puede prever que el agua decantada tendrá un pH comprendido entre 6,5 y 8, según la región, el suministro de agua y los residuos vertidos en el sistema de colectores.

3.4. Influencia de la temperatura

Por encima y por debajo de 4 °C el agua aumenta de volumen. En general cuando aumenta la temperatura del agua, aumenta la velocidad de sedimentación de las partículas. Las moléculas del agua reaccionan a los cambios de temperatura, aglutinándose cuando la temperatura del líquido es más baja, aumentando la densidad. Según se hace el agua más densa, disminuye la diferencia de densidad entre el agua y las partículas sólidas, con lo que éstas sedimentan más lentamente.

3.5. Tiempo de retención

El agua debe de estar en el decantador el tiempo suficiente para que decante. La mayoría de los decantadores se calculan para un tiempo de retención comprendido entre las 2 y las 3 horas. De todas formas éste es un valor flexible que depende de muchas circunstancias. Hay que tener en cuenta que el caudal varía mucho entre el día y la noche, y el tiempo de retención se calcula para un caudal específico.

3.6. Caudal unitario sobre el vertedero

Las aguas residuales salen del decantador por un vertedero y caen en unas canaletas de recogida del efluente. el número de metros lineales en relación al caudal es un parámetro importante, para evitar los caminos preferenciales y las altas velocidades cerca del vertedero del canal de recogida, ya que podrían dar lugar al arrastre de los sólidos sedimentables con el efluente.

El caudal unitario sobre el vertedero es el número de metros cúbicos por hora que fluye sobre un metro lineal de vertedero. La mayoría de los proyectistas recomiendan entre 5 y 10 m³ /h/ml de vertedero. A veces se han utilizado cifras superiores con aguas que tengan materias con una alta velocidad de sedimentación o si se trata de un mero tratamiento intermedio.

Generalmente los decantadores secundarios requieren una menor carga sobre el vertedero que los primarios.

3.7. Velocidad ascensional o carga superficial

Se expresa en m³ / h por m² de superficie del tanque. Muchos diseñadores han señalado que la carga superficial está relacionada directamente con el rendimiento en la eliminación de sólidos sedimentables. Los valores recomendados varían de 0,5 a 2 m³/m²/h, dependiendo de la naturaleza de los sólidos y de las exigencias del tratamiento.

4. TRATAMIENTOS SECUNDARIOS

4.1. Bacterias fijas a un soporte

Los tratamientos biológicos pueden ser de dos tipos, en primer lugar están aquellos en que las bacterias depuradoras se fijan a un soporte, el agua pasa sobre ellas y utilizan la materia orgánica soluble. El oxígeno les llega de diferentes formas, como se verá más adelante, dependiendo del tipo de sistema que se emplee. Los más conocidos son el filtro percolador y el biodisco.

4.2. Bacterias en suspensión

Otra forma es que las bacterias estén en suspensión en el agua o caldo de cultivo.

En este caso el alimento lo cogen directamente del agua y el oxígeno es suministrado a base de diluirlo en el agua, para ello hay que suministrar grandes cantidades de aire, mediante turbinas, compresores, etc. Esto produce un gran consumo de energía. El sistema más conocido es el de fangos activos, en todas sus variantes.

4.3. Decantadores secundarios o tanques de sedimentación final

Normalmente siguen al tratamiento biológico en las estaciones depuradoras de aguas residuales. También sirven para decantar los precipitados producidos por tratamientos químicos que implican la adición de floculantes.

Los tiempos de retención en el decantador secundario deben ser aproximadamente los mismos que en el primario, pero las cargas superficiales y el caudal unitario sobre vertedero o carga sobre vertedero deben ser menores, debido a que los fangos secundarios son menos densos. Los valores recomendados son los siguientes:

- Tiempo de retención: 1 a 2 horas
- Carga superficial: 0,5 a 2 m³/m²/h
- Carga sobre vertedero: 2,5 a 9,5 m³/h/ml

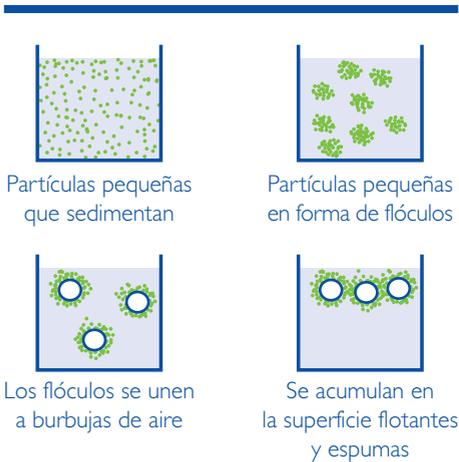
El fango recogido en un decantador secundario tiene una apariencia y características diferentes a las del de un decantador primario, Debe ser de color oscuro, pero ni gris ni negro. El efluente de los decantadores secundarios es mucho más limpio que el de los decantadores primarios.

4.4. Procesos de flotación

El agua residual siempre contiene algunos sólidos en suspensión que ni sedimentan ni flotan y que permanecen en el líquido mientras pasa a través del decantador:

Un coloide es una partícula sostenida en suspensión a causa de su diminuto tamaño y su carga eléctrica. Mide menos de 200 milimicras y no sedimenta por sí misma. Si es orgánico provoca una alta demanda de oxígeno, por lo que es aconsejable su eliminación.

Pasos que intervienen en la sedimentación por flotación



Una emulsión es una mezcla de dos líquidos no solubles entre sí, pero capaces de mantener una suspensión de uno en el otro. Estas emulsiones también provocan una gran demanda de oxígeno.

Uno de los métodos para la retirada de emulsiones y coloides es el proceso de flotación. Consiste en pasar una corriente de aire a través de la mezcla para hacer que las materias en suspensión se desplacen hasta la superficie.

En la figura se indican los diferentes pasos del proceso de flotación.

5. TRATAMIENTOS TERCIARIOS

Son tratamientos de acabado o de afino del agua tratada.

5.1. Eliminación de nutrientes minerales

Los principales nutrientes minerales que hay que eliminar son el nitrógeno y el fósforo.

El primero se puede eliminar por sistemas de nitrificación – desnitrificación, pero es costoso. Este sistema consta de una parte aerobia, en la que el nitrógeno amoniacal se oxida inicialmente a nitrógeno nitroso y posteriormente a nitrógeno nítrico, y de otra parte anaerobia en la que los nitratos se reducen dando como producto final nitrógeno gaseoso que se desprende a la atmósfera.

Las reacciones de nitrificación que se producen con la oxigenación del agua residual son las siguientes:



La eliminación de los nitratos se puede realizar también por medio de macrofitas que lo absorben por vía radicular y lo utilizan para formar sus proteínas.

El fósforo se elimina normalmente vía química, mediante la adición de PIX, también se puede eliminar en parte, aunque en menos proporción que el nitrógeno mediante plantas macrofitas en humedales artificiales.

5.2. Eliminación de microorganismos

Tradicionalmente los microorganismos patógenos se han eliminado por cloración. Hoy día este sistema está prácticamente desechado, ya que se pueden producir cloraminas.

Se utilizan sistemas tales como ozonización, rayos ultravioleta, etc.

Se ha observado que el sistema de plantas macrofitas en flotación es un gran eliminador de microorganismos.

5.3. Otros tratamientos terciarios

Otros tratamientos terciarios son el afino de partículas, bien mediante micro filtración. Suelen ser complejos y constan de varias partes, como ejemplo:
Equipo de micro filtración de USF compuesto por:

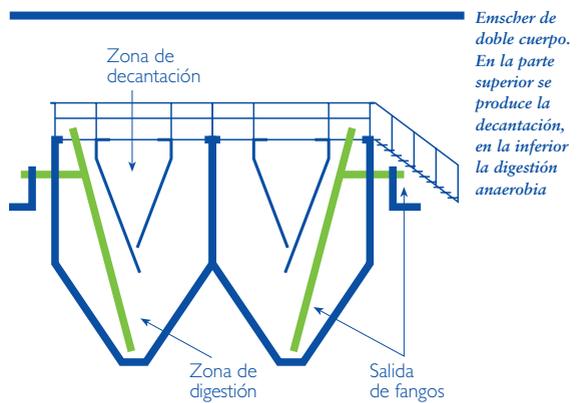
- Grupo de bombeo de 20 m³/h a 3 bar para alimentación y recirculación del agua a tratar con válvulas de aislamiento, colectores, manómetro, caudalímetro y válvula de regulación.
- Microfiltro de 25 micras, para protección del sistema de membranas, evitando el atascamiento prematuro de las mismas
- Una membrana de UF, de fibra hueca, construida con material de polisulfona, con un corte molecular de 100.000, para un caudal estimado de 550 l/h.
- Tuberías y accesorios de interconexión de PVC, así como válvulas manuales para los diversos flujos del proceso
- Cuadro eléctrico de protección y mando a colocar en el armario en edificio de control.

También se usa la ultra filtración, e incluso para un afino casi perfecto la ósmosis inversa, con adición posterior de sales.

5.4. Eliminación y estabilización de fangos

Estabilizar un fango quiere decir mineralizarlo, es decir pasar de materia orgánica a mineral. Los fangos se estabilizan mediante digestión anaerobia o digestión aerobia.

La primera se produce en digestores anaerobios, con producción de biogás, que puede o no ser aprovechado para un ahorro energético. Normalmente, hacen falta poblaciones mayores de 50.000 habitantes para que sea rentable este aprovechamiento.



También se puede realizar en los cuerpos de digestión de Imhoff y Emscher; pero en el primer caso se aterra y se inutiliza con el tiempo, el segundo aunque antiguo es todavía muy utilizado.

5.5. Aspectos económicos

La economía es muy importante en cuanto a los distintos tratamientos, se puede decir que un tratamiento secundario vale el doble o el triple que uno primario, y uno terciario, tanto como el primario y el secundario juntos.

Normalmente cuanto más se afine, la depuración, más costoso resulta.





Sistemas blandos no convencionales de depuración.

José de Miguel Muñoz



Los sistemas blandos de depuración son sistemas que tienen un consumo energético relativamente bajo, sobre todo si se comparan con los sistemas tradicionales de fangos activos. Algunos de estos sistemas están en desuso, otros se caracterizan por tener las bacterias fijadas a un sustrato y se riega sobre ellas el agua residual otros están basados en una decantación y digestión simultánea (sistemas mixtos) y otros tienen las bacterias en suspensión en el agua que se depura.

Un tipo muy interesante entre los sistemas blandos es el de los "fitosistemas", en los que se utiliza la energía solar a través del proceso fotosintético de los vegetales, tanto de algas como de vegetales superiores (macrofitas). Entre estos sistemas están los lagunajes (algas y bacterias suspendidas en el agua) filtros verdes en base a especies herbáceas o leñosas y humedales artificiales. Estos fitosistemas se considerarán en los capítulos siguientes.

1. SISTEMAS EN DESUSO

1.1. Pozo filtrante (pozo negro)

Consisten en un pozo con una zona muy permeable en su entorno, mediante un relleno de piedra gruesa o similar, o incluso el propio pozo está relleno de la misma. Por difusión el agua pasa al terreno circundante. Pueden presentar problemas de colmatación. Hoy día están prohibidos, ya que contaminan el suelo y los acuíferos.

1.2. Zanjas filtrantes

Consiste en una pequeña zanja de profundidad y anchura inferiores al metro, que se rellena en orden ascendente con arena, grava y tierra vegetal, que hace las veces de sellante. La longitud de la zanja suele estar comprendida entre los 25 y los 30 metros. En la capa de grava se sitúa longitudinalmente una tubería de drenaje. El funcionamiento se basa en la infiltración del caudal a través del fondo y de las paredes de la zanja. Al igual que el anterior, es contaminante de acuíferos.

1.3. Lechos filtrantes

En general, se puede decir que es todo lecho térreo o no (normalmente un árido más o menos fino), por el que atraviesa el agua residual o depurada, con más o menos carga orgánica. En ocasiones se utiliza un filtro de arena al final de las depuradoras para separar partículas.

2. TRATAMIENTOS MIXTOS: DECANTADORES DIGESTORES.

2.1. Fosa séptica

Una fosa de cemento, de bloques, de ladrillo, de metal poliéster, PVC, etc. en la que sedimentan los sólidos y asciende la materia flotante. La materia flotante y los sólidos depositados pueden permanecer entre seis meses y varios años,

durante los cuales se descomponen anaeróbicamente. La fosa está compartimentada, de forma que tiene una parte de digestión y otra de decantación.

2.2. Tanque Imhoff

Son unos tanques cilíndricos, que hacen la función de decantador y digestor:

Estos tanques combinan en la misma unidad la sedimentación y la digestión de fangos. Están constituidos por dos compartimentos, en el superior se produce la decantación y en el inferior la digestión anaerobia.

Tenían la contrariedad de que eran excesivamente altos y se producía una colmatación de la parte anaeróbica, con lo que no se podía sacar los fangos y a la postre se colmataba y atorraba e sistema.

En la actualidad no se construyen estos tanques, sino una variante llamada Emscher:

2.3. Tanque Emscher

Su sección es cuadrangular, y tienen la ventaja, respecto al Imhoff de que tienen un sistema de extracción de fangos, con lo que no se colmata el sistema.

Estos tanques combinan en la misma unidad la sedimentación y la digestión de fangos. Están constituidos por dos compartimentos, en el superior se produce la decantación y en el inferior la digestión anaerobia.

El compartimento superior está delimitado por dos planos inclinados, que hacen la vez de pared inclinada del decantador. Uno de ellos solapa verticalmente al otro, con lo que impide la subida de gases a través del cuerpo de decantación.

Los cálculos para el departamento de decantación se realizan de forma similar a cualquier decantador:

Parámetros típicos de proyecto y de operación son los siguientes:

Zona de sedimentación

Tiempo de retención	1 a 4 horas
Carga superficial	1 a 2 m ³ /m ² /h
Carga sobre vertedero	5 a 10 m ³ /h/ml
Eliminación de S.S.	45 a 65 %
Eliminación de DBO	25 a 35 %

Zona de digestión

Capacidad de digestión	30 a 90 l / persona
Tiempo de almacenaje de los fangos	3 a 12 meses

3. SISTEMAS CON LAS BACTERIAS FIJAS

3.1. Filtro percolador

El principio de funcionamiento de un filtro percolador; también llamado lecho bacteriano y filtro bacteriano, consiste en hacer caer el agua bruta a través de un material de gran superficie específica, que sirve de soporte de los microorganismos depuradores. que forman una película más o menos gruesa.

Dependiendo del material empleado como relleno pueden distinguirse dos tipos:

- Lechos de relleno tradicional. Se utiliza piedra de río, puzolana, coque metalúrgico, piedras silíceas trituradas, etc.
- Lechos de relleno plástico. Cuando la superficie específica es muy alta se llaman lechos de alto rendimiento.

Cualquiera que sea el tipo de relleno, todos los lechos funcionan según el mismo principio.

La aireación se efectúa por tiro natural, a veces por ventilación forzada. Esta aireación tiene por objeto aportar oxígeno para mantener la microflora en medio aerobio.

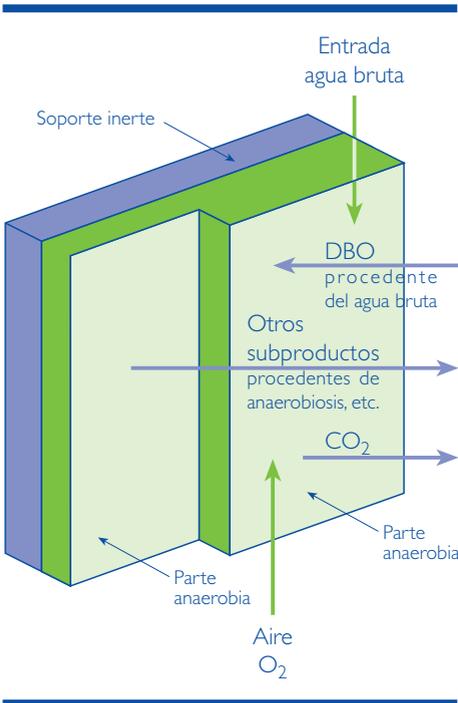
El sustrato alimenticio de esta microflora lo componen las materias carbonadas del agua a depurar:

Las sustancias contaminantes del agua y el oxígeno del aire se difunden a través de la película biológica, hasta los microorganismos asimiladores, al tiempo que se eliminan en los fluidos líquidos y gaseosos los subproductos y el gas carbónico de la respiración.

La película biológica o mucílago también recibe el nombre de zooglea.

Contiene bacterias heterótrofas, generalmente próximas a la superficie y autótrofas (bacterias nitrificantes) cerca del fondo. Normalmente aparecen hongos (*Fusarium*, *Oospora*, *Geotricium*) en las capas superiores y algas verdes en la superficie.

Zooglea,
sobre un
sustrato
inerte



Puede existir toda una fauna depredadora: protozoos y animales más evolucionados, como gusanos, larvas de insectos, arácnidos, caracoles y limacos.

3.1.1. Lechos bacterianos sobre relleno tradicional

Con materiales de relleno tradicionales, consi-

derando una altura de filtro de unos 2 m, la depuración es relativamente baja, el rendimiento apenas llega al 65%, sobre todo si la carga volumétrica (Kg de DBO/m³ de relleno x día) es alta.

Se han desarrollado fórmulas empíricas que dan una idea del posible rendimiento. Rankin para una carga hidráulica máxima, en aguas urbanas, con una recirculación de 1,13 m³/m²h, desarrolla las siguientes ecuaciones:

$$L_f = L_0 / 2r + 3$$

Para filtros percoladores en una sola etapa:

$$L_{f1} = 0,5 L_0$$

$$L_{f2} = L_{f1} / 2r + 2$$

para filtros percoladores en dos etapas.

Siendo r = grado de recirculación.

Se habla de lechos de alta carga y de baja carga en función de la carga volumétrica y de la carga hidráulica. así con 0,08 a 0,15 Kg/ m³ d y con cifras inferiores a 0,4 m³ / m² h , corresponderían a baja carga, mientras que cifras desde 0,7 a 0,8 Kg / m³ d, y mayores de 0,7 m³ / m² h, corresponderían a alta carga.

Por lo general los lechos de alta carga necesitan recirculación y esto hace que se homogeneice la flora bacteria en los distintos niveles del filtro.

En los lechos de baja carga, no hay lavado permanente por lo que la capa de zooglea tiende a acumularse en el seno de la masa del lecho, siendo esencial la acción de los depredadores y es la que con la respiración endógena de las bacterias limita la proliferación excesiva de la película.

En todo caso los fangos de un lecho de alta carga necesitan de un decantador y normalmente de un sistema de estabilización (mineralización), normalmente un digestor (suelen ser muy útiles en este caso los decantadores-digestores), mientras que los procedentes de otro de baja carga, salen suficientemente mineralizados y pueden verterse al emisario sin clarificación, aunque es mejor hacerla.

Los filtros se pueden colocar en serie o en paralelo. En el primer caso el primer filtro recibe toda la carga, mientras que el segundo la carga total, menos lo que ha depurado el pri-

mero. En el segundo caso el agua bruta se lleva por partes iguales a los dos filtros, recibiendo cada uno la mitad de la carga.

Filtros percoladores en paralelo, en una industria láctea



Los lechos de baja carga tienen el problema de que tienden a atascarse, debido a la proliferación de la zooglea, por ello a pesar de su buen rendimiento 90%, se usan poco y la tendencia es a utilizar filtros en alta carga con recirculación. En algunos casos se utilizan filtros en alta carga y en baja carga, simultaneando su funcionamiento.

La recirculación tiene varias ventajas:

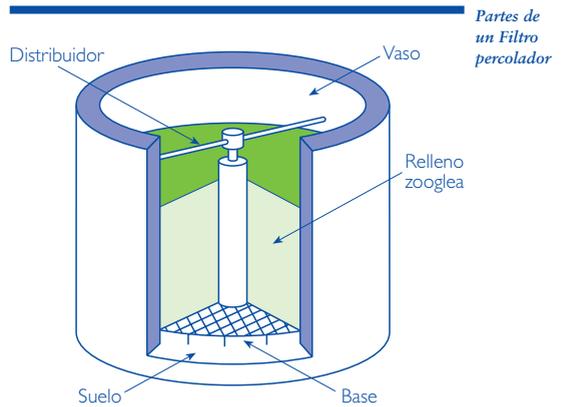
- Realiza la autolimpieza del filtro bacteriano.
- Siembra las aguas decantadas.
- Diluye las aguas con gran concentración en DBO.

De los sistemas de la figura, el 1º es el más empleado. Con o sin recirculación de fangos, el decantador 1º debe calcularse para un caudal

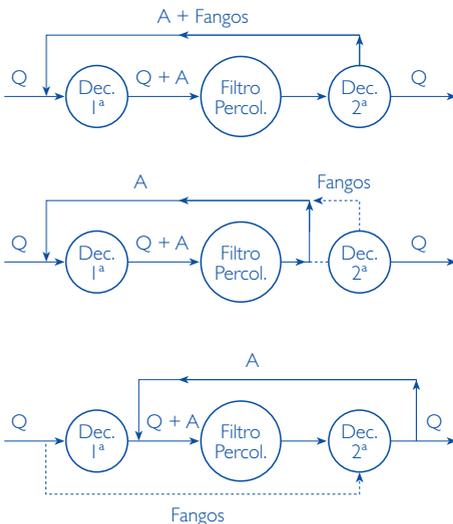
Q+R. En el caso de filtros de alto rendimiento el caso tercero se emplea comúnmente, sin recirculación de fangos.

En el caso de los filtros percoladores con relleno tradicional, el material está constituido por puzolana, coque, piedra de río, etc. Debe de ser limpio y no friable. Su granulometría debe ser regular y estar comprendido entre 40 y 80 mm de diámetro.

Los agregados rocosos tiene una proporción de huecos de 0,5, por lo que teniendo en cuenta la zooglea que ocupa $0,35 \text{ m}^3/\text{m}^3$, limita el volumen de huecos a 0,15, libre para la aireación, por lo que el crecimiento de la biomasa queda limitado para poder adoptar cargas altas.



Ejemplos de recirculación filtros más utilizados



3.1.2. Lechos bacterianos sobre relleno de material plástico.

Durante mucho tiempo la depuración de aguas con gran carga en DBO, por ejemplo las industrias agroalimentarias, se ha realizado por el sistema de fangos activados. Los filtros percoladores con relleno tradicional no se empleaban por los riesgos de atascamiento debidos a proliferaciones excesivas de la película biológica. Sin embargo los filtros percoladores presentan una serie de ventajas con respecto a los fangos activados a media y fuerte carga, como:

- Menor sensibilidad a variaciones bruscas de carga.
- Mayor facilidad de explotación.
- Consumo energético mucho menor.

Por ello se investigaron nuevos materiales de relleno que redujeran los riesgos de atasco. Así en los años 60 del pasado siglo aparecieron los primeros rellenos de material plástico.

Estos filtros con material plástico tienen un campo de aplicación muy diferente a los filtros de relleno tradicional, sobre todo por dos razones:

- Al no atascarse, pueden trabajar a grandes cargas volumétricas, comprendidas entre 1 y 5 Kg día de DBO /m³ de material y día., e incluso valores más altos.
- Dado que el material de relleno plástico es alto se deberá optimizar la relación: DBO eliminada diariamente/Volumen de relleno.

Por otro lado siempre que se actúe a fuerte carga, se realizará recirculación, lo que redundará en favorecer el que no se atasque el filtro. Los rellenos plásticos de última generación tienen una serie de características que los hacen todavía más interesantes.

- Están diseñados para proporcionar una gran uniformidad de huecos. Las superficies interiores de la pieza están adecuadas para la colonización bacteriana, manteniendo paso libre de, al menos, 20 mm para el paso del agua y del aire, conservándose este paso incluso con piezas tangentes entre sí. Esto hace que el relleno, en su conjunto, sea resistente a la colmatación.

- Orientación vertical de los orificios: la geometría favorece la colocación espontánea de los soportes con una orientación vertical preferentemente del eje de los orificios. Esto aumenta el contacto de la pieza con el vertido, favorece el aprovechamiento de la pieza como soporte bacteriano, permite un mejor arrastre por el vertido de la biomasa desprendida y asegura la buena ventilación del filtro.

- Máxima resistencia de la pieza. La estructura interna está compuesta por hexágonos u otras figuras geométricas, contrapeados sin solución de continuidad, que canalizan y absorben en sus lados tensiones originadas en el interior del filtro. El

perímetro tiene forma alveolar, de forma que la mitad de la fuerza exterior aplicada es absorbida por el propio perímetro.

- Estas características permiten rellenos de 10 m, sin que la altura inicial instalada resulte mermada debido al derrumbe interno del relleno o a rotura de piezas en el interior debido a la acumulación de la biomasa.

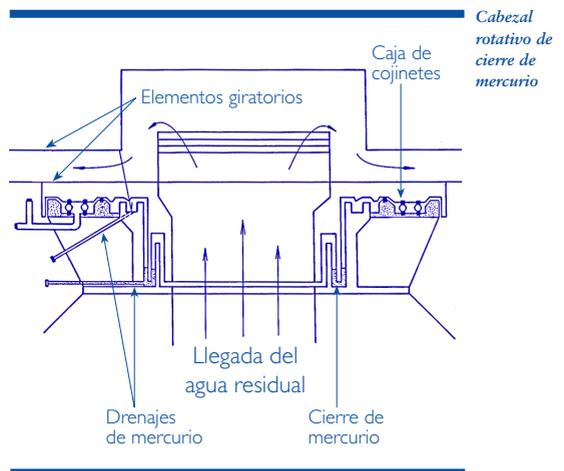
- Óptima redistribución del vertido en el interior del filtro. La disposición de la pieza hace que se creen infinitud de caminos para cada capa de relleno. De esta forma la distribución es muy uniforme y no hay caminos preferenciales.

- Se simplifica la recirculación, a veces no es necesaria, ya que se favorece el desprendimiento de la zooglea, incluso, con pequeños caudales de riego.

- Óptima relación superficie/huecos. Cifras normales son de 120 m²/m³ y un 95% de huecos. Características que unidas a un paso mínimo de 20 mm hacen que estos rellenos tengan unas características para trabajar con vertidos de alta DBO.

3.1.3. Equipo distribuidor del agua residual

Los equipos distribuidores no han experimentado una gran evolución desde los primeros per

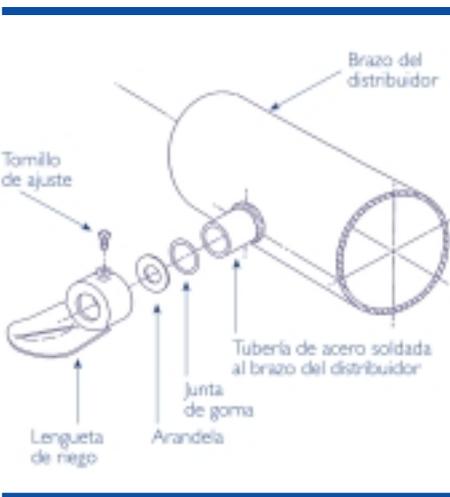


coladores de los años 60. Si bien se han incorporado una serie de mejoras que los hacen más seguros.

En primer lugar el cabezal, se ha cambiado el sistema de cierre. antiguamente era un sello líquido de mercurio. como es evidente existía el peligro de vertidos de mercurio. En la figura adjunta se puede ver un cierre típico de mercurio, hoy día se utiliza una variante, que no necesita cierre, ya que el sistema de giro está colgado de la tubería de llegada de agua bruta, siendo la entrada de la misma por arriba de la caja del distribuidor. Este sistema es útil, solo, para filtros de pequeño diámetro, ya que el tubo de llegada ha de soportar el peso de todo el equipo del distribuidor; incluso los brazos de reparto y el agua que llena la caja del distribuidor. En la actualidad se están construyendo filtros con carga superior; soportando el peso del equipo en una columna maciza.

Los brazos deben estar totalmente horizontales y lo mejor equilibrados posible, para ello llevan una serie de tensores.

Detalle del montaje de las lengüetas de salida y distribución de agua en los brazos de un filtro percolador



La salida del agua para su distribución sobre la superficie del filtro, debe ser lo más uniforme posible. Para ello, se dota a los orificios de salida de unas lengüetas de forma que el agua, en su salida, forme un abanico. La distancia entre orificios debe ser tal que los abanicos se solapen al menos uno o dos cm.

3.1.4. Base de apoyo del relleno

El relleno no debe de estar directamente sobre la solera del filtro, ya que se impediría la salida de los floculos de zooglea hacia el exterior:

Se han ideado varios sistemas para sujetar el relleno, antiguamente se utilizaban suelos ranurados sobre una cuba semejante a la parte inferior de un decantador; pero esto encarecía la construcción del filtro, aparte de que la construcción era dificultosa.

La tendencia actual es a realizar soleras planas, sobre las que se montan todo tipo de pequeñas estructuras para sujetar el relleno.

Últimamente se han desarrollado sistemas plásticos que abaratan el sistema y que son fáciles y rápidos de colocar.

3.2. Biodiscos

En ellos el soporte bacteriano, está formado por discos que giran alrededor de un eje

Los contactores biológicos rotativos (CBR) o biodiscos son un sistema válido para el tratamiento de las aguas residuales e industriales. Sirven para el tratamiento de las aguas residuales y, por lo tanto, pueden sustituir a los clásicos tratamientos de lodos activados en sus diferentes formas y a los lechos bacterianos, sobre todo en baja carga.

Se pueden utilizar en diferentes fases del tratamiento:

- Oxidación por tratamiento biológico del carbono (DBO y DQO).
- Nitrificación, por tratamiento biológico del nitrógeno amoniacal.
- Desnitrificación por tratamiento biológico del nitrógeno nítrico actuando en ambiente carente de oxígeno (CBR sumergido).

En el tratamiento de nitrificación, el carbono contenido en las aguas, debe haber sido reducido previamente a concentraciones bajas (DBO inferior a 15 p.p.m.).

En el tratamiento de desnitrificación es necesario haber oxidado previamente el nitrógeno amoniacal a nitrógeno nítrico.

Principio de funcionamiento:

El principio de funcionamiento es el siguiente. Los discos se sumergen en el agua a tratar en un 40%. Los discos, al girar a baja velocidad, para lo que llevan un moto reductor que hace que el giro sea lento, exponen su superficie al agua y al aire, alternativamente. Las bacterias se fijan en los discos, de esta forma cuando están fuera del agua toman el oxígeno y cuando está sumergidas el contenido orgánico que contamina el agua, que usan como fuente de alimentación y de crecimiento.

El crecimiento biológico va aumentando hasta un momento en que por el propio proceso biológico, por la rotación del disco y por su propio peso, se desprende una porción de la película biológica, que pasa a la suspensión del agua en forma de fango biológico, que se separa en la siguiente etapa (decantación).

De esta forma, se separan las sustancias solubles y se transforman en materia sólida decantable o separable por medios físicos. Los discos se suelen fabricar en partes o "gajos" o sectores circulares, formando chapas que se unen entre si formando el disco.

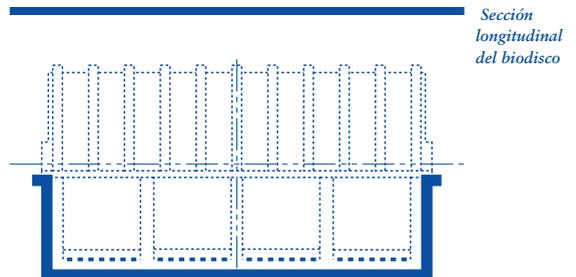
Las características de proceso se pueden resumir en:

- Notable elasticidad, siendo capaces de absorber elevadas punta de cargas orgánicas e hidráulicas sin graves inconvenientes o daños al proceso. Así con elevados caudales de lluvia, no se produce el lavado de los lodos que están firmemente adheridos a los discos.
- No es necesario recircular los fangos.
- Los controles son escasos, el proceso es prácticamente automático.
- No es necesario controlar el nivel de oxígeno disuelto en el depósito de tratamiento.
- Bajo nivel de ruidos.
- Ausencia de olores y aerosoles.
- Posibilidad de eliminar parcialmente el nitrógeno amoniacal.

- Al estar cubierta la superficie de los tanques de los biodiscos, la temperatura, del agua, se mantiene más elevada. El rendimiento es mejor, incluso en épocas frías.
- Reducido consumo energético.

Los biodiscos están formados por:

- Un eje cilíndrico (normalmente de acero al carbono), dispuesto para ser soportado por los extremos.
- Una estructura radial (normalmente de acero inoxidable), ensamblada, capaz de soportar los sectores de los paneles que forman los discos. La estructura debe de estar diseñada de forma que permita la subdivisión del biodisco en etapas.
- Los discos, formados por sectores circulares (lo mejor es que estén realizados en polietileno).
- Un conjunto moto-reductor, calado o no directamente sobre el eje, capaz de funcionar las 24 horas del día.
- Una cúpula o cubierta que tapa el conjunto de cuba, eje y discos.



Sección longitudinal del biodisco

3.3. Biocilindros

Son semejantes a los biodiscos, estribando la diferencia en que en vez de tener unos discos perpendiculares al eje, tienen un cilindro relleno de un material plástico, como el de los filtros percoladores.

Hoy día están en desuso, ya que presentan una serie de inconvenientes, como la transmisión, ya que al ser material plástico dentro de un cilindro, se acopla y se mueve, reteniendo mucho más agua que el biodisco y por lo tanto produciendo un par mucho mayor, que hace

que el sistema reductor sufra y se estropee con frecuencia.

Por otro lado este movimiento del plástico, hace que al acoplarse, al poco tiempo de su funcionamiento, el cilindro aparezca medio lleno, con lo que hay que volver a rellenar:

Además el movimiento de las piezas de plástico hace, que al rozar entre ellas, se desprenda la zooglea, con una importante merma en rendimiento.

3.4. Lechos de turba

Este sistema ha sido utilizado mucho en Francia y Canadá. En España se usó en el Toboso, Guadalajara, etc.

Permite hacer frente a variaciones de caudal y de concentración.

El proceso suele llevar varias fases:

- Pretratamiento
- Filtración en lecho de turba
- Tratamiento de finalización

3.4.1. Pretratamiento

Normalmente consta de un separador de gruesos en rejillas de limpieza manual. A continuación se coloca un separador de finos mediante tamices autolimpiables con luz de 250 micras.

3.4.2. Filtración en lecho de turba

Después del pretratamiento, necesario para evitar la rápida colmatación de los lechos de turba, se instalan éstos, colocando una unidad en reserva.

Están constituidos por tres capas, la inferior de grava, intermedia de arena y superior de turba.

No es aconsejable la utilización sobre terrenos rocosos, siendo, además, necesario asegurar la estanqueidad del terreno, bien por su composición, si es arcilloso, bien realizando las

obras necesarias para ello. Debido a esto, se encarece la instalación, ya que la extensión requerida es grande (aunque menor que en las instalaciones de lagunaje).

La depuración se produce por fenómenos de adsorción y absorción en la turba y por la actividad bacteriana.

La reducción puede alcanzar el 70 %, tanto en DBO_5 como en sólidos en suspensión.

3.4.3. Costes diferenciales

Este sistema tiene como ventaja su pequeño coste de explotación, si bien hay que cambiar la turba periódicamente. Turbas de buena calidad (importadas) pueden durar cinco años o más, las turbas de menor calidad se han de cambiar cada tres o cuatro años.

El resto de los costes de explotación son debidos a mantenimiento y limpieza de la rejilla, tamiz y, en su caso, separador de grasas, eliminación de residuos retenidos en los anteriores y por el rastrillado periódico de los lechos de turba.

Aparte del pequeño coste de mantenimiento y la fácil adaptación a diferentes cargas, tiene la ventaja de una fácil adaptación al paisaje, rapidez de puesta en marcha y muy débil desprendimiento de olores.

4. FILTROS DE ARENA

Son filtros de arena más o menos fina, para eliminar partículas sólidas en el agua de salida. No producen una depuración propiamente dicha, pero si las partículas que separa, son orgánicas (raicillas, etc.) llegan a rebajar la cantidad de materia orgánica contenida a la salida. Son muy útiles a la salida de lagunajes, etc.

5. COSTES COMPARATIVOS

Tabla comparativa de costes

Nº de habitantes	Filtro precolador	Mixto filtro precolador F.M.F.	F.M.F.	Fangos activos	Lagunaje
500,00	52.012,19	91.055,80	98.476,10	209.516,60	54.965,56
1.000,00	100.688,16	172.934,72	185.502,89	397.912,46	107.798,13
1.500,00	147.835,75	248.163,09	263.523,17	569.959,67	160.056,44
2.000,00	191.706,75	316.377,07	333.368,55	726.623,63	208.967,58
2.500,00	234.191,58	378.863,37	395.513,46	862.507,36	253.033,01
3.000,00	277.551,48	443.246,90	450.625,41	984.568,23	298.815,77
3.500,00	319.828,47	506.858,53	499.231,07	1.114.200,53	342.646,02
4.000,00	359.786,56	563.876,14	541.903,09	1.248.191,55	383.107,23
4.500,00	401.215,79	617.829,14	579.010,28	1.383.141,61	425.925,68
5.000,00	439.177,58	678.492,38	611.147,16	1.533.744,37	470.844,30





Fitosistemas de tratamiento de aguas residuales para pequeñas comunidades.

Jesús Fernández González



1. GENERALIDADES SOBRE LOS FITOSISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Los habitantes del medio rural no están acostumbrados a la depuración de sus aguas residuales, ya que tradicionalmente se realiza de forma natural en los arroyos o ríos a cuyas orillas se establece la población. En contraposición a esto, en los grandes núcleos de población tiene que efectuarse necesariamente la depuración de sus aguas mediante sistemas convencionales en las denominadas EDAR (estaciones de depuración que aguas residuales). En estas EDAR se consigue tratar una gran cantidad de agua utilizando superficies de suelo relativamente pequeñas, a costa de utilizar tratamientos que consumen energía, cuyo coste se repercute tradicionalmente en los vecinos.

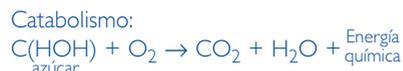
Los núcleos rurales además de tener una población relativamente baja, suelen estar enclavados en parajes rodeados por superficies de tierras de carácter agrícola o forestal, de un valor muy inferior al terreno que bordea los grandes núcleos de población. Por esta razón se han desarrollado los "sistemas blandos" de tratamiento de aguas residuales para pequeñas comunidades, y dentro de éstos están los "fitosistemas" cuya característica principal es el empleo de la energía solar a través de los procesos biológicos naturales (fotosíntesis) en sustitución de la energía convencional que se emplea en los sistemas de depuración de las EDAR de las grandes poblaciones.

Los fitosistemas son de bajo consumo en energía convencional y por lo tanto son de bajo coste, pero requieren una mayor superficie de terreno por habitante, para poder utilizar, de forma adecuada, la energía solar a través de las algas o de los vegetales acuáticos que son los que van a producir el oxígeno necesario para el crecimiento de la población microbiana que va a degradar una gran parte de la materia orgánica.

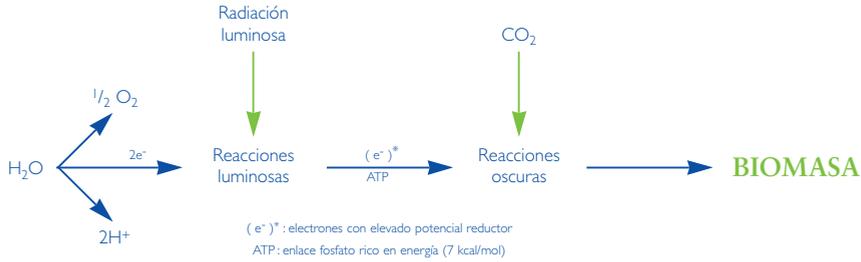
Tanto las algas, como los vegetales superiores poseen en el interior de sus células unos orgánulos especializados en captar la energía solar y transformarla en energía química que es utilizada en sus reacciones metabólicas para formar su biomasa y realizar sus funciones vitales. En este proceso se rompen las moléculas de agua para dar oxígeno molecular, que se desprende, e hidrógeno (o electrones y protones) que reduce el carbono mineral contenido en el CO_2 y lo transforma en carbono orgánico.

El oxígeno desprendido en la fotosíntesis es utilizado por los seres heterótrofos como aceptor final de electrones en las reacciones del catabolismo que degradan la materia orgánica.

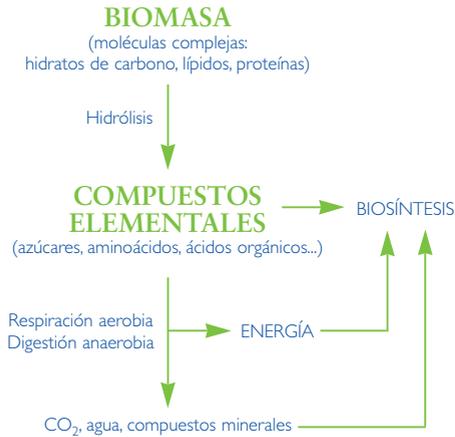
Básicamente se pueden establecer los dos tipos de reacciones siguientes:



Esquema de los procesos que ocurren en la producción de materia orgánica por los organismos fotosintéticos



Esquema de la degradación de la materia orgánica por los seres heterótrofos



- Riego sobre superficies herbáceas
- Escorrentía sobre cubierta vegetal
- Filtros verdes de especies leñosas
- Infiltración

- **Humedales.** Son zonas encharcadas, en las que prolifera una vegetación acuática característica perfectamente adaptada a tener todos o parte de sus órganos sumergidos en el medio acuoso. Pueden ser naturales o artificiales y la inundación puede ser temporal o permanente. Los humedales utilizados para la depuración utilizan especies con las raíces enraizadas en el fondo o sustrato del humedal (macrofitas emergentes) o libres en el agua (macrofitas flotantes).

2. LAGUNAJES

Los sistemas blandos que se utilizan tradicionalmente en núcleos rurales de población son de tres tipos:

- **Lagunajes.** Consiste en verter el agua residual sobre una serie de lagunas en las que se produce la depuración. Estas lagunas pueden ser de varios tipos: Anaerobias, facultativas y aerobias o de maduración.
- **Filtros verdes.** Consistentes en superficies de terreno con o sin vegetación, sobre las que se vierte el agua residual, actuando como principal elemento depurador el suelo y la rizosfera de las plantas. Entre los sistemas de este tipo cabe citar los siguientes:

Una laguna de depuración es un sistema heterogéneo en el que se realiza un vertido de agua residual y en el que se producen varios tipos de reacciones en las que intervienen los siguientes elementos:

- Medio acuoso
- Radiación solar (ultravioleta y visible)
- Materia orgánica
- Bacterias y microorganismos heterótrofos
- Contenido en oxígeno (básicamente en función de la profundidad)
- Profundidad (condiciona básicamente el alcance de la radiación luminosa)
- Compuestos inorgánicos

Los lagunajes pueden ser sistemas naturales o artificiales en los que la depuración se produce en función de los tamaños y profundidades de las lagunas. En los primeros se utilizan lagunas existentes en la naturaleza para efectuar el vertido y en los artificiales son lagunas construidas expresamente para la depuración de aguas residuales específicas. En este trabajo nos vamos a referir a los lagunajes artificiales

En función de la profundidad, las lagunas pueden ser:

- lagunas anaerobias (de más de 2,5 m de profundidad o más)
- lagunas facultativas (de una profundidad comprendida entre 1,2 y 2,5 m)
- lagunas de maduración (entre 0,3 y 0,6 m de profundidad).

2.1. Zonas características de una laguna en función de la profundidad

En una laguna genérica se pueden distinguir las siguientes zonas:

● Zona superficial

La capa superficial de una laguna es una zona aerobia rica en oxígeno y algas. La profundidad de esta capa depende de las condiciones climáticas pero varía generalmente de 0,2 a 0,6 m. El oxígeno se obtiene de la atmósfera por aireación de la capa de agua superficial y de las algas que lo producen por un proceso fotosintético, utilizando la energía solar. La disponibilidad de oxígeno en esta capa depende de varios factores, tales como: turbulencia causada por vientos, temperatura del agua, transmisión de la radiación solar; período diurno y nocturno y tasa de consumo del oxígeno por los microorganismos.

Los productos finales de la actividad aerobia que tiene lugar en la capa superficial son CO_2 y agua, por efecto de la descomposición de la materia orgánica.

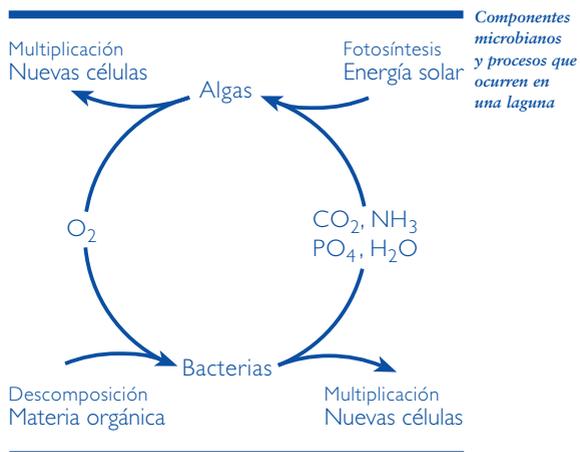
● Zona intermedia

Debajo de la zona superficial hay una zona en la que el oxígeno atmosférico llega con mucha difi-

cultad siendo la fuente de este elemento la actividad fotosintética de las algas, por lo que la concentración de este elemento está condicionada a los periodos de luz y oscuridad. Esto produce una alternancia de condiciones aerobias y anaerobias y por lo tanto se dan procesos aerobios y anaerobios de forma secuencial.

● Zona profunda

En la capa del fondo de la laguna se produce una acumulación de fangos por sedimentación de los sólidos que contiene las aguas residuales y por los cuerpos de los microorganismos muertos. Es una zona anóxica y en consecuencia se producen fenómenos de digestión anaerobia.



El proceso de descomposición de la materia orgánica por vía anaerobia se produce en tres fases fundamentales:

- Fase hidrolítica en la que las moléculas complejas de la materia orgánica son fraccionadas en moléculas elementales, mediante reacciones hidrolíticas fundamentalmente.
- Fases fermentativa en la que un grupo de bacterias generan diversos ácidos orgánicos y alcoholes a partir de las moléculas orgánicas disueltas.
- Fase acetogénica en la que se produce acetato a partir de los productos formados en la fase anterior.

- Fase metanogénica, en la que las bacterias generadoras de metano dan como producto final metano, dióxido de carbono y agua.

2.2. Lagunas anaerobias

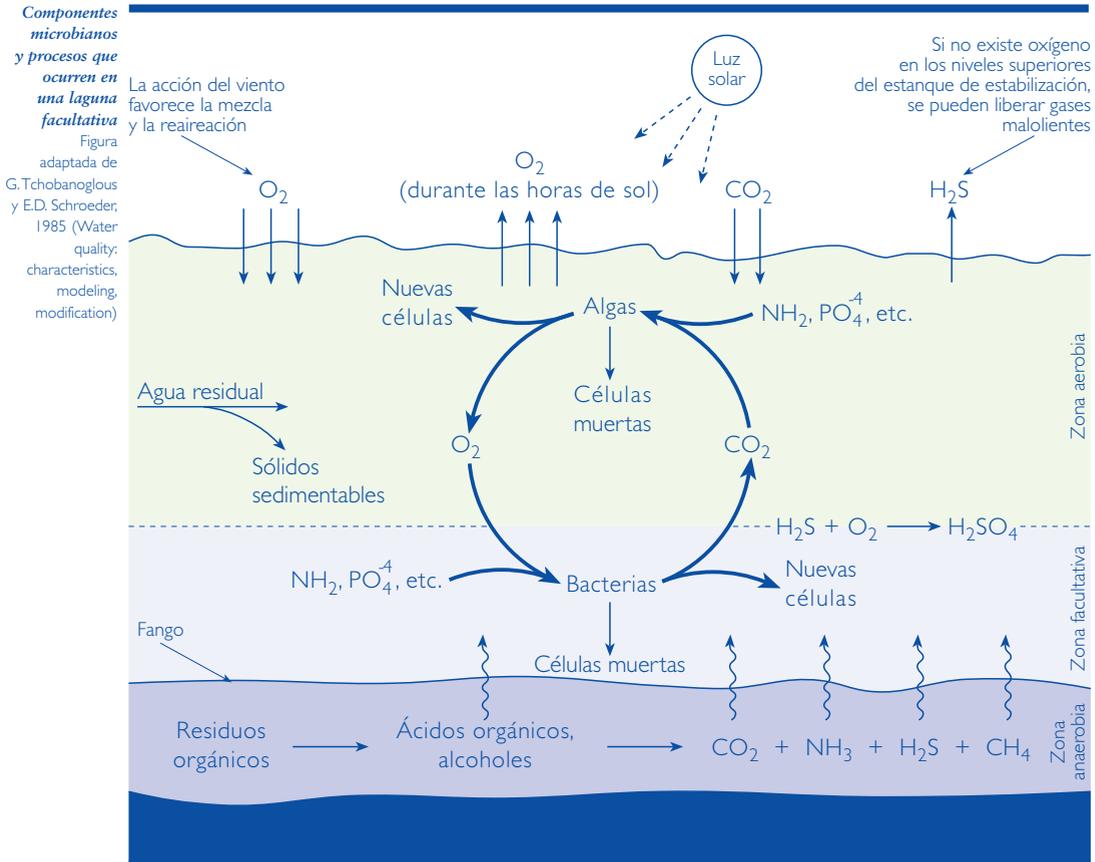
Son lagunas profundas, normalmente entre 2,5 y 6 m y por lo tanto predomina la fase anaerobia. Se utilizan normalmente como primera fase de un tratamiento de lagunaje con alta carga orgánica. El objetivo principal de estas lagunas es la reducción de la carga orgánica mediante digestión anaerobia.

El volumen de las lagunas debe ser el adecuado para que exista un tiempo de retención suficiente para que la degradación llegue a la fase metanogénica y con abundante carga org-

nica para que se mantengan las condiciones anaerobias y no se desarrollen algas en la superficie. Para su dimensionamiento existen diversos criterios basados en datos experimentales, pero son muy variables de unos autores a otros y varían también en función de las condiciones climáticas. Según recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud se pueden tener en cuenta los siguientes criterios siempre que se trate de climas con temperaturas medias superiores a 22 °C.

Se tomará como volumen de la laguna el que resulte mayor de aplicar los dos siguientes criterios:

- Teniendo en cuenta la concentración de DBO₅ se calcula el volumen en base a asignar 1 m³ por cada 0,30 kg DBO₅ / día
- Teniendo en cuenta el vertido diario, se calcula el volumen para que el tiempo de



retención sea al menos de 5 días.

- La profundidad debe estar comprendida entre 2,5 y 5 metros como mínimo.

El rendimiento en eliminación de DBO_5 suele ser del 55 % y el rendimiento en eliminación de sólidos en suspensión (S.S.) suele ser del orden del 85 %.

El principal inconveniente de este tipo de lagunas reside en la producción de malos olores debido a la producción de ácido sulfhídrico principalmente.

2.3. Lagunas facultativas

Son lagunas con una profundidad menor que las anaerobias, entre 1,2 y 2,5 m, y tienen una zona aerobia en la parte superior y otra anaerobia en la inferior, con una facultativa en la zona inmediatamente inferior a la zona aerobia. La profundidad de la zona aerobia puede variar a lo largo del día y de la noche, y a lo largo del año. En estas lagunas se pretende lograr una depuración importante del agua, no solo en cuanto a la DBO , sino también en cuanto a nutrientes minerales y coliformes

La depuración principal se consigue en estas lagunas por una acción combinada de las algas y las bacterias. Las algas producen oxígeno por fotosíntesis y las bacterias oxidan la materia orgánica dando como productos finales CO_2 , agua, nitratos, fosfatos y sulfatos principalmente. Los elementos minerales son a su vez utilizados por las algas para su crecimiento. La DBO_5 en estas lagunas puede llegar a niveles aceptables de vertido (10-30 mg/l) y la eliminación de nitrógeno y fósforo puede ser del 40 al 90 %. Los microorganismos facultativos pueden sobrevivir en condiciones de concentración de oxígeno disuelto variable, como las que tienen lugar en la zona facultativa de las lagunas a lo largo del día y del año.

Para el cálculo del dimensionamiento de este tipo de lagunas existen varios métodos, unos basados en conocimientos empíricos y otros en consideraciones teóricas sobre la cinética de las reacciones implicadas. A nivel práctico la OMS recomienda para climas templados y cálidos hacer las lagunas con un dimensionamiento en superficie tal que la carga de vertido

diario esté comprendida entre 200 y 400 kg de DBO_5 /ha.día (carga superficial).

2.4. Lagunas aerobias o de maduración

Las lagunas aerobias o de maduración son lagunas poco profundas (entre 0,3 y 0,6 m) que se sitúan después de otras lagunas de tratamiento y en las que se mantienen condiciones aerobias en todo el perfil de profundidad. Son lagunas en las que se producen los siguientes procesos de depuración:

- Eliminación de patógenos

Uno de los agentes que más contribuye a la eliminación de patógenos en estas lagunas es la radiación solar, principalmente por la acción de su componente ultravioleta sobre la superficie del agua, pero la acción microbicida global se debe a la actuación conjunta de varios factores entre los que cabe citar la temperatura y la sedimentación. Esta última incorpora al suelo agregados microbianos debido a que el peso específico de éstos es mayor que el agua. En el fondo son eliminados por bacterias que viven en el fango. También son factores que ayudan a la eliminación de patógenos la salinidad, la concentración de oxígeno disuelto, el pH elevado, la disminución de nutrientes, los compuestos tóxicos segregados en la mayoría de los casos por las algas y la presencia de depredadores.

- Nitrificación

Cuando la concentración de oxígeno es elevada se produce la nitrificación del nitrógeno amoniacal procedente de la materia orgánica. Esta nitrificación se debe a las bacterias nitrificantes, que son aerobias. Cuando el contenido en oxígeno desciende hasta anularse, como puede ocurrir por las noches, se produce la desnitrificación, con una pérdida neta de nitrógeno a la atmósfera.

- Reducción de nutrientes

El descenso en la concentración de nutrientes en estas lagunas se realiza por el consumo que de ellos hace el fitoplancton, que está en continuo crecimiento por acción de la radiación solar

que recibe. También puede influir la desnitrificación y la precipitación de sales en forma de fosfatos que se incorporan a los sedimentos del fondo.

- Clarificación

Este efecto se consigue por la sedimentación de las algas, por la presencia de depredadores de algas, tales como la pulga de agua (*Daphnia pulex*) y por el empobrecimiento del agua en nutrientes, que impide el crecimiento de nuevos microorganismos.

- Oxigenación del agua

Ocurre por efecto de las algas durante el día y por difusión del oxígeno atmosférico de día y de noche. Esto hace al agua más apta para el vertido final.

3. FILTROS VERDES

Consisten en superficies de suelo, con o sin vegetación, que reciben agua residual para su depuración. Todos los sistemas de aplicación al terreno, tienen muchas limitaciones, e incluso en algunos casos son contraproducentes, ya que contaminan los acuíferos.

Entre las limitaciones que pueden tener estos sistemas cabe citar:

- Disponibilidad del terreno, que puede ser un factor limitante de diversa índole, como por ejemplo por topografía en cuanto a pendientes y erosionabilidad, por incompatibilidad con planes parciales de urbanismo o por las características del suelo (pH, nutrientes, potencialidad de percolación, salinidad, etc.).
- La climatología es un factor importante, debiéndose analizar los microclimas, las temperaturas, las precipitaciones, los vientos, la evaporación, etc.
- La hidrología puede ser un factor condicionante e incluso excluyente de algún sistema. La proximidad de cursos de agua superficiales o poco profundos, la existencia de acuíferos, mantos de agua, etc.
- Las características de las aguas residuales, dependiendo sobre todo de la existencia

de industrias que generen compuestos tóxicos o metales pesados.

- La retención de bacterias y virus por el suelo, que es muy efectiva, sobre todo en cuanto a bacterias se refiere. En general, no se deben realizar cultivos para consumo humano.

3.1. Riego sobre superficies herbáceas

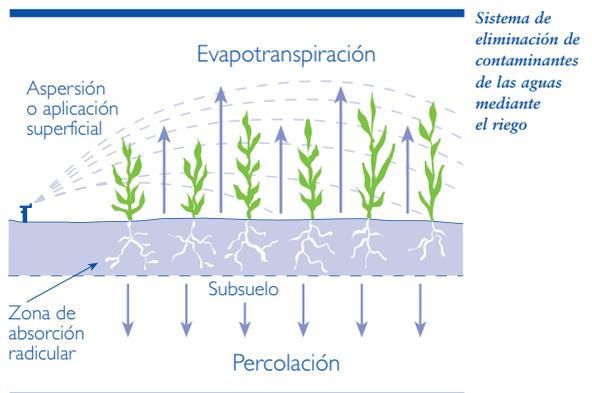
La aplicación se puede realizar mediante los procedimientos clásicos –aspersión, surco o gravedad, e inundación– presentando problemas de obstrucción, en el caso de utilización de los métodos más modernos de riego, tales como microaspersión, gotero o difusores.

La depuración del agua a tratar se consigue tanto en el paso del agua a través del suelo como por la absorción de las plantas. Existiendo fenómenos de evapotranspiración, que eliminan parte del agua a la atmósfera.

Los objetivos de este sistema pueden ser: mejora de cosechas, riego de zonas de recreo, parques o bosques, etc.

La carga de agua que este sistema admite al año es del orden de 0,7 a 6 m³/m², en función del tipo de terreno.

En todo caso el vertido, se debe efectuar según indica la legislación vigente, con lo que el riego se debe realizar con agua depurada. De esta forma, la probabilidad de contaminación de acuíferos por este sistema es moderada.



Entre los factores limitantes de este sistema cabe citar las características del suelo, que debe ser permeable y con facilidad de aireación, las precipitaciones, que reducen la capacidad de infiltración y la necesidad de adaptarse al ciclo de desarrollo del cultivo.

Como valores prácticos para este sistema pueden establecerse los siguientes:

- Superficie necesaria por cada 1000 m³/día de agua de riego : 15-60 ha
- Carga hidráulica anual: 0,7 a 6 m³/m²
- Aplicación anual 700 – 2,400 mm de agua
- Profundidad mínima de la capa freática: 1,5 m
- Eliminación de DBO y materias en suspensión: > 98 %
- Eliminación de compuestos nitrogenados: > 85 %
- Eliminación de compuestos fosforados: 80 – 99 %

3.2. Filtros verdes de especies leñosas

Se utilizan especies de rápido crecimiento que están adaptadas a vivir en suelos húmedos o encharcados. Las dos especies más utilizadas para esta finalidad son los chopos (género *Populus*) y las diversas especies de sauces (género *Salix*), principalmente mimbreras. La principal diferencia de ambos tipos de árboles en relación

Filtro verde realizado con chopos en Carrión de los Céspedes (Sevilla)

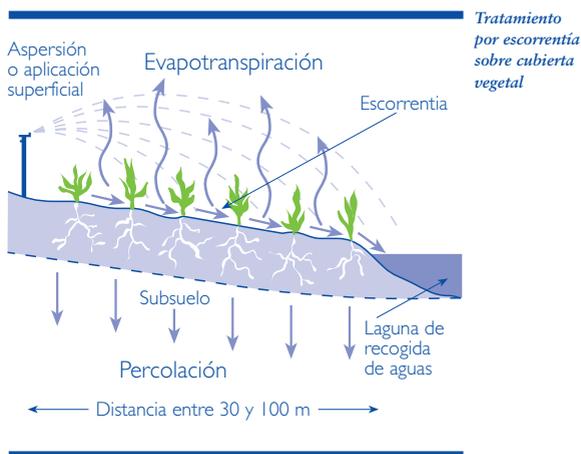


a su utilización para el establecimiento de filtros verdes es su capacidad para resistir el encharcamiento. En este sentido, los sauces aguantan mucho más que los chopos, que no lo toleran bien, y a la larga acaban muriendo.

En este tipo de filtros, junto a la actividad depuradora, se busca el aspecto de rentabilidad de la producción ya sea como madera o como simple biomasa con fines energéticos.

3.3. Escorrentía sobre cubierta vegetal

La aplicación se realiza mediante sistemas de aspersión fijos. La depuración del agua se produce mediante sistemas físicos, químicos y biológicos al discurrir la misma a través de la vegetación, a lo largo de una pendiente. Son necesarios terrenos poco permeables, con una capa superficial de unos 20 cm de suelo de buena calidad agronómica. No es necesaria una profundidad de suelo determinada.



Los objetivos de este sistema pueden ser:

- Mejora de producción de las cosechas,
- Producción de cultivos agroenergéticos,
- Acuicultura (laguna final).

La depuración se consigue por efecto de la asimilación de los vegetales, y por evapotranspiración, principalmente. En menor medida se debe a infiltración en el terreno, debido a su baja permeabilidad.

Entre las ventajas que presenta este sistema cabe citar el bajo coste de instalación y entre los inconvenientes la necesidad de ocupar abundante terreno y los riesgos sanitarios que comporta, tales como el peligro de consumir productos vegetales, o la producción de aerosoles, la conta-

minación de acuíferos y toda una serie de aspectos no gratos tales como presencia de moscas y mosquitos y generación de malos olores.

Como valores prácticos para este sistema pueden establecerse los siguientes:

- Superficie necesaria por cada 1000 m³/día de agua de riego : 6 -15 ha
- Carga hidráulica anual: 3 - 8 m³/m² para aguas pretratadas y 8 - 20 m³/m² para efluentes de un tratamiento secundario
- Aplicación anual: 2,400 - 7500 mm de agua
- Profundidad mínima de la capa freática: indeterminada
- Eliminación de DBO y materias en suspensión: > 92 %
- Eliminación de compuestos nitrogenados: > 70 - 90 %
- Eliminación de compuestos fosforados: 40 - 80 %

- Aplicación anual 6.000 - 150.000 mm de agua
- Profundidad mínima de la capa freática: > 5 m
- Eliminación de DBO y materias en suspensión: > 85 - 99 %
- Eliminación de compuestos nitrogenados: 0 - 5 %
- Eliminación de compuestos fosforados: 60 - 95 %

3.4. Infiltración

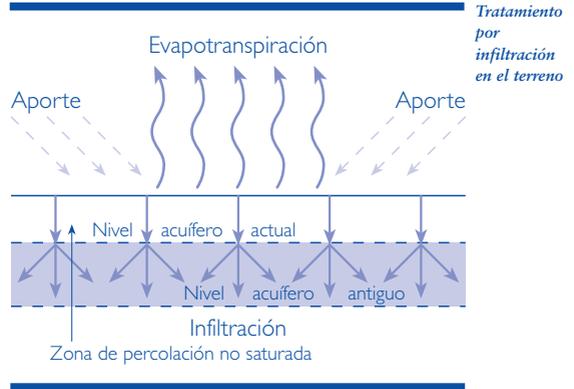
La aplicación se puede realizar por medio de diversos sistemas de riego tales como aspersión, surco o gravedad, o inundación, siendo los más idóneos, en cuanto a nivel de resultados, los dos últimos y de ambos el de inundación.

La depuración se consigue mediante procesos biológicos, físicos y químicos a los que se somete el agua en la filtración a través del terreno. Son necesarios terrenos permeables y profundos, recomendándose espesores superiores a los 5 m.

En todo caso este sistema es muy peligroso cuando se tienen acuíferos por debajo, ya que la contaminación de los mismos es muy probable, por lo que en este caso no se deben de emplear. Este sistema ha sido tradicionalmente empleado para la recarga de acuíferos, pero está en total desuso.

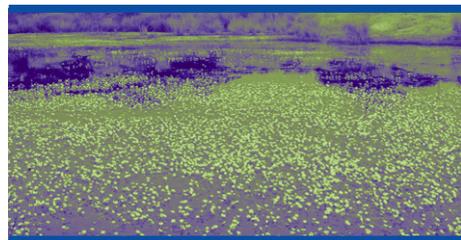
Como valores prácticos para este sistema pueden establecerse los siguientes:

- Superficie necesaria por cada 1000 m³/día de agua de riego : 0,2 - 7 ha
- Carga hidráulica anual: 6 - 120 m³/m²

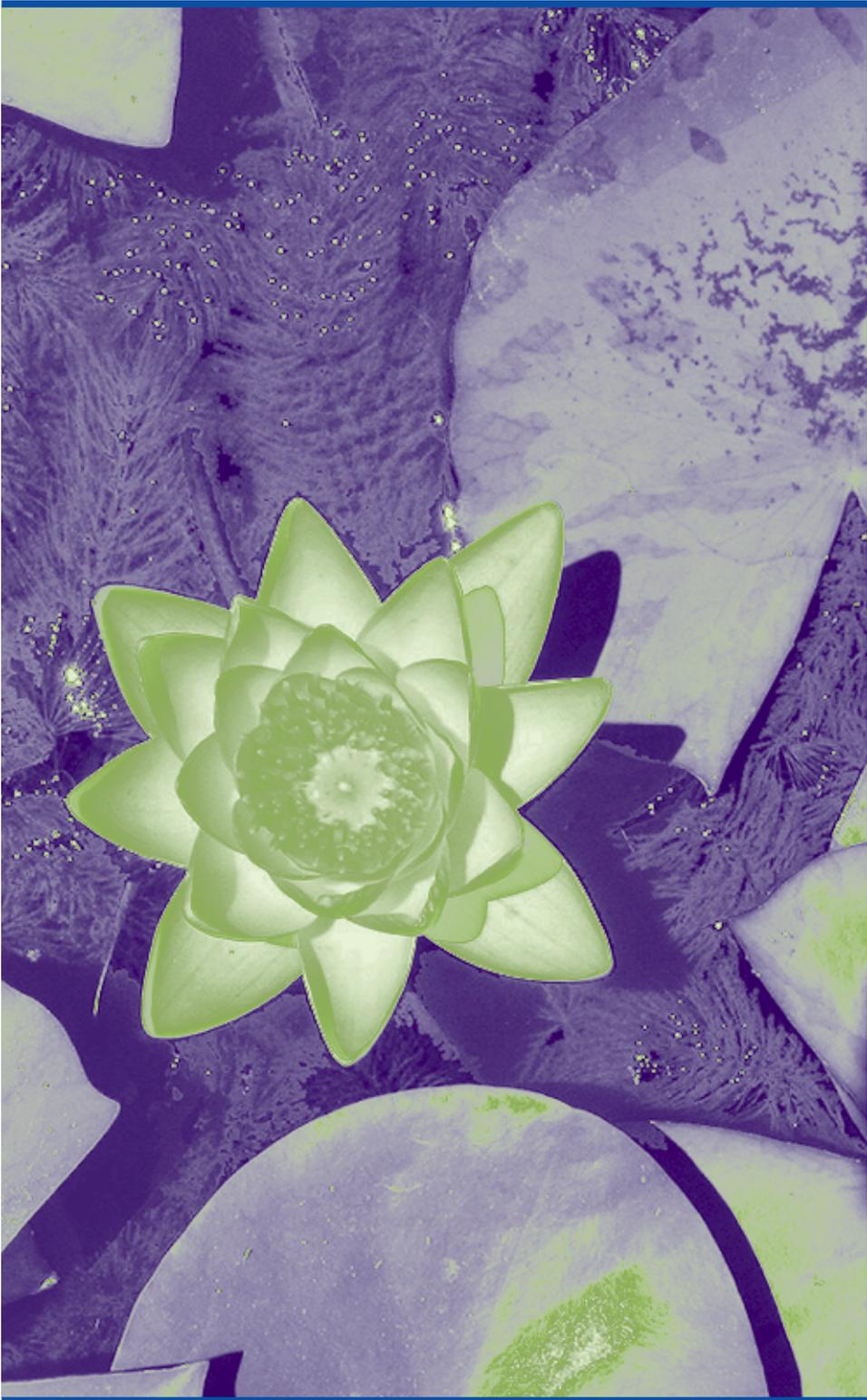


4. HUMEDALES

Los humedales son zonas encharcadas, en las que existe una vegetación acuática (macrofitas) perfectamente adaptada a tener todos o parte de sus órganos sumergidos en el medio acuoso. Pueden ser naturales o artificiales y la inundación puede ser temporal o permanente. En estos humedales se da una actuación simultánea y complementaria de las plantas superiores y los microorganismos que favorece la degradación de la materia orgánica. Por este motivo se utilizan los humedales naturales o artificiales para la depuración de aguas residuales. Dada la importancia de este tema para el objetivo de este manual, en los capítulos siguientes se trata en profundidad.



Los humedales naturales han sido los sistemas tradicionales de depuración de las aguas residuales
© M. D. Curt



Estanque de nenúfares y Ceratophyllum demersum
© M.D. Curt



Fitodepuración en humedales.

Conceptos generales

María Dolores Curt Fernández de la Mora



1. FITODEPURACIÓN Y HUMEDALES

Por fitodepuración (*phyto* = planta, *depurare* = limpiar, purificar) se entiende la reducción o eliminación de contaminantes de las aguas residuales, por medio de una serie de complejos procesos biológicos y fisicoquímicos en los que participan las plantas del propio ecosistema acuático. La fitodepuración ocurre naturalmente en los ecosistemas que reciben aguas contaminadas y, junto a la denominada autodepuración de las aguas, ha sido el procedimiento clásico de recuperación de la calidad del agua. Este proceso ocurre tanto en humedales naturales como en humedales artificiales creados por el hombre.

Desde un punto de vista estricto, el concepto de fitodepuración puede aplicarse cuando existe la intervención de cualquier tipo de organismo fotosintético, ya sean plantas superiores (macrofitas) como algas macroscópicas o microscópicas. Sin embargo, el concepto más generalizado del término fitodepuración lleva actualmente implícito la intervención de macrofitas. Los procedimientos de tratamiento de aguas por lagunaje —en los que hay intervención de microalgas— no serían por tanto objeto de la fitodepuración. La fitodepuración, por tanto, se refiere a la depuración de aguas contaminadas por medio de plantas superiores (macrofitas) en los denominados humedales o sistemas acuáticos, ya sean naturales o artificiales.

Los humedales naturales pueden definirse como aquellos lugares terrestres que permane-

cen inundados o saturados de agua durante, al menos, un tiempo lo suficientemente prolongado como para que se desarrolle en ellos un tipo de vegetación característica, palustre, que está adaptada a esas condiciones de inundación o saturación de agua, como por ejemplo, los carrizales, espadañales, juncales o los masiegales. Son sistemas de transición entre los ambientes terrestres y los acuáticos, por lo que sus límites suelen ser difusos y su morfología variable con el tiempo, mostrando ciclos temporales más o menos acusados y un extraordinario dinamismo. Los humedales se reconocen fácilmente por un conjunto de características generales, como son la presencia de una lámina de agua poco profunda o de una capa freática en superficie sobre suelos hidromorfos, y la existencia de una vegetación especializada, ya sean plantas que viven en el agua (hidrofitos) o las que se desarrollan en terrenos permanentemente inundados o al menos saturados de agua, con bastante frecuencia (higrofitos). Uno de los rasgos más característicos de la vegetación de los humedales es su adaptación a vivir con una fuerte limitación de la disponibilidad del oxígeno en el suelo, es decir, en condiciones de anaerobiosis que normalmente no soportan las plantas terrestres.

Desde el punto de vista ecológico, los humedales naturales son lugares de extraordinario valor. Su protección está reconocida a nivel nacional e internacional, siendo el hito más significativo el denominado Convenio de Ramsar, surgido a raíz de la Conferencia Internacional sobre la Conservación de las Zonas Húmedas y de las Aves acuáticas celebrada en Ramsar (Irán) en 1971. Los humedales

naturales más importantes de España, son los parques nacionales de Doñana, creado en 1969, y las Tablas de Daimiel, de 1973, ambos incluidos en la Lista Ramsar. Otras áreas húmedas de gran interés ecológico son las lagunas de Ruidera, las lagunas salinas de la Mancha, las Marismas del Guadalquivir y el Delta del Ebro.

Parque
Nacional
de las Tablas
de Daimiel
© M.D. Curt



La importancia de los humedales naturales radica tanto en sus peculiaridades biológicas –vegetación y fauna especializada– como en las funciones que desempeñan en el ciclo del agua y de la materia orgánica, reciclado de nutrientes, mantenimiento de redes tróficas y estabilización de sedimentos. Tienen un importante papel como ‘depuradoras’ naturales, contribuyendo al mantenimiento de la calidad de las aguas subterráneas y superficiales. A este respecto es importante destacar que del estudio de su dinámica y actuación se derivan los denominados sistemas blandos de depuración de aguas residuales (lagunaje y humedales artificiales), que en definitiva son sistemas desarrollados por el hombre en los que se imita la dinámica depuradora de los humedales naturales, pero con una mayor velocidad que la que se produce en los humedales naturales. Es preciso señalar que el aprovechamiento de humedales naturales para el tratamiento de aguas residuales está totalmente desaconsejado, ya que supone un grave impacto medioambiental y la posibilidad de contaminar los acuíferos y ecosistemas circundantes. Solamente si el aporte de agua residual está controlado dentro de los límites de depuración total que puede ofrecer el humedal, podría ser tolerada esta aplicación.

Los humedales artificiales son los que han sido construidos por el hombre para el tratamiento de aguas residuales. Consisten en estanques o canales de poca profundidad (normal-

mente <1m) en los que se implantan especies vegetales adaptadas a la vida acuática y en los que la depuración se basa en procesos naturales de tipo microbiológico, biológico, físico y químico. Su diseño es muy variado, pero siempre incluye canalizaciones, aislamiento del suelo para evitar el paso de la contaminación a los ecosistemas naturales circundantes y el control del flujo del efluente en cuanto a su dirección, flujo, tiempo de retención, y nivel del agua.

En relación con otros sistemas de depuración tecnológicos, los humedales artificiales tienen las ventajas de bajo coste, mantenimiento sencillo, eficaz capacidad depuradora de aguas residuales con contaminación principalmente orgánica, y bajo impacto visual de las instalaciones, porque la vegetación proporciona una apariencia natural. Entre sus limitaciones se pueden indicar que requieren amplias superficies de terreno y que no son apropiados para determinadas aplicaciones, como por ejemplo el tratamiento de aguas industriales con alta contaminación inorgánica. Los humedales artificiales son especialmente apropiados para el tratamiento de aguas residuales de pequeñas poblaciones, en donde se suelen dar las circunstancias de bajo coste del terreno y mano de obra no altamente tecnificada.

2. PLANTAS PROPIAS DE LOS HUMEDALES

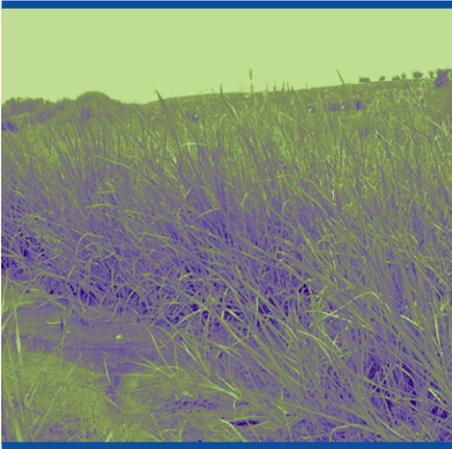
2.1. Concepto de macrofitas

El rasgo que mejor define a los vegetales es el hecho de que son seres vivos fotosintéticos –exceptuando plantas parásitas–, por lo que su nutrición es de tipo autótrofo. La fotosíntesis les confiere la capacidad de utilizar como fuente de carbono un compuesto inorgánico, el dióxido de carbono, para desarrollarse y así generar materia orgánica; es lo que conforma la denominada producción primaria en el planeta. En el curso de la evolución, ha sucedido el desarrollo progresivo de los vegetales desde organismos muy elementales (algas unicelulares procarióticas) a organismos muy evolucionados (plantas superiores) que incorporan mecanismos sofisticados de adaptación al ambiente terrestre. En función del tipo de organización y nivel de desa-

rollo alcanzado, se distinguen dos grandes grupos de organismos fotosintéticos: algas (unicelulares o pluricelulares), que son organismos fotosintéticos inferiores, y embriofitos, que comprenden musgos (briofitos), helechos (pteridofitos) y plantas con semilla (espermatofitos, también denominadas plantas superiores). En los humedales naturales se pueden encontrar todos estos tipos de organismos, dando lugar a comunidades de gran biodiversidad.

Desde el punto de vista botánico, el término 'macrofita' se aplica a cualquier vegetal que es visible a simple vista (herbáceas, arbustos, árboles), en oposición al término 'microfita', utilizado genéricamente para vegetales que no son visibles sin la ayuda de lentes ópticas (algas microscópicas). Por ello, los vegetales de talla visible que crecen en los humedales se denominan 'macrofitas acuáticas', término que desde un punto de vista amplio englobaría plantas acuáticas vasculares (angiospermas y helechos), musgos acuáticos y grandes algas.

Colonia de macrofitas (*Typha spp.*) desarrollada sobre un cauce contaminado por efluentes municipales sin tratar
© M.D. Curt



En el área de investigación sobre humedales, ya sean naturales o artificiales, se utiliza la denominación 'macrofita' de manera no estrictamente coincidente con el concepto botánico. Así pues, el término 'macrofita' ha llegado ya a incluir el concepto de que se trata de planta acuática entre los miembros de la comunidad científica, por lo que así se utilizará este término en lo sucesivo. También hay que señalar que, debido a que los vegetales que predominan en los humedales son angiospermas (=plantas con semilla), a menudo se aplica el término 'macrofi-

ta' de modo restrictivo, esto es, para referirse únicamente a las plantas acuáticas con semilla.

2.2. Tipos de plantas en los humedales

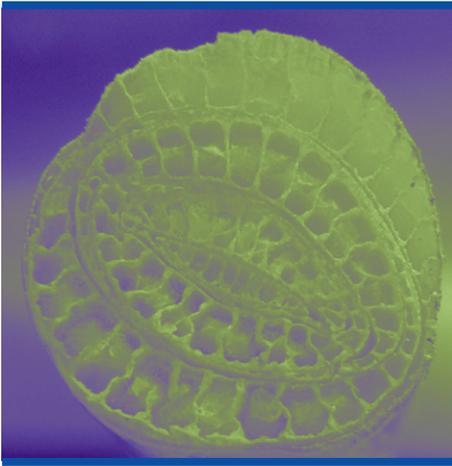
En los humedales naturales coexisten áreas inundadas, en las que se mantiene una capa de agua más o menos constante (unos centímetros a 1 m de profundidad) con áreas permanentemente saturadas de agua, que suponen una transición entre el área inundada y las zonas terrestres circundantes al humedal. Las plantas que naturalmente se desarrollan en el humedal se pueden localizar en cualquiera de esas áreas, ya sea la acuática o la de saturación de agua. Las peculiaridades ambientales determinan que las plantas que allí viven hayan desarrollado adaptaciones específicas a las condiciones de humedad.

En función del grado de adaptación que muestren las macrofitas de los humedales, se distinguen dos grandes grupos: por una parte los hidrófitos, que son plantas acuáticas en sentido estricto, y por otra, los higrófitos terrestres, que son aquellas plantas de suelos más o menos permanentemente saturados en agua.

2.2.1. Plantas acuáticas estrictas: hidrófitos

Se denominan hidrófitos a las plantas que viven en el agua, que muestran un grado de adaptación muy avanzado a las condiciones de vida acuática. A diferencia de los hidrófitos, las plantas terrestres están arraigadas en suelos más o menos aireados en los que circula la denominada 'atmósfera del suelo', cuya composición es próxima a la del aire. Los gases más importantes para la fisiología de las plantas son el oxígeno y el dióxido de carbono, que están en una proporción aproximada de 210 cm³ y 0.3 cm³ por litro de aire, respectivamente. En los medios acuáticos la proporción de oxígeno es muy diferente, pero la proporción de dióxido de carbono suele ser bastante parecida a la de la atmósfera del suelo. El contenido máximo de oxígeno disuelto en el agua (agua saturada de aire) es del orden de 6.4 cm³ por litro (a 20°C), pero en las aguas de los humedales el oxígeno disuelto es menor; y su proporción es un índice del grado de contaminación del agua (menos oxígeno cuanto más contaminada).

Corte de la base de un tallo de *Typha* spp., en el que puede observarse una amplia red de canales aeríferos
© M.D. Curt



Así pues, como consecuencia de las características medioambientales, las plantas acuáticas han tenido que desarrollar mecanismos de adaptación a un medio con amplia disponibilidad hídrica pero pobre en oxígeno. A diferencia de las plantas terrestres, las plantas acuáticas muestran epidermis muy delgadas, a fin de reducir la resistencia al paso de gases, agua y nutrientes, y tejidos con un gran desarrollo de los espacios intercelulares que dá lugar a una red de conductos huecos en los que se almacena y circula aire con oxígeno. Esta red de canales facilita la difusión de gases entre los distintos órganos de la planta, y cuando la planta tiene parte de sus órganos por encima de la lámina del agua, permite la transferencia de oxígeno desde el aire y órganos fotosintéticos, hacia las raíces, y de allí hacia la rizosfera, actuando como mecanismo oxigenador del agua del humedal.

También se dan otras muchas adaptaciones al medio acuático, que conviene señalar. Algunas especies acuáticas prescinden del sistema radicular (por ejemplo, *Ceratophyllum* spp.) por lo que su aspecto recuerda a las algas. Otras desarrollan heterofilia, que consiste en la diferenciación morfológica entre hojas sumergidas y hojas emergidas (por ejemplo, *Ranunculus aquatilis*); en estos casos las hojas sumergidas suelen ser delgadas y filiformes.

Las plantas acuáticas muestran una gran diversidad en cuanto a modo de vida. En función de dónde se sitúan los órganos asimiladores, se distinguen tres tipos de plantas acuáticas: sumergidas, anfibas y flotantes.

- Plantas acuáticas sumergidas: Son aquellas que se desarrollan en la columna de agua, manteniendo todos sus órganos vegetativos por debajo de la lámina de agua. Son plantas muy interesantes en los humedales naturales a causa de su efecto oxigenador en la columna de agua; al estar los órganos asimiladores sumergidos, el oxígeno liberado por fotosíntesis pasa directamente al agua. En este grupo se encuadran especies muy comunes de los humedales naturales, como *Ranunculus aquatilis* (ranúnculo de agua) y *Potamogeton* spp., y otras que se utilizan frecuentemente en estanques ornamentales por su capacidad oxigenadora, como son *Ceratophyllum demersum* o *Myriophyllum verticillatum*. Algunas especies sumergidas emergen sólo para florecer; como por ejemplo *Lobelia dortmanna* (lobelia de agua).

Algunas de las plantas acuáticas sumergidas de aplicación en sistemas acuáticos artificiales de depuración son *Potamogeton* spp. y *Elodea* spp. Se utilizan para oxigenar el agua en profundidad y para proporcionar soporte para la flora microbiana.



Estanque de nenúfares. A través del agua se observa un entramado de *Ceratophyllum demersum*, acuática sumergida utilizada para oxigenar el medio
© M.D. Curt

- Plantas anfibas (emergentes): Son aquellas plantas que tienen parte de su estructura vegetativa dentro del agua, y otra parte fuera de ésta, como por ejemplo, el *Polygonum amphibium*. Típicamente se trata de plantas arraigadas en el suelo sumergido (fango) o suelo encharcado, y que asoman parte de su cuerpo vegetativo por encima de la lámina del agua. Las plantas anfibas también reciben la denominación de helófitas, término derivado del griego, *helo-*, que quiere decir pantano. En este grupo se encuen-

tran importantes especies de interés en los humedales artificiales, como las eneas *Typha domingensis*, *T. angustifolia*, *T. latifolia*, la caña común *Phragmites australis* y el esparganio, *Sparganium erectum*. La función primaria de los helofitos en los humedales artificiales es la de actuar de filtro para mejorar los procesos de floculación y sedimentación. Otras funciones son la de servir de soporte de microorganismos –por desarrollo de una gran superficie de órganos sumergidos–, oxigenar el agua circundante en la rizosfera, extraer nutrientes –que redundará en la disminución de la carga contaminante–, sombreadar el agua –que evita el crecimiento de las algas–, actuar de barrera cortaviento –que facilita la estabilización del agua– y aislar térmicamente el agua.

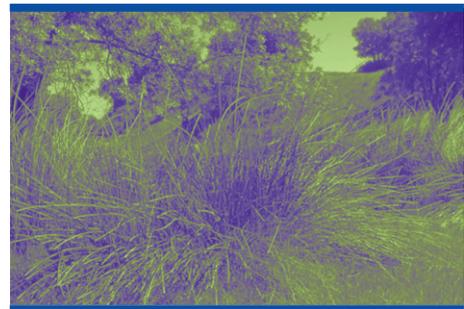
en algunas circunstancias estas especies pueden llegar a ser invasivas, perjudicando el funcionamiento del humedal cuando están en grandes colonias, por limitar la difusión de oxígeno desde la atmósfera, y bloquear el paso de la luz para las plantas sumergidas.



Acuática flotante
Nuphar luteum
en un humedal natural
© M.D. Curt

2.2.2. Higrófitos terrestres

Se denominan higrófitos a aquellas plantas que viven en ambientes húmedos. Los higrófitos terrestres, se desarrollan sobre suelos saturados de agua. Son plantas que, sin ser acuáticas, muestran un cierto grado de adaptación morfológica y fisiológica a las condiciones de saturación de agua en el suelo o sustrato en el que se desarrolla el sistema radicular. Pueden soportar condiciones de humedad inferior a saturación por espacios de tiempo no prolongados, pero no sobreviven en ambientes secos.



Juncos de bolas (*Scirpus holoschoenus*)
en una fresneda natural,
indicando una zona con
humedad permanente
© M.D. Curt

Algunas de estas especies, además de vivir en sustratos permanentemente húmedos, son tolerantes a la contaminación del agua, y por ello pueden emplearse en los humedales artificiales. Algunas especies corrientemente utilizadas en humedales artificiales son higrófitos, como los

Humedal natural.
En primer término,
colonia de helofitas.
Al fondo,
bosquete de tarayes
© M.D. Curt



- **Plantas flotantes:** Son plantas en las que sus órganos asimiladores están flotando en la superficie del agua. Este grupo comprende plantas de libre flotación, que son aquellas que presentan raíces suspendidas en el agua (por ejemplo, la lenteja de agua), como plantas flotantes enraizadas, que son aquellas en las que sus raíces están ancladas en el fango del humedal, pero sus hojas están flotando en la lámina de agua (por ejemplo, los nenúfares).

Entre las plantas flotantes de aplicación a los sistemas acuáticos de tratamiento de aguas, hay que mencionar la lenteja de agua (*Lemna minor*), que tiene muy pequeño tamaño, pero es muy prolífica por multiplicarse vegetativamente, y el jacinto de agua, (*Eichhornia crassipes*), de muy alta productividad. La función principal de estas plantas es la de proporcionar sombreado para dificultar el crecimiento de las algas, además de actuar extrayendo nutrientes. Sin embargo,

juncos (*Scirpus holoschoenus* y otros *Scirpus*). Su principal función es la de contribuir a los procesos físicos de separación del agua, actuando a modo de filtro.

3. LOS HUMEDALES ARTIFICIALES COMO ECOSISTEMAS

Los humedales artificiales reproducen la dinámica de los humedales naturales, y como éstos, constituyen delicados ecosistemas, que combinan procesos físicos, químicos y biológicos en un medio diseñado, construido y manejado por el hombre. La principal diferencia con respecto a los humedales naturales, es el grado de control que puede ejercerse sobre los procesos intervinientes. Algunos de los aspectos diferenciales con respecto a los humedales naturales, son el hecho de que el flujo de agua es más estable —no está sometido necesariamente a fluctuaciones estacionales—, el tiempo de retención está controlado por el operador, y la carga contaminante es más elevada. Sin embargo, y a semejanza de lo que ocurre en los humedales naturales la influencia de los parámetros climáticos (precipitación, radiación, temperatura) en el comportamiento del humedal es importante. Las temperaturas bajas hacen que se retarden los procesos biológicos, pero en cambio no afectan a procesos físicos como la filtración y sedimentación.

El comportamiento de los humedales artificiales es el resultado de un entramado complejo de procesos físicos, químicos y biológicos, siendo de extrema importancia la actuación e interacciones con el agua residual, de los componentes vivos del sistema: microorganismos, hongos, algas, vegetación (plantas superiores) y fauna.

3.1. Microorganismos y organismos inferiores heterótrofos

En este apartado se incluyen pequeños organismos heterótrofos que tienen cometidos indispensables para la depuración del agua residual, como bacterias, protozoos, actinomicetes, hongos. Aunque son grupos de organismos muy diferentes, coinciden en la doble vertiente de

ser organismos que participan en la descomposición de materia orgánica y a la vez, productores primarios de biomasa. Son organismos heterótrofos, es decir, organismos que necesariamente requieren carbono orgánico para desarrollarse —en oposición a los organismos fotosintéticos, algas y plantas, cuya fuente de carbono es inorgánica—. Se desarrollan naturalmente en los humedales artificiales, concentrándose alrededor de la superficie de partículas sólidas, sedimentos, y de desechos y partes sumergidas de las plantas.

Las bacterias intervienen en procesos esenciales para el buen comportamiento del sistema. Así pues, son responsables de la degradación de la materia orgánica y de la remoción de la contaminación orgánica por intervenir en la liberación de compuestos gaseosos del carbono hacia la atmósfera (anhídrido carbónico, metano). También desempeñan una función esencial en el ciclo del nitrógeno, ya que hidrolizan el nitrógeno orgánico y lo transforman hacia formas asimilables para las plantas (ion amonio y nitrato); además, la actividad de ciertas bacterias anaerobias conduce a la desnitrificación, que consiste en la reducción del ion nitrato a nitrógeno gaseoso, que se libera hacia la atmósfera. La disponibilidad del fósforo para las plantas, que es otro elemento esencial para su nutrición, también depende en cierta medida de la actividad microbiana, al transformar formas insolubles de fósforo a formas solubles fácilmente asimilables por las plantas. Otros procesos en los que participan bacterias son la reducción de compuestos de azufre a sulfuros y la oxidación de sulfuros.

Los protozoos son muy abundantes en las aguas residuales de tipo orgánico. Su papel en el tratamiento de las aguas residuales domésticas es bien conocido, y se aprovecha para el buen funcionamiento de sistemas de tratamiento convencionales (fangos activados, filtros de percolación lenta). Son importantes organismos en la cadena trófica del sistema, ya que al alimentarse de bacterias, regulan la población bacteriana responsable de la descomposición de la materia orgánica. Otros aspectos a destacar son su contribución a flocular sólidos orgánicos en suspensión del agua residual y la excreción, como productos de su metabolismo, de ortofosfatos y amonio, compuestos inorgánicos de

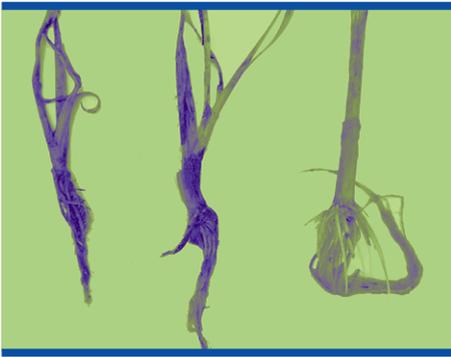
fósforo y nitrógeno, respectivamente, fácilmente asimilables por las plantas.

Con carácter general los hongos son organismos descomponedores de la materia orgánica. Los hongos que se encuentran en los humedales (actinomicetes y otros) son mayoritariamente organismos saprofiticos que se nutren de restos de organismos –restos de alimentos, residuos de plantas...–, contribuyendo, por tanto, a reducir la carga orgánica contaminante del sistema.

3.2. Algas

Las algas son organismos acuáticos fotosintéticos cuyo papel es esencial en la biosfera; así pues, se estima que las algas contribuyen con alrededor de un 90% a la fotosíntesis de la Tierra. La presencia de algas en los humedales es inherente a su condición de hábitats húmedos. Las algas, al realizar la función fotosintética, contribuyen a crear ambiente aerobio liberando oxígeno propicio para procesos oxidativos de la carga contaminante.

Sistema radicular de Typha spp. afectado por la proliferación de algas. Sentido de la afección mayor de derecha a izquierda
© M.D. Curt



Sin embargo, la proliferación incontrolada de algas, que puede ocurrir cuando en el medio hay un exceso de nitratos y fosfatos (eutrofización), no es deseable, porque puede ocasionar efectos perniciosos en el sistema. Entre otros efectos, caben señalar el aumento de los sólidos en suspensión, turbidez, bloqueo del paso de la luz a través de la columna de agua, competencia por nutrientes con plantas superiores acuáticas y afección a las raicillas de la vegetación del humedal.

3.3. Vegetación

El papel de la vegetación en la eficacia de los sistemas de tratamiento de aguas residuales con macrofitas ha sido ampliamente debatido en el ámbito científico. Es indudable que la vegetación en los humedales artificiales es un componente fundamental del sistema, ya que el sistema de tratamiento está estrechamente relacionado con un tipo determinado de vegetación. Por ejemplo, no pueden desarrollarse sistemas acuáticos si no se dispone de plantas flotantes.

La vegetación desempeña papeles múltiples en el buen funcionamiento del sistema. Se trata tanto de actuaciones activas derivadas de la actividad fisiológica de la vegetación como actuaciones pasivas, en las que no intervienen éstos, sino procesos físicos por efecto de la presencia de las plantas en el sistema.

3.3.1. Actuación pasiva de la vegetación en la depuración

En el balance global de las funciones que desempeña la vegetación en los humedales artificiales, los procesos físicos suponen la función más importante de las plantas para la eficacia depuradora del sistema.

En primer lugar las macrofitas pueden ejercer funciones de desbaste, reteniendo los sólidos gruesos arrastrados por el agua residual. También, por actuar de barrera física para el flujo del agua residual, reducen la velocidad del influente, lo que favorece la floculación la sedimentación de partículas en suspensión.

Por otra parte, las partes de las plantas que están en contacto con el influente, actúan como soporte pasivo de microorganismos y crean en sus proximidades ambientes propicios para el desarrollo de estos; es decir, las plantas crean una enorme área superficial para el desarrollo de 'bio-películas', en las que crecen bacterias, protozoos, y algas microscópicas.

También son de reseñar las actuaciones pasivas que se refieren a la parte aérea de las plantas. Cuando la vegetación tiene un determinado porte, como ocurre con plantas acuáticas

emergentes, la vegetación tiene un cierto efecto amortiguador de las temperaturas extremas y otros fenómenos atmosféricos, ya que aísla la superficie del agua, intercepta lluvia y nieve, y reduce las pérdidas de calor que eventualmente se producen por el viento.

Reducción de la velocidad del influente y retención de materia orgánica por una colonia de *Typha spp.*
© M.D. Curt



3.3.2. Procesos activos de la vegetación en la depuración

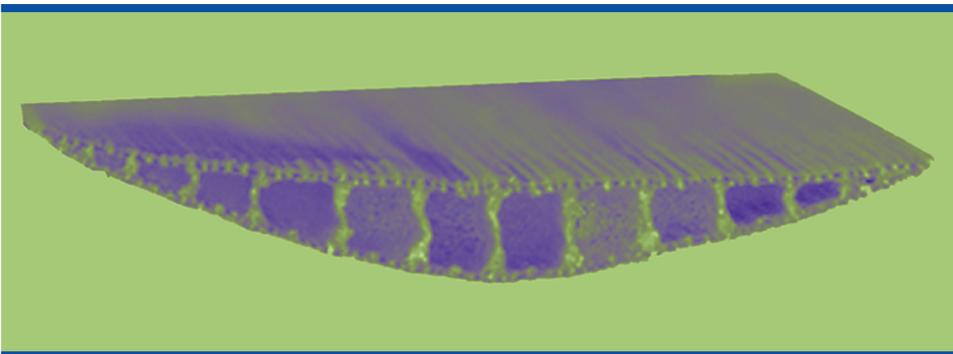
Con respecto a las funciones que desempeñan activamente las plantas en los humedales artificiales, hay que destacar: el intercambio gaseoso hacia desde las hojas hacia la zona radicular en contacto con el agua residual, y la extracción de contaminantes del agua. Las plantas adaptadas a vivir en aguas con elevada carga orgánica, utilizando su propia energía procedente en última instancia de la energía solar captada por fotosíntesis, son capaces de enviar el oxígeno del aire

raíces por medio de los microorganismos que viven asociados al sistema radicular de la planta. También las macrofitas pueden ejercer una depuración directa por la absorción de iones contaminantes, tanto metales pesados como aniones eutrofizantes (nitratos y fosfatos principalmente).

● Oxigenación del medio

Como ya se ha indicado, las plantas acuáticas, y particularmente, las macrofitas emergentes, han desarrollado mecanismos adaptativos a las condiciones de saturación del sustrato y de inundación. Entre estas adaptaciones hay que destacar las que se refieren a necesidad de proporcionar mecanismos de aireación de sus tejidos. La presencia de lenticelas, pequeñas aberturas en hojas y tallos, permite que el aire entre dentro de la planta, pero lo que es más importante es el desarrollo de un tejido especializado con grandes espacios huecos interconectados, el aerénquima, que permite la convección de gases a través de toda la longitud de la planta, llegando a proporcionar aire a las raíces. Finalmente, por intercambio gaseoso en las raíces se libera oxígeno al medio, redundando en la creación de un microambiente aerobio en el agua próxima a las raíces. Este microambiente estimula el desarrollo de microorganismos aerobios responsables de la degradación de la materia orgánica, resultando en la disminución de la carga contaminante del sistema. La magnitud del efecto oxigenador de las macrofitas acuáticas ha sido muy

Corte transversal de una hoja de *Typha spp.*, en el que pueden observarse canales aeríferos que permiten la circulación de oxígeno hacia el sistema radicular
© M.D. Curt



hasta sus raíces a través de un sistema conductor muy especializado. Esto favorece la degradación de la materia orgánica del entorno de las

debatido en la comunidad científica, entre otras razones por las dificultades experimentales y por la incertidumbre de la extrapolación. Por

ejemplo, se indica que *Phragmites* puede liberar hasta 4.3 g O₂/m²/día y las plantas flotantes de 0.25 a 9.6 g O₂/m²/día.

- Extracción de nutrientes

El papel que desempeña la vegetación en la remoción de nutrientes y otros contaminantes del agua está estrictamente relacionado con factores intrínsecos de la planta. Obviamente, las extracciones en valores absolutos (g extraídos del elemento por unidad de superficie vegetada) dependerán del rendimiento de la planta (g de peso seco de biomasa producida por unidad de superficie) y del contenido en dicho elemento por unidad de peso seco de la planta. Las plantas acuáticas son muy productivas, por lo que la extracción de nutrientes por incorporación al tejido vegetal, puede llegar a ser muy significativa.

Como se sabe, hay tres grupos de elementos indispensables para la vida de las plantas:

- Macronutrientes: nitrógeno, fósforo, potasio, cuya proporción en la composición de la planta es del orden de 1-2%, 0.1-1% y 0.5-1% del peso seco de la biomasa respectivamente, aunque en determinadas plantas estos contenidos pueden ser muy superiores (por ejemplo, el contenido en nitrógeno de las lentejas de agua puede llegar al 7%).

- Micronutrientes: azufre, calcio, magnesio, cuya proporción es <0.5%.

- Oligoelementos: hierro, manganeso, cinc, cobre, boro, molibdeno, que son imprescindibles para la vida de las plantas pero se encuentran en proporciones muy pequeñas, del orden de ppm, en sus tejidos.

Además, hay otros elementos que tienen un cierto papel en la fisiología de algunas especies vegetales –por ejemplo, cloro, silicio, cobalto–. También hay que mencionar que hay otros elementos que no siendo indispensables son acumulados por algunas plantas, aspecto que se aprovecha para la biorremediación, que es la recuperación a través de procesos biológicos de áreas (suelos, aguas) puntualmente contaminados por actividades industriales (metales pesados, hidrocarburos...).

Los principales elementos contaminantes de las aguas residuales domésticas son el nitrógeno y el fósforo, generalmente en una concentración del orden de 20-85 mg/l y 4-15 mg/l, respectivamente. En una estimación conservadora –para el contaminante mayoritario, el nitrógeno– se asume que la vegetación contiene un 1.5% de N y que el rendimiento es del orden de 2 kg peso seco/m²/año; cosechando la biomasa aérea se elimina del sistema del orden de 30 g de nitrógeno, equivalente a la cantidad total de nitrógeno contenido en unos 380 l de agua residual. Algunos autores indican que cosechando la biomasa se elimina del orden del 20% del nitrógeno que proviene del influente, y que la mayor proporción de remoción de este contaminante se efectúa por desnitrificación (liberación de nitrógeno gaseoso por reducción microbiológica). Con respecto al fósforo, la cantidad que puede eliminarse del sistema por extracción de las plantas es menor; citándose cantidades del orden de miligramos por litro del agua residual. Otros autores calculan que la capacidad de las macrofitas para extraer nitrógeno y fósforo está en los intervalos de 200 a 2500 kg N/ha/año y 30 a 150 kg P /ha/año.

3.4. Fauna

La fauna que acompaña a los humedales artificiales principalmente está compuesta por diferentes especies insectos, y en menor medida, aves, peces, anfibios y reptiles ocasionales. Los insectos juegan un papel incuestionable en la cadena trófica, y son alimento de otros organismos superiores, como aves y peces. Sin embargo, algunos insectos pueden ser plagas de la vegetación implantada en el humedal, como por ejemplo pulgones, ácaros, y pueden llegar a causar daños significativos en las plantas.

Otros insectos, como los mosquitos, pueden ser dañinos o molestos para el hombre y en algunos emplazamientos pueden constituir una plaga importante contra la que hay que actuar. Los mosquitos son un problema más probable en los sistemas que presentan superficie libre de agua que en los que el de flujo del agua es sub-superficial. Para evitarlo, se recurre a diseños específicos de la configuración del humedal y a predadores naturales de mosquitos.

El aspecto natural de los humedales artificiales y la disponibilidad de agua y alimento atraen a aves silvestres, que utilizan la vegetación como refugio, redundando en la integración del sistema en el entorno; sin embargo, ello puede conllevar que se acerque público general que quede expuesto a riesgos de salud inherentes a las aguas residuales.

4. PROCESOS DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN LOS HUMEDALES

Dado que los humedales artificiales son sistemas biológicos, por precaución no se aconseja su uso indiscriminado para el tratamiento de aguas residuales brutas. Por tanto, antes de introducir el agua residual en los humedales artificiales es necesario eliminar o reducir el contenido de algunos contaminantes presentes en el agua bruta. En primer lugar, se realiza un pre-tratamiento para eliminar sólidos gruesos, arenas, materias flotantes y grasas (desbaste, desarenador, desengrasador). Después se realiza un tratamiento primario que tiene por objeto reducir el contenido en sólidos totales y en suspensión y materia orgánica, y puede realizarse por técnicas blandas como el lagunaje, o convencionales (tratamiento físico-químico). A continuación el agua residual podría introducirse en el sistema de humedal artificial para su tratamiento secundario, cuyo objeto es la eliminación de la materia orgánica biodegradable. Otra alternativa es realizar este tratamiento secundario por lagunaje, y utilizar el humedal para el tratamiento terciario del correspondiente efluente. Con este tratamiento se pretende la remoción de materia orgánica no eliminada en el tratamiento secundario y compuestos inorgánicos que causan eutrofización de las aguas –nitrógeno y fósforo– como mínimo hasta los límites que marca la normativa de vertidos.

Las características del influente que recibe el humedal artificial van a depender del tipo de tratamiento que antes se ha realizado. Para el caso más común, que es el de un tratamiento primario convencional, la composición típica es la siguiente: DBO 40-200 mg/L, sólidos totales 55-230 mg/L, sólidos en suspensión 45-180 mg/L, nitrógeno total 20-85 mg/L, nitrógeno amoniacal 15-40 mg/L, fósforo total 4-15 mg/L.

Obviamente los valores que tomen estos parámetros influyen en el funcionamiento del humedal, y en la medida que sean previsibles, condicionan su diseño, de modo que se favorezcan más los procesos que implican la remoción del mayor contaminante. Cuando el humedal es efectivo, se llegan a valores inferiores a 10 mg/L para DBO, sólidos totales y en suspensión, y para el nitrógeno total, inferiores a 15 mg/L.

Como ya se ha indicado, los humedales artificiales son sistemas de apariencia simple pero muy complejos en cuanto a su funcionamiento. Actúan a modo de filtro, sumidero de sedimentos y precipitados, y como motor biogeoquímico que recicla y transforma nutrientes. Se basan en un cierto equilibrio ecológico en el que interaccionan organismos vivos e intervienen procesos de muy diversa índole –físicos, químicos, biológicos, hidrológicos–. Los mecanismos principales son de dos tipos: separaciones líquido/sólido y transformaciones de los componentes del agua residual. En el primer grupo de mecanismos se incluyen los procesos de sedimentación, filtración, absorción, adsorción, intercambio iónico, y lixiviado. En el segundo, reacciones de oxidación/reducción, ácido/base, precipitación, floculación, y reacciones bioquímicas en anaerobiosis/aerobiosis.

4.1. Sólidos en suspensión

Se denominan sólidos en suspensión a aquellos sólidos que quedan retenidos en un filtro estandarizado de tamaño de poro 1.2 μm . Los procesos que conducen a su remoción dependen del tipo de humedal y de la categoría de partículas que contenga el agua residual: sólidos sedimentables (tamaño $>100 \mu\text{m}$), partículas supracoloidales (1-100 μm), coloides (10^{-3} -1 μm) y sólidos solubles ($<10^{-3} \mu\text{m}$). Los sólidos sedimentables caen al fondo del sistema fácilmente por gravedad, mientras que los coloides no.

En los sistemas de flujo de agua libre (flujo superficial) los sólidos en suspensión se eliminan por mecanismos de floculación/sedimentación y filtración/intercepción. Hay que señalar que además de los sólidos que contenga el influente el sistema puede también generarlos como consecuencia de restos de plantas, microorganismos y precipitados. La sedimentación ocurre por efec-

to de la gravedad, y en condiciones ideales se rige por la ley de Stokes, que indica que la velocidad de sedimentación es proporcional al cuadrado del diámetro de la partícula e inversamente proporcional a la viscosidad del fluido. La floculación ocurre naturalmente por unión de partículas cargadas eléctricamente que colisionan entre sí, bien por el discurrir del agua, o bien por efecto de las partes sumergidas de las plantas. Una vez alcanzado un determinado tamaño de flóculo, éstos sedimentan. Se calcula que la sedimentación de sólidos sedimentables y partículas supracoloidales ocurre, en condiciones estándar, en cerca de 3 días. El proceso de filtración del influente no suele ser muy significativo salvo que las partes sumergidas de las plantas formen un entramado denso. En cambio, el proceso de interceptación, acompañado de agrupación de partículas o adhesión de éstas a la superficie de las partes sumergidas de las plantas, sí que lo es.

En los sistemas de flujo sub-superficial la remoción de sólidos en suspensión es muy eficaz debido a que la velocidad del flujo del influente está ralentizada y hay una gran superficie proporcionada por el lecho de arena y grava. Estos sistemas actúan como filtros horizontales,

lo que facilita los procesos de sedimentación, floculación y adsorción.

4.2. Materia orgánica

Los procesos que conducen a la remoción de la materia orgánica son de dos tipos: físicos y biológicos, ambos estrechamente inter-relacionados. La materia orgánica que llega en el influente puede encontrarse en forma de partículas, coloides, supracoloides o disuelta. En los tres primeros casos, los principales procesos que conducen a su separación física son similares a los indicados para los sólidos en suspensión: floculación y sedimentación. Además, pueden darse procesos de adsorción y absorción en la materia orgánica disuelta, procesos que genéricamente se denominan procesos de 'sorción' y que están relacionados con las características superficiales del sólido o cuerpo sobre el que se producen.

En los procesos biológicos intervienen organismos vivos (micro y macroscópicos) e influyen de manera drástica factores como la disponibilidad de oxígeno, el pH del medio, y la temperatura. En estos procesos se pueden dar reacciones de oxidación/reducción, hidrólisis y



Degradación de materia orgánica en un carrizal desarrollado en aguas contaminadas
© M.D. Curt

fitólisis, que conducen a la biodegradación de la materia orgánica.

La materia orgánica biodegradable sirve como sustrato a múltiples organismos para desarrollarse. La disponibilidad de oxígeno en el influente, determinada a través del parámetro DBO, condiciona el tipo de microorganismos que intervienen en la degradación de la materia orgánica. Los microorganismos aerobios requieren oxígeno como aceptor de electrones disueltos para desarrollarse y son muy eficientes en la transformación de la materia biodegradable en compuestos minerales, gases, y biomasa microbiana. Por ello, las condiciones de aerobiosis son más adecuadas para reducir la contaminación por materia orgánica, que las de anaerobiosis. Los microorganismos anaerobios utilizan compuestos diferentes al oxígeno como aceptores de electrones, por ejemplo, nitratos, carbonatos o sulfatos, dando lugar a compuestos reducidos del tipo de óxidos de nitrógeno, nitrógeno, azufre, tiosulfato. Estas reacciones son menos eficientes que las que ocurren en ambientes aerobios, y para que la reducción de la contaminación orgánica sea significativa tiene que liberarse metano o hidrógeno.

Como ya se ha indicado, la disponibilidad de oxígeno es un factor fundamental para la remoción bioquímica de la materia orgánica. Esta disponibilidad dependerá del balance en el sistema entre el consumo (por respiración, fundamentalmente) y las aportaciones de oxígeno. Las posibles fuentes de oxígeno en el sistema provienen de la aireación superficial (oxígeno procedente de la atmósfera), fotosíntesis (oxígeno liberado por organismos fotosintéticos, a consecuencia de la fotoasimilación del carbono), y transferencia de la planta (liberación de oxígeno presente en el aerénquima).

La importancia de la disolución de oxígeno por aireación superficial depende de varios factores, como son temperatura, viento, flujo y concentración de oxígeno en el influente. Se estima que para un humedal de flujo libre superficial en condiciones medias, la transferencia de oxígeno por aireación es del orden de 0.5-0.9 g/m²/día.

La contribución por oxígeno procedente de la fotosíntesis está en función de la cantidad de organismos fotosintéticos que se desarrollan

en el agua. En los sistemas FWS son microorganismos fotosintéticos (fitoplacton y perifiton) y plantas sumergidas. Se estima que en condiciones adecuadas se pueden generar del orden de 2.5 g O₂/m²/d en las horas de luz. Hay que considerar el balance global diario, ya que el consumo de oxígeno por respiración durante la noche puede llegar a equipararse con la producción diaria. Por esta razón, la concentración de oxígeno disuelto oscila en el día y no es homogénea en la columna de agua. En la zona inmediata a plantas sumergidas hay mayor concentración de oxígeno disuelto.

La transferencia por difusión de oxígeno al agua residual desde las partes sumergidas de las plantas emergentes se produce como consecuencia de la existencia de vías de aireación interconectadas en los tejidos de estas plantas (aerénquima). La importancia de esta transferencia de oxígeno para la depuración del agua residual ha sido estudiada por diferentes autores, pero no se pueden inferir conclusiones determinantes porque los humedales artificiales son ecosistemas extremadamente complejos y dinámicos. Algunos autores indican que el oxígeno transferido se iguala al respirado, y que por tanto no habría una ganancia neta. Sin embargo, según otros estudios sí sugieren que habría ganancia neta, citándose un rango de 0 a 28.6 g O₂/m²/d.

Las reacciones de hidrólisis son fundamentales para transformar la materia orgánica sólida -en forma de partículas-, en compuestos orgánicos de más bajo peso molecular, que resultan más fácilmente atacables por microorganismos. Las tasas de degradación dependen de la degradabilidad de estos compuestos, la temperatura y condiciones de disponibilidad de oxígeno. En condiciones aerobias, los productos finales son compuestos oxidados de nitrógeno y azufre, anhídrido carbónico y agua. En condiciones anaerobias, se producen ácidos orgánicos y alcoholes, y cuando ocurre metanogénesis los productos finales son metano, anhídrido carbónico e hidrógeno.

4.3. Nitrógeno

El nitrógeno está presente en las aguas residuales en forma de nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻),

amonio (NH_4^+) y nitrógeno orgánico -de mayor a menor nivel de oxidación-. Todas estas formas, incluido el nitrógeno gaseoso (N_2 , NO_x), forman parte del ciclo del nitrógeno porque están inter-relacionadas bioquímicamente. La concentración de nitrógeno total en el influente del humedal, procedente de un tratamiento primario, suele estar en el rango de 8 a 85 mg/L, correspondiendo en general los valores más bajos a los efluentes de un pre-tratamiento de lagunaje, y los valores más altos a los de un pretratamiento convencional. El nitrógeno amoniacal (1-40 mg/L) y el nitrógeno orgánico son las dos formas predominantes en el influente. En cambio, el nitrógeno nítrico suele ser muy bajo (0-1 mg/L), correspondiendo los valores más altos a los efluentes del pre-tratamiento por lagunaje. Los procesos de remoción del nitrógeno en los humedales artificiales son de tipo físico-químico y biológicos.

4.3.1. Procesos físico-químicos de remoción de nitrógeno

La remoción por los procesos físicos de filtración, interceptación, floculación y sedimentación ocurre principalmente para la fracción de nitrógeno orgánico, ya que, como constituyente de materia orgánica, está asociado con sólidos en suspensión. Además, en las biopelículas que existen asociadas a las plantas emergentes y a restos vegetales se dan procesos de sorción de nitrógeno. El intercambio catiónico del ión amonio en las arcillas del sustrato del humedal puede también ocurrir; si bien su contribución está limitada a la capacidad de intercambio catiónico del sustrato. Otro proceso físico-químico a indicar es el desprendimiento de amoníaco gaseoso (volatilización), por efecto de la variación del pH del agua. El pH puede subir en puntualmente en momentos de alta actividad fotosintética, y en condiciones determinadas de temperatura y alcalinidad el ión amonio pasa a amoníaco gas, que puede desprenderse del sistema.

4.3.2. Procesos biológicos de remoción de nitrógeno

En relación a los procesos biológicos, o procesos en los que media la intervención organismos

vivos, hay que mencionar: amonificación, nitrificación, desnitrificación, fijación de nitrógeno y asimilación por las plantas.

La amonificación, también denominada hidrólisis o mineralización del nitrógeno orgánico, consiste en la transformación biológica del nitrógeno que está en la materia orgánica a nitrógeno amoniacal, proceso que ocurre durante la degradación de la materia orgánica. Puede ocurrir en condiciones aerobias o anaerobias; hay estudios que indican que en condiciones anaerobias la amonificación ocurre más lentamente que en condiciones aerobias. La velocidad con que ocurre este proceso depende del pH, y aumenta con la temperatura. Como referencia, se cita que las aguas residuales domésticas se hidrolizan totalmente en 19 horas a temperaturas de 11-14°C. El amonio formado puede sufrir procesos subsecuentes, como inmovilización por intercambio catiónico, volatilización en forma de amoníaco gaseoso, absorción por organismos fotosintéticos, asimilación por microorganismos y nitrificación.

La nitrificación es el proceso de conversión biológica del amonio a nitrato por parte de microorganismos aerobios nitrificantes, suspendidos en el agua o situados en las biopelículas de las superficies sumergidas. El proceso se realiza en dos fases; la primera es la oxidación del amonio a nitrito por bacterias del género *Nitrosomona*, y la segunda, la del nitrito a nitrato por bacterias del género *Nitrobacter*. La velocidad del proceso depende del pH y la temperatura. Se requieren condiciones aerobias -del orden de 4.3 g de O_2 son necesarios para oxidar 1 g de nitrógeno amónico a nitrato- y suficiente alcalinidad -del orden de 7.14 g CaCO_3 -. El ión nitrato, al contrario que el amonio, no se inmoviliza en el sustrato, sino que permanece en el agua; de allí puede ser absorbido por plantas o microorganismos, o ser reducido (desnitrificación).

La desnitrificación, o reducción del nitrato a nitrógeno gaseoso, se produce en condiciones anaerobias por microorganismos -bacterias heterótrofas- que utilizan el nitrato como aceptor de electrones y el carbono orgánico como donante electrónico; es decir, son condiciones indispensables la ausencia de oxígeno y la disponibilidad de carbono orgánico. Entre estos dos

requerimientos, el que suele ser más limitante es el de la disponibilidad de carbono, ya que en el fondo del humedal se mantienen condiciones anóxicas. Como mínimo es necesario 1 g de carbono por g de nitrógeno nítrico para su desnitrificación. El carbono puede proceder bien de la contaminación orgánica del influente o bien de los restos de plantas y otros organismos. Los productos de la desnitrificación son nitrógeno molecular N_2 , y óxido de nitrógeno N_2O . La desnitrificación tiene lugar, principalmente, en los sedimentos del humedal y en biopelículas de zonas con muy bajo oxígeno disuelto y con alta disponibilidad de carbono, como son las zonas del fondo en las que hay restos vegetales descomponiéndose o exudados de plantas. El proceso origina una cierta alcalinidad, aproximadamente 3 g de alcalinidad expresada como $CaCO_3$, por cada g de nitrógeno nítrico reducido, y la velocidad a la que se produce depende del pH y la temperatura. El nitrógeno gaseoso pasa a la columna de agua, quedando a disposición de organismos que pueden fijarlo, o se libera a la atmósfera. La pérdida a la atmósfera es más fácil en las zonas del humedal que tienen la lámina de agua sin vegetar que en aquellas completamente cubiertas.

El proceso de asimilación del nitrógeno gas N_2 a nitrógeno orgánico se denomina fijación del nitrógeno, y se realiza por organismos que contienen enzima nitrogenasa, como algunas bacterias y algas verde-azuladas, en condiciones anaerobias o aerobias. Los lugares probables en los que puede ocurrir la fijación, en los sistemas FWS, son: la capa superficial del agua en las zonas abiertas, en los sedimentos, en la rizosfera oxidada y sobre la superficie de hojas y tallos de las plantas.

El proceso de extracción de N por las plantas consiste en la asimilación de formas inorgánicas del nitrógeno para formar compuestos orgánicos nitrogenados estructurales de la planta. Como se sabe, el nitrógeno es un macronutriente indispensable para las plantas; cuanto mayor es la tasa de crecimiento de la planta mayor es la extracción de nitrógeno. Se estima que la vegetación de los humedales extrae entre 0.5 y 3.3 g de $N/m^2/año$; entre las especies emergentes las menos exigentes son los juncos y juncias, y las más exigentes las eneas o espadañas. Las plantas acumulan el nitrógeno princi-

palmente en sus órganos vegetativos verdes (hojas, tallos). Para eliminar ese nitrógeno del sistema hay que retirar periódicamente del humedal la biomasa producida; de otro modo el nitrógeno se recicla en el sistema debido a la incorporación de los restos vegetales en el humedal.

4.3.3. Comportamiento del sistema respecto al nitrógeno

El nitrógeno orgánico asociado a sólidos, que llega a un sistema de depuración con macrofitas, en el que se mantenga capa de agua, sufre un proceso de separación por procesos físicos, parte se sedimenta, otra parte se intercepta por las partes sumergidas de las plantas, otra fracción pasa a formar parte de las biopelículas, y otra parte queda en suspensión, flotando o siguiendo el flujo del agua. Los compuestos biodegradables son amonificados poco a poco por organismos aerobios o anaerobios presentes en biopelículas y sedimentos. Parte del amonio es extraído por las plantas, especialmente durante la época de crecimiento. El resto del amonio puede permanecer en el sedimento durante un tiempo o pasar a la columna de agua. En condiciones de pH elevado y temperatura adecuada, en las zonas de aguas libres sin vegetar, la volatilización del amoníaco puede llegar a ser significativa. En otras circunstancias, en las proximidades de la lámina de agua en superficies aireadas —es decir, sin cubierta vegetal— y otras zonas en las que exista suficiente oxígeno disuelto, el amonio puede ser nitrificado por organismos nitrificantes. También puede ocurrir algo de nitrificación en las superficies adyacentes a los rizomas de las plantas emergentes, ya que en esas superficies la planta libera algo de oxígeno. Sin embargo, allí el proceso es poco intenso ya que las plantas están enraizadas en los sedimentos donde las condiciones son anaerobias. Lo normal es que cerca de la entrada del influente al humedal no haya nitrificación porque la carga orgánica, y por tanto, la demanda en oxígeno, es alta. Por el contrario, la nitrificación ocurre en zonas más alejadas, sin vegetación, suficientemente aireadas. El nitrógeno nítrico, ya sea el formado por nitrificación o el que procede del influente, puede ser utilizado como nutriente por microorganismos y plantas, o pasar a los sedimentos. En condiciones anaerobias y en presencia de materia orgánica puede

ser desnitrificado por microorganismos que se encuentren suspendidos en el agua o asociados a biopelículas, y de esta manera, el nitrógeno gaseoso pasar a la atmósfera.

En un humedal de flujo de agua superficial, las transformaciones que sufre el nitrógeno que entra con el influente se desarrollan más o menos secuencialmente aguas abajo: separación de nitrógeno orgánico en las proximidades de la entrada, seguida de liberación de amonio, nitrificación y desnitrificación. Si hay una alta demanda en oxígeno la nitrificación puede ser despreciable. Las plantas atenúan la secuencia indicada, debido a que crecimiento y senescencia son procesos cíclicos; la extracción de nitrógeno (asimilación por la planta) se acentúa en primavera-verano y la incorporación de nitrógeno al sistema (caída y descomposición de restos vegetales) en otoño-invierno.

En términos cuantitativos, los procesos más importantes de remoción del nitrógeno en el humedal de flujo de agua superficial son: la extracción por las plantas seguida del cosechado de la biomasa, y la nitrificación seguida de desnitrificación. Estos procesos son más activos en la época estival, ya que entonces las plantas muestran una alta tasa de crecimiento absoluto y las temperaturas favorecen la nitrificación/desnitrificación.

En los sistemas de flujo subsuperficial, los procesos físicos de separación del nitrógeno orgánico asociado a los sólidos en suspensión son muy eficaces, ya que el lecho de grava/arena proporciona una gran superficie de interceptación. El sistema además, favorece reacciones anaeróbicas asociadas con la existencia de biopelículas que recubren los sólidos inertes del lecho. El nitrógeno orgánico sufre amonificación, y el amonio liberado, si está al alcance de las raíces, puede ser asimilado por las plantas; en caso contrario, discurre con el flujo del agua hacia la salida. Dado que la oxigenación en este tipo de humedales suele ser muy pequeña, el proceso de nitrificación es prácticamente despreciable, ya que sólo puede suceder en la capa adyacente a la superficie de los rizomas o en la cercana a la superficie del lecho, aguas abajo. Este tipo de sistema es eficaz en la desnitrificación de los influentes nitrificados, debido a su condición predominantemente anaerobia, siempre y cuan-

do exista un cierto suministro de carbono orgánico para la actividad microbiana.

4.4. Fósforo

El fósforo se encuentra en las aguas residuales en forma de fosfatos, ya sea disueltos o en partículas. Los fosfatos se clasifican en ortofosfatos, fosfatos condensados (piro- meta- y poli-fosfatos) y fosfatos en compuestos orgánicos (fósforo orgánico). Los fosfatos orgánicos se forman por procesos biológicos, y en el agua residual son componentes de restos de alimentos y otros residuos orgánicos, y organismos. El fósforo inorgánico del agua residual procede generalmente de productos de limpieza; otra fuente posible son los fertilizantes agrícolas. El rango de valores de fósforo total en el influente del humedal es de 3-15 mg/L, en su mayoría como ortofosfatos (2-12 mg/L).

El fósforo, junto el nitrógeno, es uno de los elementos más importantes en los ecosistemas. Sin embargo, a diferencia de nitrógeno, no hay un compuesto gaseoso significativo del fósforo que cierre el ciclo, sino que la tendencia, en la naturaleza, es a que el fósforo se acumule en sedimentos, cuando no es constituyente de organismos. Así pues, el principal mecanismo de remoción de fósforo de las aguas residuales necesariamente está basado en la acumulación en sedimentos y biomasa.

4.4.1. Procesos fisico-químicos de remoción de fósforo

El fósforo que está en forma de partículas (sólidos) puede depositarse por sedimentación en el fondo del humedal, o bien quedar atrapado entre la maraña que forman las plantas emergentes y adherirse en la superficie que forman las biopelículas, y desde allí quedar susceptible a sufrir otros procesos de tipo biológico.

Con respecto al fósforo soluble, hay que indicar que su dinámica es compleja, e incluye procesos fisico-químicos de adsorción/absorción, intercambio, precipitación, solubilización, y redox. Los procesos de adsorción/absorción se dan sobre biopelículas en plantas y residuos y sobre los sedimentos del humedal. En los sedi-

mentos suele ocurrir un intenso intercambio de fósforo con la columna de agua. Los fosfatos pueden formar precipitados insolubles de hierro, calcio y aluminio, o ser adsorbidos por las arcillas, materia orgánica (turba) y algunos compuestos inorgánicos (óxidos e hidróxidos de aluminio). Las condiciones básicas favorecen la formación de fosfatos de calcio insolubles; en condiciones ácidas pueden ocurrir precipitados de hierro y aluminio. Cuando hay cambios de pH los precipitados pueden resolubilizarse. El fosfato adsorbido en las arcillas puede liberarse por intercambio de aniones, o por un bajo potencial redox. Por ejemplo, en condiciones reductoras, los compuestos con hierro férrico se reducen a compuestos de hierro ferroso, que son más solubles y liberan el ión fosfato. También en condiciones anóxicas los fosfatos férricos y aluminicos pueden hidrolizarse ocasionando la solubilización de fosfatos.

Al comienzo del funcionamiento del humedal, los procesos que conducen a la inmovilización en el sustrato/sedimento del fósforo que llega en el influente, son intensos, y por ello suele observarse una eficacia alta en la remoción de la contaminación por fósforo. Sin embargo al cabo de un tiempo –algo más de un año– se alcanza el límite de la capacidad de inmovilización en el sustrato/sedimento, y entonces este mecanismo de remoción pasa a ser poco significativo.

4.4.2. Procesos biológicos de transformación de los fosfatos

El fósforo orgánico disuelto, fósforo orgánico en partículas y fósforo insoluble no están disponibles para las plantas, a menos que sean transformados en fósforo inorgánico soluble. En el humedal estas transformaciones pueden ocurrir por la intervención de microorganismos que se hayan suspendidos y en biopelículas sobre superficies de plantas emergentes y en los sedimentos. Una vez solubilizado, puede ser asimilado por plantas y otros organismos –bacterias, algas– y por tanto, ser temporalmente retirado del agua. Se estima que la cantidad neta de fósforo que extraen las plantas emergentes oscila entre 1.8 y 18 g P/m²/año; esta extracción sucede durante el período de crecimiento de las plantas. Después, si no se retira la biomasa vegetal (otoño), el fósforo

volvería al efluente debido a la senescencia y muerte de los tejidos vegetales, que se incorporan al agua. Sin embargo, también parte del fósforo que devuelven los restos vegetales al sistema puede pasar a formar deposiciones en los sedimentos, dando lugar a su inmovilización.

4.4.3. Comportamiento del sistema respecto al fósforo

La remoción significativa del fósforo se debe principalmente a la deposición e inmovilización de los fosfatos en los sedimentos; la vegetación contribuye con las extracciones de fósforo, siempre y cuando la biomasa se retire del sistema. Como ya se ha indicado, una parte importante del fósforo del influente sigue una dinámica compleja de reciclado en el mismo sistema, que puede resumirse en la secuencia solubilización-extracción-incorporación; ocasionalmente se forman precipitados o deposiciones que conducen a su inmovilización.

La remoción de fósforo por las extracciones de vegetales y otros organismos sigue un patrón estacional en los climas templados, ya que el crecimiento y senescencia de las plantas depende del clima. Típicamente, en otoño se registra una subida del fósforo en el efluente, como consecuencia de la incorporación del fósforo contenido en los restos vegetales.

4.5. Patógenos

Las aguas residuales pueden contener un amplio espectro de organismos patógenos, entre los que se incluyen helmintos, protozoos, hongos, bacterias o virus. Sin embargo, para caracterizar rutinariamente el grado de contaminación del agua únicamente se realiza la determinación de un grupo de microorganismos que sirva como índice de contaminación fecal, ya que la caracterización completa sería inabordable económicamente. El indicador más común utilizado es el recuento de coliformes fecales, que en los influentes de los humedales oscila entre 0.8 y 7.0 colonias/100 ml.

Los patógenos pueden encontrarse en la fracción de sólidos del influente, o en suspensión en el agua. En el primer caso, los patógenos

pueden separarse del agua por los procedimientos asociados con la remoción de sólidos, es decir, por sedimentación, interceptación y adsorción/absorción. Una vez separados pueden quedar retenidos en las biopelículas o en el sedimento, o bien volver a incorporarse al flujo. En cualquier caso, para sobrevivir tienen que entrar en competencia con los otros organismos no patógenos, y soportar las condiciones ambientales del humedal. Estas condiciones no suelen ser apropiadas para su supervivencia, ya que como organismos intestinales requieren sustratos ricos y altas temperaturas. En consecuencia, la mayor parte de los patógenos no sobrevive por falta de adaptación al medio; otros desaparecen por organismos depredadores, o si están próximos a la superficie del agua, por efecto de la radiación ultravioleta. En cambio, otros patógenos como virus y protozoos que se dispersan por esporas, son más resistentes. Por ello, en función del destino del efluente del humedal puede ser necesario hacer un tratamiento de desinfección antes de su descarga.

4.6. Metales traza

El influente de los humedales artificiales puede contener metales traza que haya que eliminar en el sistema. Algunos metales son necesarios en una cierta cantidad -que depende del metal- para el crecimiento de plantas y animales, pero en cantidades altas pueden resultar tóxicos, como por ejemplo, el cromo, cobalto o cobre. Otros, en cambio, no tienen papel biológico y son tóxicos en cantidades muy pequeñas, como el arsénico, mercurio o cadmio. Cuando se sabe fehacientemente que el agua residual tiene contaminación significativa por metales, es necesario llevar a cabo tratamientos específicos de descontaminación, que exceden a los objetivos de los humedales artificiales de tratamiento de aguas residuales de población. Algunos de esos tratamientos involucran métodos biológicos, y se denominan genéricamente 'biorremediación'. Precisamente uno de los mecanismos que se utiliza en bioremediación es la extracción por las plantas, aprovechando la capacidad de acumulación que algunas especies vegetales tienen con respecto a algún metal.

Los metales que lleva el influente de los humedales artificiales se pueden encontrar en

formas solubles o insolubles en los sólidos suspendidos. En este último caso su separación sucede por procesos parecidos a los que intervienen en la remoción de la contaminación por sólidos. También puede ocurrir su solubilización, dependiendo del pH y del potencial redox.

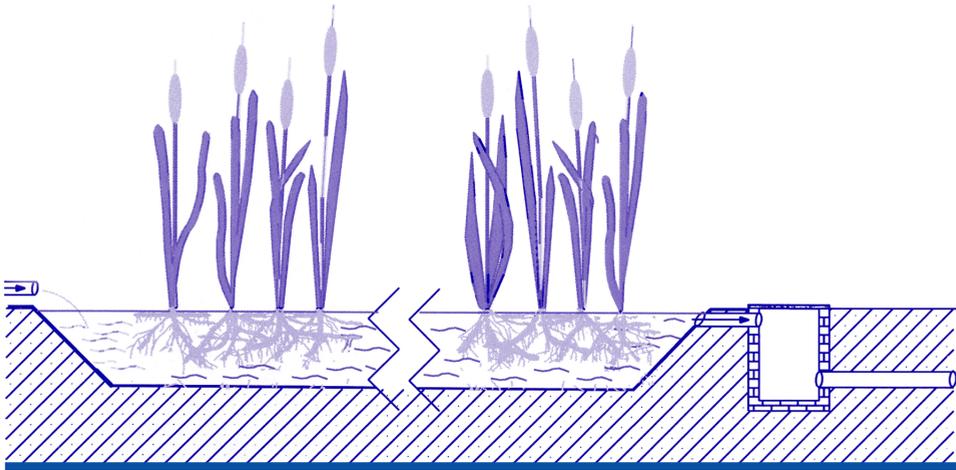
Los procesos de remoción de metales de tipo físico-químico son: el intercambio catiónico y formación de quelatos con el sustrato o con los sedimentos, la unión con materiales húmicos y la precipitación de sales insolubles como sulfatos o carbonatos. Estos procesos conducen a una acumulación en el fondo del humedal, y por tanto, a la separación de los metales del flujo de agua. Si los sedimentos o el sustrato del humedal se remueven puede ocurrir la resuspensión de los metales y ocasionalmente su solubilización.

Los procesos biológicos de remoción de metales se basan en la extracción por plantas, algas y bacterias. En el caso de las macrofitas, la extracción se realiza a través del sistema radicular; y la capacidad de extracción depende del tipo de metal y de la especie vegetal que se trate. Para similar capacidad de extracción, cuanto más biomasa pueda formar la planta mayor será la cantidad absoluta que se habrá eliminado del sistema





Esquema de un humedal del tipo FMF (filtro de macrofitas en flotación) flujo superficial



reducción de los sólidos en suspensión al quedar adheridos al sistema radicular y favorecer así el ataque de la materia orgánica de estos sólidos, por parte de los microorganismos fijos a las raíces de las plantas, que presentan una gran superficie específica.

El sistema es útil además para el tratamiento de efluentes eutrofizados agrarios o efluentes de industrias que produzcan vertidos ricos en nitrógeno y/o fósforo y/o potasio, así como de aguas de manantiales contaminados con estos elementos o alguno de ellos.

Algunas especies de plantas emergentes tienen la facultad de descontaminar aguas cargadas con algunos compuestos tóxicos tales como fenoles y acumular cantidades importantes de metales pesados, por lo que este sistema valdría también para tratar vertidos que tengan este tipo de contaminantes, siempre que se elijan adecuadamente las especies de plantas.

Dada la importancia de este sistema para la depuración efectiva del agua residual de comunidades rurales en condiciones de sostenibilidad, a continuación se describe de forma detallada.

3. DESCRIPCIÓN DE LOS FILTROS CON MACROFITAS EN FLOTACIÓN

El corazón del sistema está constituido por un tapiz flotante de vegetación, formado sobre la

superficie de un canal o laguna, cuyos elementos básicos son las plantas (especies seleccionadas entre las de tipo "emergente", adaptadas a la climatología del lugar) que van a tener sumergido en el agua su sistema radicular y una parte de la base del tallo. La mayoría de las plantas acuáticas tienen también rizomas (estructuras de reproducción vegetativa de las que salen nuevos brotes y que contienen abundante cantidad de hidratos de carbono como sustancia de reserva) que se encuentran sumergidos en el agua junto a las raíces y unidos a la base del tallo de procedencia. Toda la zona sumergida de la planta tiene una gran superficie específica, debido principalmente al gran número de raíces y raicillas, que actúan de soporte para la fijación de los microorganismos que degradan la materia orgánica, cuyo crecimiento se ve favorecido por el oxígeno que les llega a través de las raíces bombeado desde las hojas de las plantas (propiedad específica de las plantas emergentes y flotantes).

Las macrofitas emergentes en general tienen un cierto desarrollo en altura y una densidad menor que la unidad, por lo que para lograr la flotación y el desarrollo de este tipo de plantas hay que conseguir que la parte sumergida forme una base de suficiente consistencia y extensión en superficie, que permita el desarrollo de las hojas y los tallos por encima de la superficie del agua, según su altura natural, evitando la tendencia al vuelco que tendría una planta aislada.

La novedad del sistema consiste en conseguir que plantas que naturalmente se encuen-

tran enraizadas en el suelo del fondo de los cursos de agua o en sus orillas, se desarrollen y lleguen a completar su ciclo vital flotando sobre la parte superior del perfil del agua que fluye por un canal o que se encuentra remansada en una balsa o laguna, siempre que tenga profundidad suficiente (en general entre 25 y 50 cm). En definitiva se trata de formar un tapiz flotante constituido por los órganos sumergidos de las plantas (bases de tallos, rizomas y raíces) trabados entre sí naturalmente, como consecuencia de su crecimiento.

A parte del efecto depurador, el sistema posibilita la producción de biomasa en una cuantía muy superior a la de cualquier cultivo terrestre. La biomasa aérea puede ser empleada en alimentación animal (si no contiene metales pesados ni productos tóxicos), para fabricación de compost o para fines industriales (artesanía, materiales de construcción aislantes etc...). Una aplicación de los hidratos de carbono contenidos en los rizomas podría consistir en la fabricación de piensos o en la obtención de almidón.

3.1. Ventajas del sistema

Entre las ventajas específicas de este sistema sobre los sistemas de depuración que utilizan macrofitas emergentes enraizadas en un suelo o sustrato tales como los de tipo FWS o SsF cabe citar:

- Mayor economía en la construcción, ya que no lleva ningún tipo de relleno.
- Mayor economía en la implantación ya que se puede hacer sobre el propio canal o balsa sin tener que vaciarle.
- Mejor funcionamiento por no existir resistencia al paso del agua por colmatación del lecho.
- Mayor economía en el mantenimiento, ya

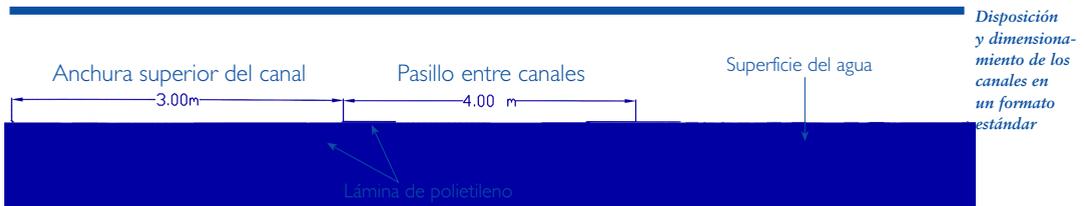
que no existe colmatación y por lo tanto no es necesario la retirada periódica del lecho de grava junto con las raíces y rizomas, causantes de la colmatación.

- Mayor capacidad de depuración por estar todo el sistema radicular bañado por el agua.
- Facilidad de cosechar la totalidad de la biomasa formada (incluidas las raíces y rizomas) en los casos en que se quiera eliminar elementos minerales fijados por las plantas o aprovechar la biomasa formada para fines energéticos o industriales, como podría ser el caso de que se utilicen plantas productoras de rizomas amiláceos.
- Los lodos se autodigieren en el fondo del canal, por lo que no es necesaria su retirada periódica.

3.2. Realización práctica del sistema

En la práctica, el sistema se realiza mediante una serie de canales impermeabilizados con una lámina plástica, por los que fluye el agua residual y las plantas acuáticas se plantan en superficie mediante un dispositivo especial, que mantiene el centro de gravedad por debajo de la superficie del agua, lo que permite a las plantas crecer verticalmente y emitir estolones laterales que se entrecruzan con las plantas vecinas para formar un entramado continuo.

Como opción recomendable, antes del vertido del agua bruta en los canales se debe hacer un pretratamiento para eliminar los elementos gruesos, las arenas sedimentables, las materias sólidas en suspensión, la grasa e hidrocarburos. En casos de alta carga orgánica, como podrían ser los efluentes de industrias alimentarias o de instalaciones ganaderas, sería necesario eliminar; una parte de la materia orgánica disuel-



ta, lo que se realizaría por procedimientos fisico-químicos de floculación-sedimentación.

El pretratamiento puede contener los siguientes elementos:

- Para aguas residuales urbanas con la contaminación normal
 - Una reja de desbaste
 - Un canal desarenador
 - Un sistema desengrasador y de separación de hidrocarburos (en su caso)
 - Un tamiz
- Para aguas residuales con alta carga orgánica
 - Un sistema fisico-químico
 - Un decantador tipo Emsher (alternativo o complementario al anterior)

La instalación debe tener un by-pass pasivo (rebosadero de nivel) para poder desviar el exceso de caudal producido por las lluvias o vertidos extraordinarios.

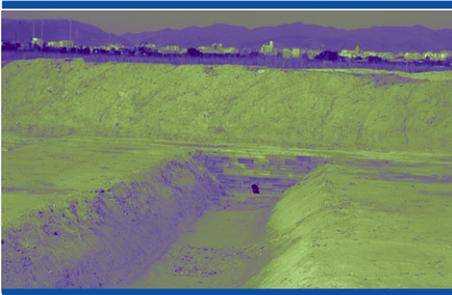
La superficie de plantación requerida varía de 1,5 a 2,5 m² por cada habitante equivalente,

siendo necesaria una superficie complementaria de aproximadamente 1,5 m² por habitante equivalente para los pasillos entre canales. El tiempo de retención puede ser variable en función de la profundidad, pero como mínimo se debe considerar de unos 5 días. La profundidad de los canales recomendada debe ser como mínimo de 0,5 m de lámina de agua y 0,2 m de resguardo. La anchura de los canales puede ser variable, aunque en general se recomienda que sea entre 2,5 y 4 m para facilitar el manejo del mantenimiento.

La longitud de los canales puede ser también variable, siempre que en conjunto se consiga la superficie de plantación requerida. El sistema puede realizarse a base de un solo canal de suficiente longitud, incluso dividido en varios tramos separados por cascadas para salvar desniveles importantes, o varios canales conectados en serie o en paralelo, aprovechando las características topográficas del terreno. La impermeabilización de los canales se hace con una lámina de plástico, resistente a roturas por pisadas y roedores

Respecto a las plantas macrofitas en flotación que efectúan la depuración, podemos dar

Canales del sistema de macrofitas en flotación en construcción



las siguientes informaciones y datos como referencia:

- Tipos de plantas

Existe un gran número de plantas de humedales que pueden ser válidas para este fin, como por ejemplo:

- Juncos de agua, eneas o espadañas (*Typha* sp.)
- Esparganios (*Sparganium* sp.)
- Diversas especies de juncos (*Cyperus* sp., *Scirpus*, *Juncus* etc...)
- Carrizos (*Phragmites* sp.).

- Número de plantas

Se recomienda del orden de 10 plantas por m² de canal.

- Duración de las plantas

Todas las plantas utilizadas son perennes, por lo que la duración activa del filtro es ilimitada si se mantiene adecuadamente, principalmente si no falta el agua en los canales y se controlan las posibles plagas o enfermedades. Problemas de vertidos incontrolados que contengan sustancias nocivas para las plantas (herbicidas, por ejemplo) pueden hacer que las plantas sufran o mueran completamente, en cuyo caso, una vez restablecido el vertido normal, se puede rehacer el filtro mediante una nueva plantación.

- Fijación de las plantas

Las plantas se fijan en los canales mediante un sistema que comprende un flotador, un lastre y un dispositivo de enganche a los soportes lineales (también flotantes) que recorren los canales y mantienen inicialmente las plantas separadas a las distancias adecuadas. Como soportes lineales se pueden utilizar cuerdas de polietileno.

También se puede establecer el tapiz flotante sobre el suelo del canal antes de su llenado con agua. En este caso, las plantas se colocan sobre un sustrato de arena en el fondo del canal, separadas entre sí unos 30 cm y se mantienen en condiciones de humedad continua para favorecer su crecimiento hasta que llegan a

desarrollar una estructura superficial continua, al entrelazarse las raíces y rizomas de las plantas iniciales y de las nuevas plantas formadas a partir de los rizomas. Una vez que el tapiz tiene la consistencia adecuada, se llenan los canales de agua y el conjunto de las plantas que formaban una especie.

- Entrada en funcionamiento

Una vez fijadas, las plantas comenzaran de inmediato su acción depuradora. Sin embargo, el funcionamiento con eficacia plena lo alcanzaran al cabo de una año, aunque en climas tropicales el proceso es más rápido.

- Tratamientos de las plantas

El único cuidado agronómico es el tratamiento de posibles plagas o enfermedades que pudieran sufrir las plantas y el segado periódico de la biomasa producida en la parte aérea de las plantas (2 o 3 veces en el año).

- Producción de biomasa

El crecimiento de las plantas produce una gran cantidad de biomasa que, según se ha dicho en el párrafo anterior, es necesario cortar periódicamente. El volumen de biomasa producido varía en función de las condiciones climáticas de la zona en que esté situado el sistema, principalmente, con la temperatura ambiente, pero siempre es muy abundante debido a que las plantas disponen de agua y nutrientes sin limitación, siendo fácil el obtener producciones anuales que superen las 50 t de materia seca por ha. La recolección se hace manualmente para plantas de pequeña superficie y mediante tractor con un brazo mecánico de corta y descarga en una cesta o remolque trasero.

La biomasa recolectada tiene las siguientes aplicaciones:

- Como forraje para alimentación de ganado.
- Como combustible.
- Para la producción de compost para enmienda de tierras y fertilización.
- Para industrias de artesanía local que utilice los juncos o espadañas secos (asientos de sillas, paneles de construcción etc...).

Ecosistemas generados en un humedal artificial. La abundante biomasa que se produce puede ser segada y utilizada para diversos fines



3.3. Ejemplo de aplicación del sistema a la depuración de aguas residuales urbanas

Los ensayos experimentales sobre este tipo de depuración se han realizado al nivel de demostración, en una plantación de 1.500 m² efectuada en el aeropuerto de Madrid-Barajas, bajo el patrocinio de AENA, con un caudal diario de agua de unos 200 m³, una carga de contaminación media de 700 habitantes-equivalente y un tiempo medio de retención hidráulica de 6 días. Los valores típicos de depuración de los parámetros químicos obtenidos a lo largo del año 2001 se reflejan en la Tabla I, y las correspondientes a los parámetros biológicos en la Tabla II.

Según se puede apreciar, la reducción conseguida, sin ningún tipo de tratamiento previo (excepto un tamizado), fue muy aceptable y cumplió las condiciones de vertido durante todo el año para la DQO y para la DBO₅ durante la primavera y el verano.

En cuanto al nitrógeno y fósforo, si bien sufrieron una reducción considerable, en las condiciones ensayadas no se llegó a la reducción completa de dichos elementos.

En cuanto a los microorganismos patógenos, la reducción fue muy aceptable en todas las épocas.

El filtro de macrofitas de Barajas funcionó durante 3 años consecutivos en régimen normal (1999-2002), mostrando una gran eficacia en la eliminación de los contaminantes orgánicos, sólidos en suspensión y microorganismos patógenos, así como la posibilidad de depurar las aguas con glicoles y las aguas de sentinas, siempre que éstas se llevaran previamente a una dilución adecuada.

La reducción media, y las máximas y mínimas mensuales de los distintos parámetros durante los 3 años que duró la experiencia se indica en la Tabla III.

En cuanto a la reducción media de los microorganismos más importantes de las aguas residuales fue la siguiente:

- Microorganismos totales: 94,53 % (de 92,30 a 99,18)
- Coliformes totales: 93,62 % (de 77,65 a 99,01)
- Coliformes fecales: 96,14 % (de 87,70 a 99,10)

Los resultados obtenidos en este proyecto mostraron la eficacia del método para la depuración de aguas residuales de una forma natural y económica, con un gasto mínimo de energía y un mantenimiento relativamente sencillo. En el caso de que se deseara lograr una depuración más completa, se podría complementar con otros sistemas, o bien ampliar la superficie de plantación de macrofitas.

Dos estados de desarrollo de las plantas del filtro de macrofitas en flotación instalado en el Aeropuerto de Barajas (Madrid)
© J. Fernández

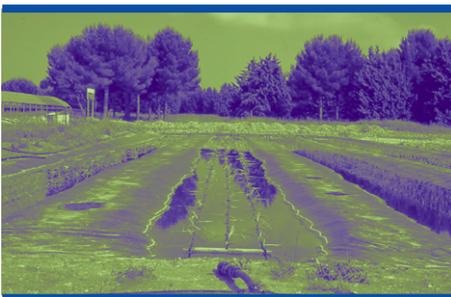


Tabla I
Valores típicos de la variación de los parámetros químicos de una EDAR experimental, instalada en Barajas, tras la depuración por el sistema de filtros de macrofitas en flotación. Datos obtenidos durante el año 2001

Fecha	PARÁMETROS QUÍMICOS (mg/l)	Influyente	Efluente	Reducción (%)
04-01-01	DQO	260	130	50
	DBO-5	180	40	78
	Nitrógeno total	73	32	56
	Fósforo total	8	4	50
17-05-01	DQO	350	120	66
	DBO-5	170	25	85
	Nitrógeno total	54	33	39
	Fósforo total	7	5	29
30-07-01	DQO	310	90	71
	DBO-5	175	16	91
	Nitrógeno total	62	29	53
	Fósforo total	7	5	29
19-11-01	DQO	287	112	61
	DBO-5	175	48	73
	Nitrógeno total	67	39	42
	Fósforo total	15	8	47

Superficie de macrofitas: 1.500 m². Caudal medio de agua residual bruta: 200 m³/día. Población estimada en base a la contaminación del influente: 700 habitantes-equivalente.

Tabla III
Reducción media, y valores máximos y mínimos mensuales de los distintos parámetros de depuración obtenidos en la EDAR de macrofitas del Aeropuerto de Barajas durante los 3 años que duró la experiencia.

Parámetro	Reducción media (%)		Reducción máxima %		Reducción mínima %	
			Mes		Mes	
DQO	65,68	88,44	Agosto 01	33,33	Sept. 02	
DBO ₅	80,60	95,47	Junio 01	52,63	Febr. 02	
Sólidos en suspensión	66,40	97,15	Dic. 01	50,00	Mayo 02	Oct. 01
N-Total	35,85	77,04	Junio 02	11,99	Febr. 02	
P-Total	27,11	53,58	Enero 01	6,27	Mayo 01	

3.4. Datos experimentales sobre producción anual de biomasa y extracción de N y P por plantas de enea y esparganio

En una experiencia realizada con aguas residuales del efluente de la depuradora de El Escorial (Madrid) durante 6 meses de período de crecimiento (abril – octubre), a partir de jóvenes plantones de enea y esparganio, el incremento medio en peso seco de la enea fue de 3,85 kg/m² y para el esparganio de 5,23 kg/m².

Fecha	Cantidad de microorganismos (millones por litro)	Influyente	Efluente	Reducción (%)
21-02-01	Totales	158	6	96,2
	Coliformes totales	62	4	93,5
	Coliformes fecales	41	2	95,1
19-04-01	Totales	146	3,7	97,5
	Coliformes totales	27	2,5	90,7
	Coliformes fecales	20	0,5	97,5
30-07-01	Totales	283	19	93,2
	Coliformes totales	268	17	93,6
	Coliformes fecales	55	1	98,1
26-11-01	Totales	158	6,1	96,1
	Coliformes totales	92	3,0	96,7
	Coliformes fecales	69	2,4	96,5

Superficie de macrofitas: 1.500 m². Caudal medio de agua residual bruta: 200 m³/día. Población estimada en base a la contaminación del influente: 700 habitantes-equivalente.

Tabla II
Valores típicos de la variación de los parámetros biológicos de una EDAR experimental de macrofitas, instalada en Barajas, tras la depuración por el sistema de filtros con macrofitas en flotación. Datos obtenidos durante el año 2001

	Peso Seco (kg/m ²)	Nitrógeno (g/m ²)	Fósforo (g/m ²)
Enea			
Parte aérea	2,239	36,72	8,06
Base	0,916	17,31	2,02
Rizomas	0,320	6,91	1,28
Raíces	0,340	5,07	0,95
Total	3,815	66,01	12,31
Extracción media/día		0,75	0,14
Esparganio			
Parte aérea	1,978	34,42	6,53
Base	1,318	39,14	3,95
Rizomas	1,418	50,20	4,25
Raíces	0,518	10,20	1,35
Total	5,232	133,96	16,08
Extracción media/día		1,52	0,18

Tabla IV
Producción anual de biomasa y extracción de N y P por plantas de espadaña y extracción de N y P por plantas de espadaña y esparganio después de 6 meses de crecimiento (abril-octubre) en el efluente de un tratamiento secundario de una depuradora convencional

Respecto a la extracción de nitrógeno y fósforo por las plantas en dicho período los valores fueron de 66,01 y 12,31 g/m² de N y P respectivamente para la enea y de 133,93 y 16,08 g/m² de N y P respectivamente para el esparganio. El detalle de los valores en las diferentes partes de las plantas se indica en la Tabla IV.





Macrófitas de interés en fitodepuración.

María Dolores Curt Fernández de la Mora



1. RELACIÓN DE MACROFITAS UTILIZADAS EN FITODEPURACIÓN

El abanico de especies que se utilizan en fitodepuración es más bien reducido, y en general se restringe a especies típicamente helófitas debido a que los sistemas más extendidos son los de flujo superficial y flujo sub-superficial. En estos sistemas, las principales plantas utilizadas son emergentes o helófitas, como las eneas (*Typha* spp.) y el carrizo (*Phragmites australis*) e higrófitos como los juncos (*Scirpus* spp.). En sistemas estrictamente acuáticos de tratamiento de aguas se utilizan plantas flotantes de flotación libre, como son el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) y las lentejas de agua (*Lemna* spp.).

perennes, erectas, de gran desarrollo, que pueden alcanzar más de 3 m de altura.

Las hojas de las eneas se disponen formando un denso grupo desde la parte basal de



Detalle de la base de las hojas de *Typha latifolia*. Obsérvese la presencia de aurículas, expansiones laterales de aspecto membranoso
© M.D. Curt

2. Macrofitas emergentes

2.1. *Typha* spp. (Familia *Typhaceae*)

2.2.1. Descripción

La familia de las *Typhaceae* está formada por un único género, el género *Typha*, de características morfológicas bastante homogéneas. Se trata de plantas acuáticas helófitas, esto es, plantas acuáticas con sistema radicular arraigado en el fango o fondo del humedal, y estructura vegetativa que emerge por encima de la lámina de agua; por esa razón también se denominan macrofitas emergentes. Son plantas herbáceas

la planta, ya que están envainadas unas con otras. La hoja consta de vaina –parte envolvente– y lámina o limbo –porción plana y extendida de la hoja, emergente–. En función de la especie que se trate, también puede haber aurículas, que son como expansiones laterales de la parte superior de la vaina. La forma de la lámina de la hoja de las eneas es muy característica. Es acintada, es decir, extremadamente larga, entera y de bordes paralelos; su nerviación es paralela. Las hojas son planas pero gruesas y esponjosas; al seccionarlas transversalmente se observan numerosos canales aeríferos. Como ocurre en las gramíneas, tienen un meristemo basal, que hace que, si se cortan las hojas durante el período vegetativo –práctica recomendable en el manejo de los humedales artificiales– su crecimiento no se interrumpa.

Todas las eneas son plantas monoicas; es decir, en un mismo especimen aparecen flores unisexuales femeninas y flores unisexuales masculinas. En las eneas las flores se agrupan densamente en inflorescencias unisexuales –botánicamente son del tipo espiga compuesta– diferenciadas, que se sitúan muy próximas entre sí en el extremo del escapo floral; la inflorescencia masculina en la parte más apical del escapo floral, y la inflorescencia femenina por debajo de la masculina, pudiendo estar ambas inflorescencias prácticamente seguidas una de la otra, o estar separadas por un espacio axial de varios centímetros. El conjunto de la inflorescencia femenina tiene una apariencia similar a un 'puro', por su grosor y coloración marrón; bruscamente está seguida por el conjunto diferenciado de la inflorescencia masculina, de forma cilíndrica, similar a la forma de la femenina, pero no así su grosor –más fino generalmente– y coloración –amarillenta por el polen–; todo ello atravesado por un largo eje erecto (tallo aéreo o escapo floral) de grosor fino, prácticamente constante en toda su longitud.

Inflorescencias de *Typha* spp.
La parte gruesa inferior es la inflorescencia femenina aún inmadura; la superior corresponde a la masculina, cargada de polen
© M.D. Curt



Las flores individuales, ya sean masculinas o femeninas son muy pequeñas, nada vistosas, y están muy reducidas. La femenina consta de un ginóforo más o menos desarrollado, que sostiene un gineceo con forma de almendra largamente apuntada y está prolongado por un largo

estigma; el gineceo está formado por un único carpelo, que contiene un único rudimento seminal. Además, la flor femenina lleva en su base un conjunto de pelos sedosos y, dependiendo de la especie que se trate, entre esos pelos se distingue fácilmente una escama estéril alargada, ya que su extremo está más o menos aplanado. Frecuentemente, en la misma inflorescencia femenina, se desarrollan flores estériles, cuya apariencia es similar a las flores femeninas –también hay presencia de pelos sedosos– pero la forma del gineceo estéril es diferente: el extremo está truncado, no apuntado, y su interior está hueco. La flor masculina, como la femenina, está también muy reducida; en este caso se limita a un grupo de unos tres estambres soldados irregularmente por los filamentos. Produce mucha cantidad de polen. Finalmente, después de la fecundación, cada flor femenina dá origen a un minúsculo fruto seco que contiene una única semilla. La unidad de dispersión es el fruto propiamente dicho, sostenido por un pié más o menos largo y rodeado por pelos sedosos que ayudan a la dispersión por el viento.

2.1.2. Especies de interés

En España el género *Typha* está representado por únicamente tres especies: *T. latifolia* L., *T. angustifolia* L., y *T. domingensis* (Pers.) Steudel, que ocasionalmente pueden hibridar entre sí. El aspecto general de las tres especies indicadas, y su hábitat natural es más o menos similar para el no introducido, pero no así su tolerancia a la contaminación. Por esta razón conviene señalar sus diferencias morfológicas. Los caracteres morfológicos más útiles para su identificación son: anchura del limbo foliar; presencia de glándulas mucilaginosas en la parte interna de la vaina foliar; presencia de escamas estériles (bracteolas), pigmentación de éstas y color de la inflorescencia femenina.

- *T. latifolia* L. es una planta robusta, que alcanza más de 2 m de altura. La vaina de la hoja está normalmente abierta en el extremo superior –más próximo a la lámina–, y se observan aurículas. En la cara interna de la vaina foliar no se observan a simple vista glándulas mucilaginosas oscuras. La lámina de la hoja es de color verde-grisáceo pálido, y tiene unos 8-20 mm de anchura. En el tallo floral las inflorescencias femenina y

masculina están muy próximas entre sí (0-2.5 cm entre sí). La femenina es de color marrón muy oscuro, larga (8-15 cm de longitud) y bastante gruesa (2-3 cm de diámetro). En esta especie, los pelos que acompañan a la flor femenina salen a partir de una cierta longitud (= 1 mm) del pie del gineceo (ginóforo); no tiene escamas estériles.

Inflorescencia femenina de *Typha latifolia*, con los frutos ya maduros. Obsérvese su color marrón oscuro y grosor
© M.D. Curt



● *T. angustifolia* L. es una planta esbelta, menos robusta que la especie anterior; que no suele sobrepasar los 2 m de altura. Los laterales de la vaina de la hoja, aunque no están soldados entre sí, son envolventes en toda su longitud, por lo que la vaina permanece cerrada en toda su longitud, incluso en la zona más próxima a la lámina. En esta especie también se observan, generalmente, aurículas en la parte superior de la vaina. En la cara interna de la vaina foliar se observan a simple vista glándulas mucilaginosas oscuras, a modo de punteaduras marrones. La lámina de la hoja es de color verde oscuro, y es estrecha; su anchura es del orden de 3-6 mm. En el tallo floral las inflorescencias femenina y masculina están separadas entre sí por un amplio espacio, de unos 3-8 cm de longitud. La femenina es de color marrón oscuro a rojizo, más claro

que la de *T. latifolia*; es muy alargada (8-20 cm de longitud) y en proporción, estrecha (1.3-2.5 cm de diámetro). En las flores femeninas los pelos sedosos se concentran en la parte basal; además, las flores llevan escamas estériles de color marrón oscuro, opacas, rígidas y de forma espatulada.

● *T. domingensis* (Pers.) Steudel es una planta mucho más robusta, que puede alcanzar más de 3 m de altura, aunque en algunos aspectos puede confundirse con *T. angustifolia*. La vaina de la hoja, como en *T. latifolia*, está abierta en su extremo superior y en la parte interna se observan a simple vista glándulas mucilaginosas oscuras. No lleva aurículas marcadas. La lámina es de color verde pálido a amarillento, y es estrecha, aunque no tanto como *T. angustifolia*. Su anchura es de 5-12 mm. Como en *T. angustifolia*, las flores femeninas llevan escamas estériles, pero en *T. domingensis* son de color marrón claro, translúcidas, frágiles y de forma obovada-apiculada. La inflorescencia femenina es en proporción más estrecha que la de *T. latifolia*, y en conjunto, tiene color canela.



Colonia natural de *Typha domingensis*. Pueden observarse las inflorescencias femeninas delgadas y esbeltas
© M.D. Curt

2.1.3. Ciclo de desarrollo

Como ya se ha indicado, las eneas son plantas herbáceas perennes. El carácter perenne se debe a que poseen un sistema radicular rizomatoso perenne, pero el ciclo de desarrollo de la planta es anual. En la época favorable, primavera tardía, la planta brota a partir de yemas situadas en los rizomas, y desarrolla numerosas hojas nuevas. Gracias a la asimilación fotosintética, produce carbohidratos que redundan en el

desarrollo de un tallo subterráneo rastrero, formación de nuevos rizomas y almacenamiento de carbohidratos de reserva por engrosamiento de los rizomas. En verano (Junio-Julio) la planta emite un tallo aéreo, generalmente sin hojas, que lleva en su extremo las inflorescencias. Los frutos maduran aproximadamente un mes más tarde, hacia Agosto-Septiembre. En otoño, la parte emergente de la planta senesce y toda la parte aérea de la planta se seca. La diseminación de los frutos se produce más tarde, generalmente a lo largo del invierno; es entonces cuando los 'puros' adquieren un cierto aspecto canoso, debido a que los pelos que acompañan a los frutos quedan a la vista. En la siguiente primavera comienza un nuevo ciclo con la brotación, desde los rizomas, de nuevas hojas.

Con la sucesión de ciclos anuales de desarrollo, la planta va colonizando poco a poco nuevas áreas del humedal, dando lugar en la parte arraigada en el fango, a un denso entramado de rizomas y raíces, y en la parte emergente, a una agrupación espesa de hojas y tallos en la que no pueden distinguirse plantas individuales. Por esta razón, las eneas siempre aparecen en los humedales formando colonias densas, en cuyo interior difícilmente crecen otra especie vegetal; finalmente tienen el aspecto de monocultivos rodeados de una orla fronteriza en la que aparecen otras plantas acuáticas e higrófitas.

2.1.4. Aplicación

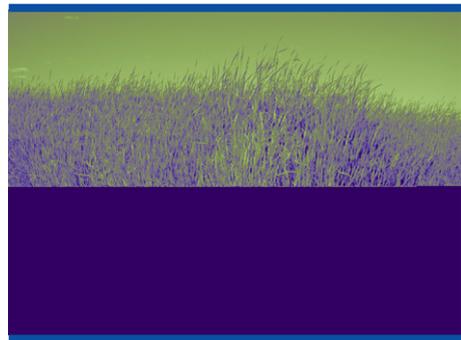
Las eneas son helófitas de climas templados o templado-fríos con estaciones. El rango de temperaturas en que se desarrollan es de 10 a unos 30°C, existiendo diferencias entre especies. *T. angustifolia* prefiere las temperaturas frescas, mientras que *T. domingensis* y *T. latifolia* tienen requerimientos térmicos parecidos. Además existen diferencias en cuanto a tolerancia a la inundación y características del agua en que viven.

Así pues, aunque se ha visto que la profundidad óptima de la capa de agua en la que crecen las eneas, es del orden de 0.5 m, se ha comprobado en humedales naturales de buena calidad que existe una zonación de especies en función de la profundidad de la capa de agua. En

el caso de co-existir *T. latifolia* y *T. angustifolia*, la primera se sitúa en las zonas menos profundas (0-60 cm) y la segunda, en las más profundas (37-90 cm).

Por otra parte, también se ha observado que cuando las condiciones son muy favorables, es decir, que el medio no está alterado y no hay contaminación, *T. latifolia* compite exitosamente contra las otras especies. *T. angustifolia* y *T. domingensis* suelen restringirse a medios más alterados y salinos. En condiciones de aguas de baja calidad, si ocasionalmente hubiera la co-existencia de *T. latifolia* con *T. domingensis*, esta segunda iría poco a poco desplazando a *T. latifolia*, ya que desarrolla mayor talla y tiene menor exigencia de calidad de agua.

En España los estudiosos del tema señalan que en los humedales naturales *T. domingensis* está desplazando a *T. latifolia*, como consecuencia de la baja calidad de las aguas. Con respecto a *T. angustifolia*, se indica que el área natural de distribución es de temperaturas más frescas que las de los hábitats de las otras dos especies, por lo que en España es bastante menos frecuente que *T. domingensis* o *T. latifolia*.



Humedal de flujo sub-superficial con *Typha domingensis*. En primer término film impermeable para el aislamiento del humedal, y lecho de grava que soporta las plantas
© M.D. Curt

La aplicabilidad de las eneas en los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas es muy amplia. Pueden aplicarse en sistemas de flujo superficial, aprovechando su condición de helófitas, en flujo sub-superficial, como plantas arraigadas en la grava, y en sistemas acuáticos en flotación inducida, optimizando el papel filtrante de su sistema radicular. Los resultados de diferentes experiencias indican que, en comparación con otras plantas utilizadas para tratamiento de aguas (*Scirpus validus* y *Juncus effusus*, entre otras) las eneas son las plantas más

eficaces para la fitodepuración. Pueden ser utilizadas para tratamiento secundario (remoción de materia orgánica) y terciario (remoción de N y P) en climas templados. Su eficacia dependerá de los factores condicionantes del crecimiento de las plantas (básicamente, temperatura y radiación). Existen numerosos trabajos sobre la productividad de las eneas, en medios naturales y en humedales artificiales, que documentan que es una especie altamente productiva. En experiencias de fitodepuración se indica una productividad de 13 kg de biomasa total (aérea + sumergida, materia seca) por m² y año. Las extracciones se estiman en función de los contenidos de nutrientes en las distintas fracciones de la planta; pueden llegar a ser del orden de 180 g N/m² y 27 g P/ m².

2.1.5. Técnicas de manejo en los humedales artificiales

● Implantación

La implantación de las eneas se puede realizar bien a partir de pequeñas plantas previamente desarrolladas en vivero, o directamente mediante rizomas, en función de la disponibilidad del material vegetal y de la época en que se desea realizar la implantación. Las plantas pueden implantarse prácticamente en cualquier época del año, mientras que para la implantación de rizomas, el momento óptimo es en primavera, justo antes de la brotación. La distancia entre rizomas o plantas aconsejada en la implantación es de aproximadamente 1 m; con esta distancia, en unos 3 meses de desarrollo se consigue una buena cobertura vegetal. Cualquiera de los dos sistemas de implantación (rizomas o plantas) es de aplicación a los humedales FS y SF; en cambio, para humedales macrofitas en flotación lo aconsejable es utilizar planta producida a tal efecto, de un tamaño próximo a los 50 cm de altura.

La producción de plantas en vivero también tiene dos posibilidades: producción desde semilla o reproducción vegetativa partiendo de plantas madres. Si la producción se hace desde semilla se puede elegir exactamente la especie de enea que se desea, factor importante para asegurar la tolerancia a la contaminación y el mantenimiento de una altura de agua determinada. Por el contrario, cuando se sigue la repro-

ducción vegetativa (rizoma, o separación de plantas) es difícil, sino imposible, discernir de qué ejemplar y especie procede el material vegetal.



Plantel de *Typha dominigensis* (centro izquierda) y *Typha latifolia* (centro derecha) en bandejas de alveolos, producidas en vivero para humedales artificiales © M.D. Curt

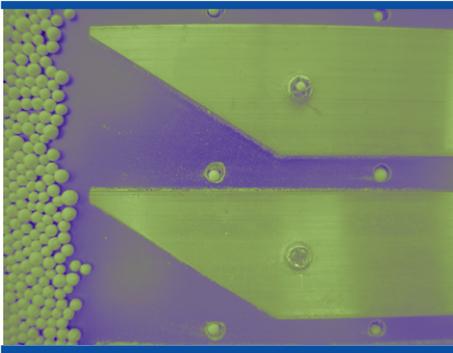
Las eneas producen gran cantidad de frutos —se estima que del orden de 20.000 a 700.000 frutos por inflorescencia— que germinan fácilmente en condiciones adecuadas de humedad y calidad del agua. En condiciones naturales, el sistema de reproducción más competitivo, y que asegura la propagación y extensión de colonias establecidas de eneas, es de tipo vegetativo gracias a los rizomas, que son órganos de almacenamiento de carbohidratos de reserva. Cuando las condiciones ambientales son adecuadas, los rizomas proporcionan muy eficazmente el sustento necesario para la brotación de la planta. La propagación por semilla sirve, ante todo, para la dispersión espacial de la especie.

Las técnicas de tratamiento de los frutos para la producción de plántulas son similares a las plantas hortícolas, y están condicionadas por el pequeñísimo tamaño de éstos (el peso de 100 frutos es del orden de 5 mg). Los frutos pueden empilдорarse y a partir de píldoras mono-germen realizarse la siembra en pots individuales, rellenos de un sustrato a base de turba y arena, sometidos a permanente saturación de agua. La tasa de germinación está relacionada con la temperatura; el óptimo para *T. latifolia* es del orden de 20°C, y a esa temperatura más del 50% de las semillas germinan en 1-3 días. Otro procedimiento es la realización de semilleros que posteriormente han de ser aclarados y transplantarse a pots. El tamaño óptimo para la implantación en el humedal es de plantas de 20-30 cm de altura. Después de la implantación hay que controlar bien la altura de agua; por ejem-

plo, las plántulas de *T. latifolia* no sobreviven con alturas de agua de unos 45 cm.

La reproducción vegetativa a partir de plantas madre exige el levantamiento del sistema sumergido de las plantas, fraccionamiento de los rizomas y/o separación de plantas. Los rizomas deben elegirse con buen aspecto y suficiente tamaño, para lo cual hay que tener en cuenta que estarán en su óptimo cuando las plantas están en reposo (invierno) mientras que cuando tienen menor cantidad de reservas es en pleno desarrollo, aproximadamente en Julio.

Detalle de un dispositivo convencional para la siembra de semillas pildoradas en bandeja de alveolos utilizado para *Typha spp.*
© M.D. Curt



- Accidentes, plagas y enfermedades

Las plantas adultas de enea son muy rústicas y resistentes, y escasamente registran efectos negativos por accidentes, plagas o enfermedades. En cuanto a accidentes caben indicar la inundación, el fuego y el sombreado, pero estos accidentes tendrían que suceder por espacio muy prolongado para que afectaran a la colonia. El mantenimiento continuado de una altura de agua superior a la tolerada por las eneas tiene efectos negativos, pero la colonia podría reanudar su propagación por germinación de las semillas en el agua, o por brotación a partir de los rizomas, cuando las condiciones fueran más favorables. El efecto del fuego depende de la época en que se produjera, ya que afectaría principalmente a la parte emergente de la planta, y no a los rizomas, con lo que una nueva brotación permite la perpetuación de la colonia. En relación al sombreado, hay que indicar que las eneas son plantas de zonas soleadas, y por tanto, no son tolerantes al sombreado prolongado. Sin embargo, esta situación es totalmente controlable en los humedales artificiales. En relación a

plagas y enfermedades, cabe indicar que muy ocasionalmente las plantas adultas pueden ser huéspedes de áfidos, ácaros, larvas minadoras o roya, que por tanto, no suelen ser necesarios controlar.

En lo que respecta a las plántulas, el operador del vivero debe realizar un seguimiento cuidadoso del estado de los plantales, ya que la incidencia de accidentes, plagas y enfermedades es mayor. En cuanto a accidentes, hay que mencionar las heladas, que ocasionarían la muerte de las plántulas, y el mantenimiento de una altura de agua no tolerada. En los semilleros puede ser necesario el control de enfermedades de pudrición del pie, y en plántulas, de las plagas de ácaros y áfidos.

- Cosecha

Es conveniente cosechar periódicamente y retirar del humedal, la parte emergente de la colonia de eneas, a fin de que el proceso de renovación de la colonia y remoción de carga contaminante (materia orgánica y nutrientes) sea eficaz. Si el corte se hace en plena época vegetativa (por ejemplo, en Julio) puede ocurrir que no se haya completado el almacenamiento de carbohidratos de reserva en los rizomas, y que se comprometa la plantación para la siguiente temporada. Por ello es recomendable que el corte se haga una vez que las plantas estén en reposo, y antes de que comience la nueva brotación.

2.2. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel (= *P. communis* Trin.)

2.2.1. Descripción

Phragmites australis es una planta acuática perteneciente a la familia de las gramíneas (*Poaceae*), cuyas características morfológicas recuerdan a la caña común *Arundo donax*, que es una planta terrestre muy conocida. La diferencia más notable entre ambas es la de la condición de planta acuática helófito del carrizo. Como las eneas, el carrizo crece en zonas inundadas con el sistema radicular arraigado en fango o fondo del humedal, y desarrolla una estructura vegetativa emer-

gente por encima de la lámina de agua. Según algunos autores el carrizo es la especie vegetal de mayor distribución conocida a nivel mundial de entre todas las plantas superiores. Se encuentra en todos los continentes, excepto en la Antártida, siendo muy común en cursos de agua –ya sea como acuática o como marginal–, formando típicamente cinturones continuos a lo largo del cauce; también es muy corriente en humedales, marismas, y otros espacios inundados, pudiendo vivir en medios muy alterados, tanto alcalinos como ácidos.

Cinturón de *Phragmites australis* en el margen de un cauce natural de agua
© M.D. Curt



Es planta herbácea perenne, erecta, muy robusta, que puede alcanzar más de 3 m de altura, de hábito es similar al de la caña común y los bambús. En la parte subterránea de la planta se desarrollan rizomas leñosos, escamosos y nudosos, y largos estolones. El tallo aéreo del carrizo es generalmente simple, y como en todas las gramíneas, está formado por una sucesión de nudos y entrenudos perfectamente diferenciados que conforman la 'caña' de la planta. Sin embargo, estos nudos no son visibles ya que están cubiertos por las vainas de las hojas. Las hojas son enteras, largas (20-70 cm longitud), estrechas (1-5 cm anchura), agudas y de color verde grisáceo durante la etapa de crecimiento vegetativo. En el extremo del tallo se desarrolla una panícula, más bien laxa, y a menudo, de color púrpura, en la que se sitúan las flores, inconspicuas, organizadas en espiguillas. La organización en espiguillas sigue un patrón similar al de otras gramíneas. La espiguilla consta de unas piezas estériles membranáceas, llamadas glumas (2 por espiguilla), lema y pálea; en el carrizo las glumas son glabras, mientras que en la caña común están cubiertas de pelos suaves, visibles a simple vista.

La especie muestra una gran variabilidad fenotípica, que puede relacionarse con la variación en el número cromosómico y con el desarrollo adaptativo de diferentes clones. Así pues, hay clones de pequeña talla y otros clones que tienen gran talla (carrizos gigantes). A este respecto, hay autores que reconocen dos diferentes variedades botánicas para los tipos morfológicos de talla gigante (*P. australis* var. *gigantea*) y de morfología fina (*P. australis* var. *flavescens*), que pueden relacionarse con el nivel de ploidía. También se ha observado que diferentes clones tienen diferente tolerancia a la salinidad. Así por ejemplo, los clones españoles del área mediterránea son más tolerantes que los daneses. A este respecto hay que indicar que hay dos mecanismos responsables de su tolerancia a la salinidad, que son el ajuste catiónico y la disminución del contenido en humedad de la planta, que contribuye al ajuste osmótico. En cuanto al número cromosómico hay que indicar que el carrizo presenta un amplio rango de euploidía (de $3n$ a $12n$), y así por ejemplo, los tetraploides dominan entre los carrizos que crecen de modo natural en Europa, mientras que los octoploides predominan en Asia. Algunos estudios indican que los tetraploides se adaptan mejor a ambientes salinos que los octoploides.

2.2.2. Ciclo de desarrollo

El carrizo es una planta herbácea perenne gracias al carácter perenne de sus rizomas, pero el ciclo de desarrollo de la planta es anual, como ocurre en las eneas. La brotación a partir de los rizomas se produce hacia el mes de Abril, dando lugar al desarrollo de un vástago muy vigoroso, erecto, que crece rápidamente. Aproximadamente, entre Julio y Septiembre se produce la floración, seguida de la formación de semillas. A partir de la formación de la semilla (Agosto-Septiembre) se produce la translocación de asimilados hacia los rizomas, y la senescencia de la parte aérea de la planta. En invierno (Noviembre-Enero) ocurre la diseminación de las semillas. En la siguiente primavera comienza un nuevo ciclo con la brotación, desde los rizomas, de nuevos vástagos.

La mayoría de las semillas producidas por la planta del carrizo no son viables, pero en la naturaleza, la colonización de nuevos ambientes

ocurre fundamentalmente por la diseminación de las semillas. La germinación se produce cuando hay temperatura favorable (alrededor de 20°) y fluctuación de temperaturas entre el día y la noche (>10°C), circunstancias que se producen en primavera. Las plántulas no toleran la inundación permanente (>4 cm altura de agua), razón a la que se atribuye el que la nueva colonia comience por el borde del humedal. Una vez establecido el carrizo, su propagación queda asegurada vegetativamente gracias a los rizomas.

Colonia de Phragmites australes al término del invierno, desarrollada sobre efluentes municipales sin depurar. En la parte inferior izquierda asoman brotes primaverales
© M.D. Curt



En su hábitat natural, la sucesión de ciclos de desarrollo por propagación vegetativa facilita el avance estable del carrizal a lo largo de los márgenes del humedal o del cauce del curso de agua, trazando los límites del área húmeda a modo de franja homogénea, uniforme y densa, de vegetación monoespecífica, generalmente sin espacios abiertos en su interior. En los carrizales más densos se pueden llegar a contabilizar de hasta 200-300 cañas por m².

2.3.3. Aplicación

El carrizo se desarrolla bien tanto en aguas no contaminadas como en aguas alteradas de naturaleza orgánica, alcalina o salina. En aguas no contaminadas su crecimiento es mayor, pero en esos medios resulta frecuentemente desplazado por otras especies más competitivas. Sin embargo, su gran tolerancia a medios alterados hace que desplace muy eficazmente otras especies, y que se extienda rápidamente. En función del lugar que se trate, el incremento en las poblaciones de carrizo puede ser preocupante, por lo que llega a ser considerado como especie invasiva no deseable. Su expansión se relaciona con

el incremento en la contaminación mineral de las aguas (especialmente, nitratos), y el aumento de su salinidad.

Existen numerosos trabajos de investigación sobre el carrizo, que indican que la tolerancia a distintos parámetros de contaminación es muy amplia, pudiendo además relacionarse con las características particulares del ecotipo. Hay estudios que refieren valores para el influente del orden de 500 mg O₂/l de DBO₅, 60 mg/l de N total, 20 mg/l de N-NH₄ y 14 mg/l de fósforo. Con respecto a la tolerancia a la salinidad, se citan valores de tolerancia máxima del orden de 2% de concentración de sales, pero puede crecer con la influencia de aguas marinas (3.5% sal) si el medio en que está la parte subterránea (raíces y rizomas) tiene <2.0% sal.

El carrizo se utiliza como helófito en los humedales artificiales de flujo superficial y subsuperficial de manera prácticamente generalizada, porque es una planta muy rústica, polimorfa, con amplia variabilidad entre ecotipos. En los sistemas de flujo superficial tiene la ventaja sobre las enneas de que sus rizomas penetran verticalmente, y más profundamente, en el sustrato o fango del humedal, con lo que el efecto oxigenador por liberación de oxígeno desde los rizomas es potencialmente mayor.

La productividad del carrizo varía ampliamente entre los diferentes ecotipos; se indican cifras superiores a 50 t de peso seco por ha y año, en donde aproximadamente el 44% corresponde a la biomasa aérea. La capacidad de extracción de nutrientes puede estimarse en función de la composición de sus tejidos; la biomasa aérea contiene aproximadamente 1.1% de nitrógeno y 0.12% de fósforo, y la subterránea 1.0% N y 0.15% fósforo.

2.2.4. Técnicas de manejo en los humedales artificiales

● Implantación

La implantación del carrizo en los humedales artificiales se efectúa usualmente por propagación vegetativa. Debido a que hay diferencias de comportamiento entre poblaciones de la especie, se recomienda que el material vegetal se

obtenga a partir de poblaciones naturales de la zona, a fin de asegurar su adaptación al lugar. Los rizomas se fraccionan convenientemente (que tengan varias yemas) y se implantan en el sustrato o fango del humedal en primavera.

Para la propagación por semilla hay que tener en cuenta que gran parte de las semillas que produce la planta no son viables. Aquellas que sí lo son, germinan en aproximadamente 5 días en condiciones de humedad a 20-24°C. Las plántulas, para desarrollarse requieren condiciones de humedad permanente sin que la lámina de agua tenga más de 4 cm de altura.

- Accidentes, plagas y enfermedades

El éxito alcanzado por el carrizo en cuanto su área de distribución –tiene el honor de ser la angiosperma de distribución más amplia– indica que en general es una especie muy rústica, de fácil implantación, con pocas exigencias, y poco susceptible a accidentes, plagas y enfermedades. Hay que indicar que en la actualidad, y en poblaciones naturales, se observan dos tendencias opuestas: por una parte la expansión del carrizo como planta invasiva como consecuencia de la alteración del medio natural (contaminación, cambios del régimen hidrológico, incremento de la salinidad, eutrofización ...), y por otra, el retroceso de poblaciones asentadas o ‘die-back’ del *Phragmites*, que se atribuye a una conjunción de efectos negativos, como pueden ser destrucción mecánica, inundación excesiva, fitotoxicidad, metanogénesis, calidad del agua. Sin embargo, estos problemas no son normales en los humedales artificiales.

En los carrizos implantados en humedales artificiales para tratamiento de aguas residuales, no es corriente la ocurrencia de accidentes, plagas y enfermedades. Como accidentes, sólo hay que mencionar el encamado de plantas adultas, que son poco resistentes al vuelco o rotura por efecto del viento o de bruscos cambios de la corriente del agua (oleaje), pero este accidente no compromete la continuidad del carrizal, que persiste gracias a los rizomas. Y con respecto a las plagas, caben citar los insectos taladradores del tallo o de los rizomas, y áfidos, aunque estas plagas son muy poco frecuentes y sus daños muy ocasionales.

- Cosecha

Al igual que la enea, el carrizo es una planta que produce mucha biomasa que es conveniente cosechar periódicamente y retirar del humedal para que no ocurra reciclado de nutrientes al humedal ni incremento de materia orgánica en el sistema. Aproximadamente, la época en la que los rizomas tienen menos reservas es hacia finales de Julio, por lo que si se efectúa la siega de la biomasa aérea, el vigor del carrizal se verá afectado. En épocas más tardías, (de Agosto en adelante, y antes de la brotación) ya no es probable que el corte comprometa el crecimiento de la planta.

3. JUNCOS: *SCIRPUS* SPP

3.1. Descripción

El género *Scirpus* se encuadra dentro de las *Cyperaceae*, familia muy próxima botánicamente a las de las gramíneas. En general, el aspecto de las *Cyperaceae* recuerda al de las gramíneas, ya que en su mayoría son plantas herbáceas, cespitosas, con flores pequeñas, muy reducidas y poco aparentes. Sin embargo, tienen caracteres botánicos marcadamente diferenciales, como son la organización de la flor (en las *Cyperaceae* va acompañada de una sola bráctea o gluma) y el tipo de fruto (en las *Cyperaceae* es un aquenio indehisciente, que contiene una única semilla). Además, el hábitat natural de las *Cyperaceae* corresponde esencialmente a zonas húmedas, o encharcadas, siendo muy frecuentes en turberas y suelos pantanosos.

El género *Scirpus* comprende especies herbáceas, perennes o anuales, en donde las perennes son rizomatosas. Los tallos pueden ser de sección circular o triangular. Las hojas pueden ser basales o caulinares (a lo largo del tallo), y están envainadas. En algunas especies las hojas están muy reducidas, e incluso llegan a carecer de limbo. Las flores son hermafroditas y están muy reducidas; se componen de 0-6 pequeñas piezas escamosas estériles (corresponderían a las piezas del cáliz y la corola), 1-3 estambres, y gineceo con 2-3 estigmas. Se organizan en ‘espiguillas’ muy pequeñas (<4 mm diámetro) dispuestas en espiral, en donde cada flor lleva una

única escama (gluma). A su vez, las espiguillas se agrupan en complejas inflorescencias terminales o axilares sobre 1-3 hojas situadas en el extremo del tallo, en donde cada inflorescencia puede llevar de 50-500 espiguillas. El fruto es un aquenio, generalmente trígono, que contiene una única semilla.

3.2. Especies de interés

El género *Scirpus* tiene una distribución prácticamente cosmopolita. Comprende unas 35 especies, de las que unas 15 se distribuyen naturalmente en España. El género incluye especies terrestres, semiacuáticas, y acuáticas flotantes o sumergidas, algunas de las cuales son de aplicación para el tratamiento de aguas residuales en humedales artificiales. Entre éstas destacan las especies *S. lacustris* y *S. holoschoenus*, de distribución natural en España. Otras especies con potencial para humedales artificiales son *S. validus*, cuya distribución natural es americana y *S. maritimus*, que en España se encuentra naturalmente en marismas salinas.

- *Scirpus lacustris* L. (junco de laguna)

Se trata de una especie perenne, rizomatosa, que en su hábitat natural se comporta principalmente como acuática helófito. Los tallos son simples, erectos, pueden alcanzar 3 m de altura, y son del tipo terete, es decir, con morfología similar a la de los verdaderos juncos. Las hojas o no tienen lámina o si la tienen, ésta es muy pequeña. La inflorescencia es aparentemente lateral, ya que está sobre una bráctea que parece la prolongación del tallo, y que supera al conjunto de las inflorescencias. Estas, a su vez, se sitúan sobre radios de longitud desigual, y no tienen el aspecto de glomérulos apretados, a diferencia del *S. holoschoenus*.

- *S. holoschoenus* L. (junco de bolas o junco del churrero)

Es una especie perenne, rizomatosa, terrestre, pero cuyo hábitat natural corresponde a zonas encharcadas más o menos permanentemente. Se trata de una planta robusta, que puede alcanzar 2 m de altura, con tallos semejantes a los de los verdaderos juncos, es decir del tipo terete.

Como el junco de laguna, la mayoría de las hojas no tienen limbo, sino que únicamente están representadas por las vainas; algunas hojas situadas en posición superior desarrollan una lámina pequeña. Las espiguillas están organizadas en cabezuelas compactas, globosas, de hasta unos 12 mm de ancho; al menos una de dichas cabezuelas está sentada, mientras que las otras están sobre radios de longitud desigual.



Detalle de las cabezuelas de *Scirpus holoschoenus*
© M.D. Curt

- *Scirpus validus* Vah. (= *Schoenoplectus tabernaemontani* (C.C. Gmelin) Palla) (junco gigante o junco de tallos suaves)

Botánicamente, la especie *S. validus* fue originalmente descrita como nativa de norteamérica, pero en estudios más avanzados se determinó que era homóloga a la europea *Schoenoplectus tabernaemontani* (sinónimo). Si se considera que ambas conforman una única especie puede asumirse que su distribución es prácticamente cosmopolita. *S. validus* en su área natural crece en suelos saturados, zonas pantanosas, y cursos de aguas tanto frescas como contaminadas; puede alcanzar 3 m de altura, y es de interés para humedales artificiales. Es herbácea perenne, rizomatosa, que, a diferencia de las anteriores especies, tiene tallos trígono y espiguillas dispuestas principalmente de forma aislada.

3.3. Ciclo de desarrollo

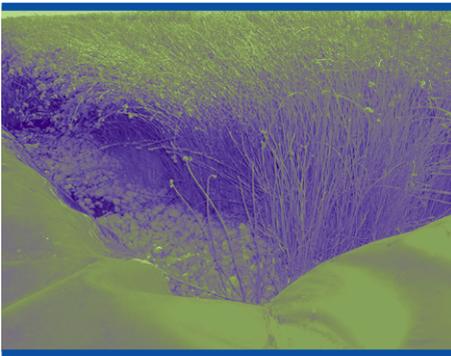
Los juncos mencionados son especies herbáceas perennes, en las que la parte aérea (tallos) permanece verde durante varios ciclos vegetativos y la parte subterránea forma rizomas de desarrollo horizontal, que sirven para la propa-

gación vegetativa de la especie. En primavera la planta emite renuevos que desarrollan tallos aéreos semejantes a juncos; la floración tiene lugar a mediados del verano (Julio-Agosto), y la maduración de las semillas entre los meses de Agosto y Septiembre.

3.4. Aplicación

Los *Scirpus* son plantas de climas templados, que prosperan en posiciones soleadas, tolerando un amplio rango de pHs (4-9). La temperatura media óptima para su desarrollo está dentro del intervalo 16-27°C. En cuanto a su tolerancia a la contaminación, se puede indicar que en general soportan bien los niveles normales de contaminación orgánica de las aguas residuales domésticas. En la literatura al respecto, se pueden encontrar estudios comparativos de *Scirpus validus* frente a otras especies de humedales artificiales, como *Typha latifolia*, que indican en un determinado contexto experimental que es más eficiente que la enea en la remoción de N y P.

Humedal de flujo sub-superficial con *Scirpus lacustris*. En primer término, lámina impermeable que sella el humedal y lecho de grava en su interior



Las especies de *Scirpus indicadas* se utilizan principalmente en humedales artificiales de flujo sub-superficial (lecho de grava/arena), ya que su tolerancia a la inundación permanente cuando la capa de agua es profunda, es limitada, aunque otras especies pueden tolerar profundidades mayores. Su productividad es baja en relación con las eneas o los carrizos; aproximadamente es de 5-12 t ms/ha/año, repartida prácticamente a partes iguales entre la biomasa aérea y la subterránea. Los contenidos en N y P de parte aérea y parte subterránea son, respectivamente del orden de 1.6% N y 0.12% P, y 1.2% N y

0.18% P. Más que la remoción de nutrientes, el papel principal de los *Scirpus* en los humedales es el de actuar de filtro, potenciando los mecanismos de sedimentación-separación.

3.5. Técnicas de manejo en los humedales artificiales

● Implantación

La implantación de los juncos en los humedales artificiales se efectúa usualmente por división de mata. Siguiendo las pautas generales sobre la elección del material vegetal para humedales artificiales, es recomendable que las plantas madres procedan de poblaciones naturales de la zona, a fin de asegurar su adaptación al lugar. Las plantas se desarraigan del sustrato, se fraccionan de modo que cada porción lleve en su parte subterránea rizomas, y se implantan individualmente en el sustrato o fango del humedal en primavera.

La propagación por semilla es también una opción viable si se dispone del suministro de semilla. En general se puede indicar que las semillas de los juncos germinan bien. Hay que tener en cuenta que si se pretende sembrar directamente un humedal de flujo superficial, el flujo del agua debe controlarse debidamente, para que no arrastre la semilla, ya que ésta es muy pequeña. En todo caso la implantación será más rápida, y la cobertura vegetal mejor, cuando se parta de plantas obtenidas por división de mata.

● Accidentes, plagas y enfermedades

Los juncos son plantas muy rústicas de las que no se tienen referencia de plagas y enfermedades en su aplicación en humedales artificiales.

● Cosecha

Del mismo modo que se indicó para las especies helófitas, es conveniente cortar la parte aérea de la planta, y eliminarla del humedal, a fin de reducir el reciclado de nutrientes en el sistema.

4. PLANTAS FLOTANTES

4.1. *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms (jacinto de agua)

4.4.1. Descripción

El jacinto de agua es una planta acuática flotante no enraizada, herbácea perenne muy común en ambientes acuáticos de climas tropicales, en donde llega a considerarse como planta invasiva; está catalogada como una de las malas hierbas más dañinas a nivel mundial. Se la considera originaria de la amazonia, y actualmente está extendida en prácticamente todas las zonas tropicales acuáticas del planeta. Se distingue muy fácilmente de otras plantas flotantes por poseer hojas relucientes con peciolo hinchados y vistosas flores azuladas-lilas.

un día; se abre individualmente al poco de la salida del sol, y senesce por la noche. Consta de 6 tépalos de color azul claro a azul amarillento, 6 estambres de dos longitudes diferentes, gineceo de 3 lóculos y estilo con estigma trilobulado o trifido; el estilo puede ser más corto, más largo o similar en longitud que los estambres (heterostilia). El fruto es una cápsula alargada, que contiene un número variable de semillas (una cápsula puede llegar a contener 450 semillas) de pequeño tamaño. En la parte sumergida de la planta se sitúan las raíces, que son de aspecto plumoso, muy densas, y de color negro-púrpura por los pigmentos que contienen, y que sirven de protección frente a herbívoros. Las raíces son adventicias, fibrosas, y pueden alcanzar hasta 3 m de longitud. Además, en la parte sumergida de la planta se desarrollan estolones, de hasta 30 cm de longitud, que sirven para la propagación vegetativa de la especie.

4.1.2. Ciclo de desarrollo

En su hábitat natural el jacinto de agua es una planta herbácea perenne de rápido desarrollo, que se extiende lateralmente mediante el desarrollo de estolones y formación de renuevos, hasta cubrir toda la superficie del agua formando una densa cubierta vegetal muy vistosa por su coloración verde brillante salpicado del azul de las flores. Las características de rápido crecimiento y alta productividad hacen que en cursos de agua naturales y en determinadas circunstancias, pueda llegar a ser un grave problema. Sin embargo, estas características son muy ventajosas cuando se utiliza en ambientes controlados para el tratamiento de aguas residuales.

La planta se reproduce principalmente por propagación vegetativa, esto es, mediante estolones que radian desde base de la planta y desarrollan renuevos. También puede reproducirse mediante semilla, y de hecho la semilla constituye una fuente de re-infestación cuando se erradica la población. En climas tropicales la producción de estolones y renuevos es constante. Los estolones son de coloración púrpura violeta, y consisten en una sucesión de nudos y entrenudos; cada nudo puede desarrollar una hoja y raíces; y a partir de yemas axilares de las hojas se desarrollan tallos vegetativos aéreos. Normalmente, en una población densa (tapiz) de plan-

Estanque con
Eichhornia
crassipes
en flor
© M.D. Curt



La parte aérea vegetativa de *Eichhornia crassipes* forma una especie de roseta que sobresale parcialmente sobre la lámina de agua; generalmente alcanza unos 50 cm de altura, aunque en algunas zonas muy adecuadas para la especie (sureste de Asia) puede llegar a 1 m de alto. La hoja es muy característica: el peciolo tiene apariencia de estar hinchado, es de consistencia esponjosa a razón de que contiene gran espacio aéreo, a fin de contribuir a la flotabilidad de la planta; el limbo es coriáceo, oval-redondeado, erecto, de dimensiones aproximadas 8 x 10 cm, glabro, y de color verde brillante. La planta desarrolla un tallo floral erecto, que lleva en su extremo una inflorescencia semejante a una espiga vistosa, con unas 15 flores efímeras de coloración azulada. Cada flor dura abierta sólo

tas de jacinto de agua sólo desarrollan estolones las plantas que están en los límites externos de la agrupación, con lo que el tapiz va extendiéndose progresivamente a modo de mancha de aceite.

Detalle de los peciolo**s** binchados de *Eichhornia crassipes*, que actúan a modo de flotador de la planta
© M.D. Curt



4.1.3. Aplicación

En los climas tropicales, la especie muestra una gran adaptabilidad ecológica, desarrollándose bien en estanques temporales, zonas húmedas, marismas, aguas contaminadas, lagos, pantanos y ríos. Puede tolerar fluctuaciones grandes con respecto a altura de la capa de agua, velocidad del flujo, disponibilidad de nutrientes, pH, contaminación y salinidad. El principal limitante para el desarrollo del jacinto de agua es la temperatura, que debe mantenerse dentro de los límites usuales del régimen tropical o subtropical. El crecimiento es rápido en el entorno de 20-30°C de temperaturas medias, pero se estanca en el intervalo de 8-15°C. También la formación del fruto está estrechamente relacionada con las condiciones ambientales; es muy reducida cuando las temperaturas son muy altas y la humedad relativa es baja. Las condiciones óptimas para su desarrollo son 90% de humedad relativa y 22.5-35°C.

El jacinto de agua se utiliza en sistemas acuáticos de tratamiento de aguas residuales domésticas de climas cálidos, siendo el principal parámetro de diseño la carga orgánica. En estos sistemas, la profundidad recomendada para los estanques de tratamiento es del orden de 1 metro, a fin de que todo el agua bañe el sistema radicular de las plantas. En tratamientos secundarios no aireados la carga típica de DBO_5 está en el intervalo de 40-80 kg/ha/día. También puede aplicarse como tratamiento terciario

para la remoción de nitrógeno y fósforo. Su eficacia dependerá del grado de cobertura alcanzado, es decir, de su rendimiento en biomasa. Es una planta muy productiva, que en condiciones apropiadas alcanza rendimientos medios cercanos a 100 t de materia seca por hectárea y año, pero hay citas de incluso a 154 t/ha/año. El contenido medio en nitrógeno y fósforo de la planta se puede estimar en 4% y 0.4%, respectivamente, por lo que potencialmente se podrían eliminar del influente del orden de 2000-6000 y 300-600 kg de nitrógeno y fósforo, respectivamente, por ha y año. También es eficaz para la remoción de sólidos en suspensión, y es utilizado para corregir los problemas derivados del desarrollo incontrolado de algas de las lagunas de oxidación.

4.1.4. Técnicas de manejo en los humedales artificiales

- **Implantación**

La implantación del jacinto de agua en los sistemas acuáticos de tratamiento de aguas se realiza a partir de plantas individuales o renuevos, que se dejan dispersos por la superficie del agua. Estas plantas se obtienen por división de una población madre, individualizándose las agrupaciones de 'rosetas' con raíces.

- **Accidentes, plagas y enfermedades**

El hecho de que el jacinto de agua esté catalogada a nivel mundial como una de las principales malas hierbas se debe no sólo a sus características de desarrollo (éxito de la progagación vegetativa y alta tasa de crecimiento relativo) sino también a su rusticidad en cuanto a accidentes, plagas y enfermedades. No tiene plagas ni enfermedades importantes, aunque en las zonas en las que el jacinto de agua no es deseable, se ha intentado su control biológico mediante enemigos naturales importados de su área de distribución natural, (coleópteros, lepidópteros y hongos) y peces predadores.

Cuando se implanta fuera de su área de distribución natural, el principal accidente que puede suceder es el de daños por bajas tem-

peraturas. La planta puede sobrevivir cuando se la expone 24 h a temperaturas del orden de 0.5 a -5°C , pero muere si desciende por debajo de -6°C .

- Cosecha

La remoción parcial de la población del jacinto de agua, con una cierta periodicidad, es necesaria no sólo para eliminar del sistema los nutrientes captados por las plantas sino también porque cuando sucede la cobertura total de la lámina de agua desciende mucho el oxígeno disuelto en el agua, se interrumpe el paso de la luz y el input de materia orgánica en el agua aumenta rápidamente por la pudrición de la biomasa vegetal. A modo de indicación se señala que en climas cálidos debe realizarse la cosecha parcial de las plantas cada 3 o 4 semanas.

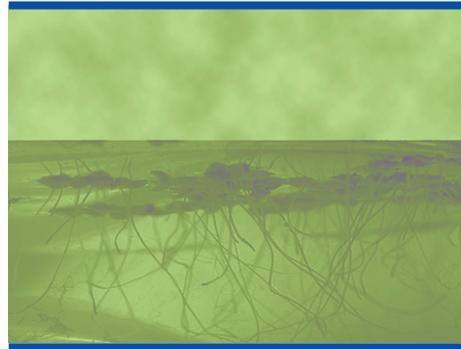
4.2. *Lemna* spp. (lentejas de agua)

4.2.1. Descripción

El nombre común de lenteja de agua se aplica a especies del género *Lemna* y otros géneros (*Spirodela*, *Wolffia*, *Wolffiella*) de la familia de las *Lemnaceae*, debido a que todas ellas son plantas acuáticas herbáceas flotantes no enraizadas de muy pequeño tamaño: son las plantas más pequeñas –hay especies de 1 mm de longitud– y de estructura más reducida de todas las angiospermas (= plantas con flor). Su distribución es prácticamente cosmopolita en ambientes acuáticos, y se consideran ‘eutróficas’ por cuanto que crecen en aguas eutrofizadas.

El aspecto externo de las *Lemnaceae* es el de pequeños cuerpos verdes (de 1 a 15 mm de longitud), que salvo excepción, son más o menos redondeados; reciben una denominación específica: ‘frondes’, porque no hay distintivamente hoja y tallo; en la parte inferior del fronde pueden existir 1 raíz (*Lemna*), varias raíces (*Spirodela*), o ninguna (*Wolffia* y *Wolffiella*), dependiendo de la especie que se trae. Las raíces, en los géneros que las tienen, son también muy pequeñas, usualmente de longitud menor a 10 mm. El tamaño y la morfología del fronde, junto con la presencia o no de raíces, y otros

caracteres, sirven para identificar el género botánico del espécimen que se trate, ya que la floración muy rara vez se produce. Para su propagación, la planta se reproduce vegetativamente desarrollando nuevos frondes (frondes ‘hijo’) en la base del fronde madre. En la naturaleza es usual que en una misma localización crezcan al tiempo varias especies de *Lemnaceae*; este hecho, unido a las similitudes morfológicas entre ellas y al pequeño tamaño de los especímenes dificulta mucho la identificación a nivel de especie de la población.



Plantas individualizadas de *Lemna* minor, flotando en agua
© M. D. Curt

4.2.2. Ciclo de desarrollo

En la naturaleza, la llegada de *Lemnaceae* a un determinado medio acuático se produce a través de un agente dispersador accidental, como pueden ser las aves, el hombre o la introducción de un flujo de agua que contenga algún fronde. La colonización del nuevo medio se produce rápidamente, siempre que las condiciones ambientales sean favorables para la especie. Como ya se ha indicado, el mecanismo de propagación de las *Lemnaceae* es vegetativo, mediante la formación de ‘frondes hijo’ a partir de un ‘fronde madre’. Este mecanismo es muy eficaz llegando algunas especies incluso a duplicarse en número en tan sólo 24 h. Además, un mismo fronde puede producir al menos 10-20 frondes más durante su vida. Por esta razón las *Lemnaceae* tienen una alta productividad potencial en biomasa.

4.2.3. Aplicación

En términos generales, aunque hay diferencias

entre las distintas especies, puede indicarse que las *Lemnaceae* crecen bien en medios acuáticos con contaminación orgánica o medios eutrofizados. La reproducción se ve muy activada por la temperatura. Por ejemplo, a 27°C el área colonizada por *Lemna* sp. se duplica cada 4 días.

Las *Lemnaceae* se pueden utilizar en sistemas acuáticos de tratamiento de aguas residuales, de modo semejante a la aplicación de los jacintos de agua. Estos sistemas suelen desarrollarse para el tratamiento de efluentes de lagunas facultativas, ya que permiten reducir eficazmente la concentración de algas del efluente, a consecuencia del efecto de sombreo creado por la cobertura de la lámina de agua. En Estados Unidos se han llevado a cabo eficazmente instalaciones de tratamiento de influentes de alta carga contaminante (420 mg/L de DBO₅ y 364 mg/L de sólidos en suspensión) con *Lemnaceae*. En relación con la remoción de nutrientes hay que indicar que el cuerpo vegetativo de las *Lemnaceae* tiene un alto contenido en nitrógeno total (4.6% de media y 7% máximo, sobre peso seco), por lo que si se obtiene una alta productividad en biomasa y se retira del medio acuático periódicamente, pueden removerse del agua cantidades significativas de nitrógeno. Con respecto al fósforo, hay que indicar que el contenido medio en la biomasa de *Lemnaceae* es del orden del 0.8%; la remoción de este contaminante dependerá igualmente de la productividad del sistema. Aproximadamente, un metro cuadrado de superficie de lámina de agua cubierta con *Lemna* equivale a 25 g de peso seco de biomasa. Suponiendo que se mantenga un ritmo de colonización de que cada 4 días se duplique la superficie, se podría remover del sistema mediante la cosecha periódica de la biomasa producida en la mitad de la superficie 1.16 g de N y 0.2 g de P cada cuatro días.

4.2.4. Técnicas de manejo en los humedales artificiales

● Implantación

La implantación de las lentejas de agua en los sistemas acuáticos de tratamiento de aguas residuales se realiza mediante la dispersión de una muestra de agua que contenga plantas de

Lemnaceae. En condiciones favorables, las plantas colonizarán el nuevo medio rápidamente por propagación vegetativa. Por ejemplo, un único ejemplar de *L. minor*, que ocupa un área superficial aproximada de 0.12 cm², en menos de un año puede formar una colonia que cubra una superficie de más de 1 m² de la lámina de agua.

● Accidentes, plagas y enfermedades

Las heladas pronunciadas afectan negativamente la población de lentejas de agua. Uno de los primeros efectos de las bajas temperaturas es la pigmentación rojiza de la población. Para *Lemna minor* se indica que tolera bien temperaturas medias invernales de 1 a 3°C, pero las plantas únicamente vegetan; es decir, el crecimiento de la población está interrumpido y la eficacia del sistema de tratamiento de las aguas puede verse comprometida, excepto en lo que se refiere al efecto del sombreo. Por otra parte, también cabe reseñar el efecto del viento sobre estos sistemas acuáticos de tratamiento. Las lentejas de agua son sensibles al viento por el pequeño tamaño de las plantas, con lo que puede ocurrir el desplazamiento de la población hacia una posición de la balsa, dejando parte de la lámina de agua al descubierto, y por tanto, reduciendo la eficacia del sistema.



Estanque de agua de riego afectado por Lemna minor. Obsérvese la posición lateral de la masa de Lemna, como consecuencia del viento dominante.
© M.D. Curt

● Cosecha

Como ya se ha indicado, es necesaria la remoción parcial de la población de las lentejas de agua con una cierta periodicidad, para eliminar del sistema los nutrientes extraídos por las plantas.



Proyecto de filtros de macrofitas en flotación.

José de Miguel Muñoz



1. DATOS NECESARIOS PARA LA REALIZACIÓN DEL PROYECTO

1.1. Levantamientos topográficos

Deberá realizarse un plano topográfico con altimetría de la zona de actuación ésta deberá incluir el punto de vertido actual la zona por la que irá la conducción hasta la depuradora y todo el área que se fuera a ocupar con los canales.

La precisión de la altimetría debe ser la adecuada para poder realizar los cálculos de los volúmenes de desmonte y explanaciones, así como los restantes movimientos de tierra.

1.2. Naturaleza del terreno

Otro aspecto de importancia es la naturaleza del terreno. Suelos muy arenosos o muy limosos, dificultan la formación de los canales, ya que se derrumban con facilidad, e implican realizar taludes muy poco inclinados, incluso 3:1.

Suelos pedregosos, implican realizar una base para evitar que se dañe la lámina impermeabilizante, dependiendo de la pedregosidad y su tipo (con o sin aristas), implicará un mejor geotextil, e incluso una sobre-excavación con relleno de arena, para cama.

Los suelos arcillosos y los francos no presentarán problemas.

Si los niveles freáticos están muy altos se plantearán problemas a la hora de realizar los canales, debiendo incluso hacer la excavación con achique en continuo y anclado de fondo de geotextil y lámina.

1.3. Clasificación ambiental

La presencia de acuíferos hace que se deban extremar las precauciones para evitar su contaminación por posibles vertidos, que se pueden producir por rotura de la lámina impermeable, etc.

La clasificación ambiental de la zona es importante, ya que no debemos introducir elementos que la varíen.

1.4.- Volumen y características del agua a tratar

Se obtendrán datos sobre los caudales de consumo de agua y la variación de la población a lo largo del año. También se tendrá en cuenta la evolución esperada de la población en el futuro. En concreto se deberá contar con el volumen del vertido diario y anual, teniendo en cuenta la estacionalidad, así como las características del agua a tratar.

El conocimiento de la composición del vertido es imprescindible para determinar el tipo de pretratamiento a dar al agua antes de su vertido a los canales de macrofitas.

En general se determinarán los siguientes parámetros:

DBO₅
DQO
Sólidos en suspensión
Grasas
pH
Conductividad eléctrica
Nitrógeno total
Nitrógeno amoniacal
Nitrógeno nítrico
Fósforo total

En caso de sospecha se analizarán aquellos elementos extraños que se puedan presentar (metales pesados, compuestos orgánicos fitotóxicos etc...)

1.5. Condiciones del vertido final

Otro de los aspectos de importancia es el conocimiento del cauce receptor del agua tratada, que indicará los límites tolerados de los parámetros de vertido a dicho cauce. El cauce de vertido puede ser:

- Red de saneamiento público
- Dominio público hidráulico
- Dominio público marítimo terrestre
- Reutilización del agua depurada:
 - Riego de jardines
 - Otros usos de agua depurada
- Otros

En el primer caso tendremos que solicitar el permiso de la Confederación correspondiente y presentar el respectivo proyecto, donde se habrá calculado el límite de los parámetros que se van a verter y que está dentro de los establecidos. En el segundo, será mucho menos restrictivo en cuanto a los límites de vertido, pero habrá, asimismo, que cumplir con los mismos.

La ley de aguas contempla los límites en diferentes situaciones, estableciendo tres tablas para vertido a ríos.

En caso de utilización de sistemas de depuración mediante sistema de macrofitas en flotación se recabará información de si se utiliza como sistema de depuración único, secundario

o como sistema terciario de eliminación de fósforo y nitrógeno.

2.. PARTES DEL PROYECTO

2.1. Memoria y anejos a la memoria

La memoria es una descripción del proyecto, de su funcionamiento y de las obras a realizar.

Asimismo refleja los resultados de los cálculos, que se realizarán en los anejos, de los estudios previos realizados, como geológico, etc., de los datos analíticos y de las mediciones de caudales, etc. Es decir reflejará un resumen de todos los datos recopilados, de los que se presentará una mejor definición en el anejo correspondiente.

Por otro lado refleja la legislación correspondiente que aplica al proyecto y los antecedentes, así como otros hechos de relevancia.

En primer lugar refleja la información disponible, que de ser muy extensa, se presentará un resumen y el resto se recopilará en el anejo correspondiente.

También se reflejarán los distintos tipos de depuradora que se pueden utilizar para ese proyecto, y se valorarán de forma que se escoja la más apropiada en cada caso. Primero se establecen las distintas alternativas posibles de aplicación, que sean viables en el caso de que se trate. A continuación se describe cada una de manera sucinta, destacando factores a favor y en contra. Posteriormente se realiza una elección multicriterio, para ello se establece una tabla donde se formulan y comparan los valores de cada una de las alternativas, ponderándolas y valorándolas según la ponderación.

La o las alternativas que tengan más puntuación serán las elegidas. No siempre, la mejor, es la de mayor puntuación, sino que pueden existir otros factores no tenidos en cuenta, o que no se pueden comparar entre dos alternativas, que hacen que una alternativa con menor puntuación sea la finalmente elegida.

Con la alternativa elegida se puede definir el pretratamiento más conveniente para ese sistema, bien sea porque el efluente del pretratamiento sea más apto para el mismo, o bien porque resulte más económico, etc.

Una vez decidida la alternativa elegida pasamos a dimensionar el sistema para el caudal que tengamos, con las características del agua de vertido. Dependiendo del sistema elegido, se realizarán los cálculos para obtener los volúmenes y dimensiones de los diferentes equipos o lagunas o canales.

La memoria debe de recoger el presupuesto total por contrata del proyecto, el plazo de ejecución e incluso un cronograma de los plazos de cada trabajo a realizar. Los anejos, amén de los ya comentados reflejarán los cálculos justificativos funcionales, es decir el dimensionado de los canales y de los demás equipos a instalar:

Asimismo se debe de realizar un perfil hidráulico que refleje las distintas cotas de la lámina del agua en los distintos equipos y canales, de forma que se puedan colocar espacialmente (en alturas) los mismos.

El resto de los anejos serán los constructivos, en su caso, (hormigones, etc.), eléctricos, y demás cálculos que sean necesarios para la ejecución del proyecto.

2.2. Planos

Serán los necesarios y suficientes para que quede definida toda la obra que hay que realizar, tanto generales, como de detalle.

Comprenderán la situación de la obra, planos de flujos, planos constructivos, planos de detalle, etc.

2.3. Pliego de prescripciones técnicas

El pliego de prescripciones técnicas detalla las condiciones que deben reunir los materiales a emplear; condiciones de ejecución de los trabajos, forma de valoración de las obras, etc.

En general tendrá los siguientes capítulos:

- Condiciones generales
- Características que deben de reunir los materiales (Incluye los ensayos a realizar para comprobar estas características)
- Características de los equipos a instalar
- Forma de ejecución y abono de las unidades de obra
- Medidas de seguridad

En algunos casos se incluye un capítulo para describir las obras.

2.4.- Presupuesto

El presupuesto contendrá:

- Cuadro de precios nº 1 o precios en letra
- Cuadro de precios nº 2 o precios descompuestos
- Precios auxiliares
- Mediciones
 - Presupuestos
- Resumen de presupuestos
 - Presupuesto de ejecución material
 - Presupuesto de ejecución por contrata

Además cada precio contendrá una descripción del mismo y si lleva incorporado su instalación, pruebas, ensayos de materiales, etc.

Los precios descompuestos contendrán cada parte del precio, de forma que se pueda establecer todo lo que incluye.

3. ASPECTOS LIMITANTES PARA LOS FILTROS DE MACROFITAS EN FLOTACIÓN

El principal aspecto limitante de este tipo de proyectos es la disponibilidad de superficie de terreno para la instalación de los canales de macrofitas y las zonas auxiliares. En general se requieren alrededor de 5 m² por habitante equivalente, entre la superficie ocupada por los canales y los pasillos y áreas complementarias. Otro aspecto limitante sería el tipo de vertido, con contaminantes especiales tales como productos fitotóxicos.



Construcción de filtros depuradores con macrofitas en flotación.

José de Miguel Muñoz



1. MOVIMIENTO DE TIERRAS

Se debe de realizar un replanteo previo a los movimientos de tierras.

1.1. Nivelaciones

En primer lugar hay que nivelar el terreno con el fin de no tener canales con pendiente, lo que llevaría a realizar saltos de agua a lo largo de los mismos.

En caso de que el terreno sea abrupto, o que la nivelación total sea difícil y/o costosa, se recurrirá al sistema de terrazas o bancales, debiendo pasar el agua de una terraza a otra por conducciones a favor de la gravedad.

En el caso de que los canales sean muy largos y con ligera pendiente, se deberán hacer represas para lograr que las macrofitas estén siempre flotando sobre una lámina de agua. Para la nivelación se utilizan bulldozer, rastras, motoniveladoras, palas, etc. Se debe de exigir que las motoniveladoras tengan sistema de pantalla, para las maniobras. Desgraciadamente son muchos los casos de atropellos por maniobras hacia atrás con estas máquinas.

Cuando se utilicen rastras, no se debe de permitir la presencia de personal en la zona de actuación de las mismas. Estas máquinas mueven mucha cantidad de tierra y la colocan en poco tiempo, pero precisamente por ello, desarrollan velocidades superiores a las de otras máquinas en el trabajo de movimiento de tierras.

1.2. Excavaciones

La excavación se hace con retroexcavadora. La inclinación de los taludes de los canales varía desde 2:1.



Retroexcavadora. Máquina para excavaciones de zanjas y agujeros verticales

En la excavación se promedian las tierras de forma que lo que sale de la zanja se coloca en los pasillos y en las coronas de los taludes para así igualar; lo más posible, la excavación al terraplén, sin que sobren ni falten tierras.

Los cabeceros de los canales se pueden hacer verticales o también taluzados, pero en este último caso la intersección de la tubería con la lámina será una elipse mucho más difícil de sellar que en el caso de que fuera vertical ya que esta sería una circunferencia.

A veces se hormigonan los caminos entre zanjas con el fin de que las labores de siega futuras se puedan realizar con máquina sin mayor inconveniente. Este hormigonado normalmente

se hace con hormigón procedente de planta productora de hormigón

1.3. Rellenos y compactaciones

Como se ha dicho en el punto anterior el final de los taludes se hace con la tierra extraída con el fondo de la zanja por lo cual habrá que hacerlo por tongadas de entre 20 y 30 centímetros para poder compactar entre las mismas, para lo cual habrá que realizar un riego. Dada la inestabilidad de los taludes nunca se compactará mediante apisonadora, sino que se utilizará bailarina y normalmente rulo o rodillo compactador.

1.4. Transporte a vertedero

Camión Bañera. Camión utilizado para transporte de tierras, etc. Necesita buen firme para su circulación



Hay veces que no es posible igualar el volumen de excavación al volumen del terraplén o que por la mala calidad de las tierras estas no sirven para compactar y se debe realizar o excavación total o aporte de tierras de préstamo, pero el caso es que las tierras extraídas deben ser eliminadas y llevadas a un vertedero.

El transporte se hace mediante camión bañera o si se deben atravesar zonas abruptas hasta salir de la obra, al menos este primer trayecto debe ser realizado con dumper.

1.5. Formación de taludes y refino

Consiste en un alisado y homogeneizado de pendientes, suprimiendo las imperfecciones de los mismos. Tal y como se ha indicado se debe refinar los taludes para un buen asentamiento

de los taludes y de la lámina. La mayoría de las veces se debe recurrir a un refinado manual, por lo que muchas veces y teniendo en cuenta que se va a colocar un geotextil, se suprime el refinado, debido al encarecimiento que supone la mano de obra.



Dumper. Camión utilizado para transporte de tierras, etc. No necesita buen firme para su circulación, por ello se utiliza cuando no se puede utilizar el camión bañera

2. IMPERMEABILIZACIÓN POR GEOMEMBRANAS

Para la impermeabilización se utilizan geotextiles como base y encima una membrana o lámina impermeable.

2.1. Geotextiles

Son muy permeables y tienen altas características de elongación. Son fabricados con resinas poliméricas biológica y químicamente inertes, resistentes a las diversas condiciones de los suelos. En combinación con otros geosintéticos forman los Geocompuestos. Además son materiales de gran simplicidad de aplicación y de grandes ventajas económicas. El uso de cada uno de ellos depende de la función que debe desempeñar el Geotextil, en contacto con el suelo y el tipo de obra a ejecutarse. Las principales aplicaciones son: muros de contención, subdrenes, control de erosión superficial, estabilización de taludes y laderas, vías y carreteras y como base de láminas impermeabilizantes que es el caso que nos ocupa.

2.2. Láminas impermeables

Lo normal es utilizar polietileno de 1'5 milímetros de espesor pero en el mercado existen

multitud de plásticos y geomembranas que pueden servir al efecto. Evidentemente la elección dependerá de multitud de factores como degradación por el sol, envejecimiento de la lámina, resistencia a las heladas, etc.

Otro factor de gran importancia es la resistencia para ser mordida por las ratas. Por ello la lámina deberá ser lo suficiente rígida para que una rata en un ataque perpendicular a la misma no pueda producir un pellizco y llevarse el bocado, como ocurre con las láminas de caucho butilo. También sería aconsejable que el material de las láminas llevase incorporado algún producto antirroedores.

- Montaje de geomembranas. Soldaduras y pegamentos

Las geomembranas o láminas impermeables se colocan encima de los geotextiles con un solape suficiente para poder realizar la soldadura. Esta se realiza mediante aire caliente por termofusión. Normalmente se realizan dos cordones de soldadura para evitar las posibles fugas. Posteriormente se debe comprobar la calidad de la soldadura y su estanqueidad mediante medios apropiados.

3. CONSTRUCCIÓN IN SITU DE CANALES

Uno de los más corrientes consiste en realizar una incisión en la lámina superior de las dos termoselladas, entre los dos cordones de selladura, esta incisión se realizará a ambos extremos de la lámina. En uno de ellos colocaremos una mordaza u otro sistema para mantener la incisión abierta y en el otro acoplaremos una bomba con un manómetro que indicará la resistencia, dependiendo de la misma sabremos si existen fugas de aire y por lo tanto si la selladura ha sido correcta.

4. ACCESORIOS

4.1. Arquetas

Se pueden realizar en hormigón, ladrillo enfoscado con impermeabilizante o prefabricadas, entre estas últimas las hay de diversos materia-

les como poliéster, PVC, etc. (18 Arqueta de entrada de agua a un canal, Cabeza de la E.D.A.R. por filtros de macrofitas)

Deberán tener las medidas lógicas para los elementos que vayan a albergar; no es válido el aplicar siempre, por costumbre el 0,40 x 0,40 x 0,40. Podrían ser incluso redondas.

Por lo tanto se debe de dimensionar con el catálogo delante y las medidas de la válvula, etc. que se vaya a colocar:

4.2. Pozos

Los pozos se suelen realizar mediante prefabricados o si son pequeños se pueden realizar con trozos de tubo de hormigón prefabricado o de fibrocemento, cortados con radial. Al igual que en el caso de las arquetas existen pozos prefabricados en poliéster y en PVC.

Los pozos se deben de situar de forma que las tuberías no formen ángulos, de forma que en caso de atasco se puedan limpiar con facilidad. Por lo tanto las tuberías deberán ir rectas de pozo a pozo.

4.3. Conducciones

Como ya se ha comentado las tuberías, en la planta depuradora deberán ir rectas de pozo a pozo. Estas pueden ser de hormigón prefabricado, fibrocemento, PVC, etc. Las más cómodas y rápidas para este tipo de obra son las de PVC, con junta tipo enchufe – campana, pegadas. Las conducciones deben de calcularse para que la velocidad del agua residual en su interior sea cercana a 1 m/s, lo que a veces es difícil debido a los bajos caudales con que nos encontramos. Para el cálculo, baste recordar que la velocidad es igual al caudal partido por la sección.

4.4. Vallado

La depuradora debe de estar vallada, como protección, sobre todo para los niños de la zona. La altura debe de ser superior a los 1,5 m, ya que de lo contrario se podrá saltar con facilidad. Lo mejor son vallas de 2 m.

La valla debe de tener una puerta de al menos 3 m. para la entrada de camiones (lo mejor es una puerta doble de 4m). Además estará provista de una entrada para personas, independiente, de forma que no sea necesario el abrir toda la puerta para la entrada de una persona.

5. PRETRATAMIENTOS

Se debe de colocar un pretratamiento antes de los canales, para la separación de papeles, plásticos, etc. que posteriormente pueden presentar obstrucciones en tuberías y dar una mala presentación de la planta depuradora.

En depuradoras de poblaciones, se suele colocar un sistema tipo fosa séptica, que disgregue los papeles y los retenga. No será necesario que ésta esté dimensionada para depurar el agua, sino solo como receptáculo para la eliminación de sólidos, que será sacados periódicamente.

Asimismo se puede colocar un sistema de separación, como una reja, recta o curva, manual o automática, etc. dependiente del volumen de la población y el grado de sofisticación que se quiera dar a la planta. En algunos casos se pueden colocar tamices autolimpiantes, que no hacen demasiado complejo el sistema, pero que requieren un mantenimiento. En otros casos bastará con colocar un sistema separador de papeles y otros elementos sólidos, de tipo manual, que no complique el sistema. Incluso este sistema puede incorporar una fase anaerobia, sin mayores complicaciones.

Si la depuradora es para una industria alimentaria puede ser necesario instalar un separador de grasas.

6. INSTALACIÓN DE LAS MACROFITAS

Se han probado múltiples sistemas para la colocación de las plantas en flotación, pero la mayoría terminan en que la planta vuelca y se ahoga, siendo los hijos de la misma los que colonizan el sistema, apoyados en el soporte que proporciona la planta ahogada.

También sería posible realizar la plantación en el suelo del canal, con una capa fina de tierra vegetal y una malla para facilitar el desenterrado y puesta en flotación de las plantas una vez establecido el tapiz. De esta forma se evita el vuelco y se logra una mayor velocidad de implantación.

En todo caso las plantas deben de ser colocadas por personal conocedor de las técnicas para su plantación o colocación en flotación.

7. SEGURIDAD Y SALUD EN EL TRABAJO

Dado que este tipo de obra es multidisciplinar, es más que improbable que una sola empresa realice la totalidad de los trabajos, por lo que será necesario que el promotor nombre un técnico en seguridad o un ingeniero, como coordinador de Seguridad y Salud en fase de obra. Una vez que la empresa contratista o el contratista principal haya realizado el Plan de Seguridad de la Obra, éste deberá ser aprobado por el Coordinador, que emitirá el Acta de Aprobación del Plan y lo llevará a su colegio profesional para la obtención del Libro de Incidencias.

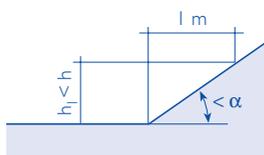
Todas las subcontratas deberán conocer el plan y adherirse al mismo, por escrito. Los movimientos de tierras, son delicados y se debe de tener gran cuidado en cuanto a medidas preventivas de seguridad y salud se refiere.

Las grandes máquinas son las que provocan mayores accidentes laborales. En esta fase de la obra se debe de tener especial cuidado para prevenir los accidentes.

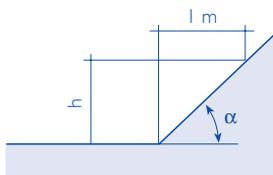
Aunque los canales no son profundos, y tienen inclinación en los taludes laterales, deberá cumplir, durante su ejecución con las normas existentes en cuanto a zanjas, entibándose en caso necesario (no es normal).

Con carácter general se deberá considerar peligrosa toda excavación que, en terrenos corrientes, alcance una profundidad de 0,80 m y 1,30 m en terrenos consistentes. En todos los casos se deberá llevar a cabo un estudio previo del terreno con objeto de conocer la estabilidad del mismo. La experiencia en el lugar de ubica-

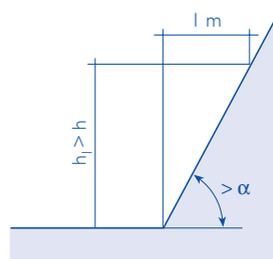
Talud natural de una excavación en zanja



Peligro pequeño



Normal



Peligroso

ción de las obras podrán avalar las características de cortes del terreno.

En general se adoptarán las precauciones necesarias para evitar derrumbamientos, según la naturaleza y condiciones del terreno. Las excavaciones de zanjas se ejecutarán con una inclinación de talud provisional adecuadas a las características del terreno, debiéndose considerar peligrosa toda excavación cuya pendiente sea superior a su talud natural.

Dado que las profundidades en los canales son de unos 0,70 m, no serán necesarias estas precauciones, pero en algunos casos se puede llegar al metro de profundidad, por lo que en cuanto sobrepasemos los 0,80 m se deben de tomar medidas. En todo caso las conducciones si pueden tener más de 0,8 m de profundidad y por ello se deberán tomar las medidas necesarias para evitar accidentes por enterramiento.

Deberá existir, por lo general, un coordinador de obra. Este es obligatorio siempre que exista más de una contrata o subcontrata, incluso si solo hay una contrata y un profesional libre.

El coordinador debe ser nombrado por el promotor, por lo que le supondrá un coste adicional. Este coste puede estar entre los 200 y los

400 euros por visita y en este tipo de obras habrá que realizar una o dos visitas por semana o incluso menos, cada 15 días.

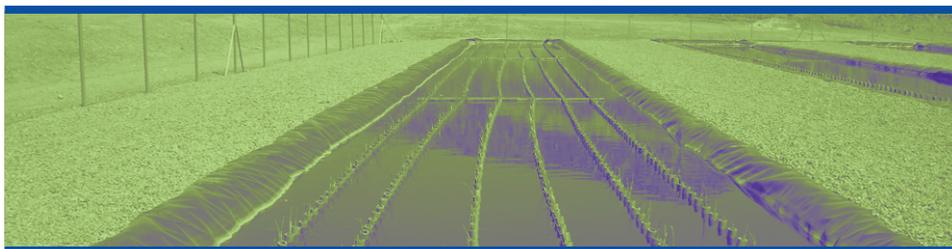
8. MANTENIMIENTO

Tan solo requiere el mantenimiento del pretratamiento, en caso de existir y la siega de las plantas, una o dos veces al año, dependiendo de la

zona donde se ubique la planta y del crecimiento de las macrofitas.

En algunos casos puede ser necesario el tratar las plantas contra alguna plaga, como puede ser pulgón, ácaros o moscas. Se realizarán en todo caso tratamientos preventivos.

Si la dimensión de la planta depuradora fuera suficientemente grande tanto las operaciones de siega como los tratamientos fitosanitarios se podrían efectuar por medio de un pequeño tractor, con los aperos adecuados.



Ejemplo de una plantación reciente en Lorca (Murcia)
© Eduardo de Miguel



Fotografías seleccionadas.



Capítulo 1,
pág. 13

El agua potable es un recurso cada vez más escaso. La reutilización de las aguas residuales es una necesidad acuciante

© Living Lakes

Capítulo 1,
pág. 18

Balsa de
almacena-
miento de
purines
procedentes
de una
instalación
porcina

© Eduardo de
Miguel



Capítulo 1
pág. 19

Estación
Depuradora
de Aguas
residuales de
La Hoya,
Lorca (Murcia)
© Eduardo
de Miguel



Capítulo 1
pág. 20

Las Daphnias,
o pulgas de
agua, son
bioindicadores
de aguas no
contaminadas

© Living Lakes



Capítulo, 1
pág. 22

Estación
depuradora
convencional
de aguas
residuales
urbanas

© Eduardo de
Miguel



Capítulo, 1
pág. 25

Fase de
tratamiento
biológico en
una estación
depuradora

© Eduardo de
Miguel



Capítulo, 3
pág. 44

Filtros
percoladores
en paralelo,
en una
industria
láctea



Capítulo, 4
pág. 57

Filtro verde
realizado con
choperas en
Carrión de los
Céspedes
(Sevilla)



Capítulo, 4
pág. 58

Los humedales
naturales han
sido los
sistemas
tradicionales
de depuración
de las aguas
residuales

© M. D. Curt



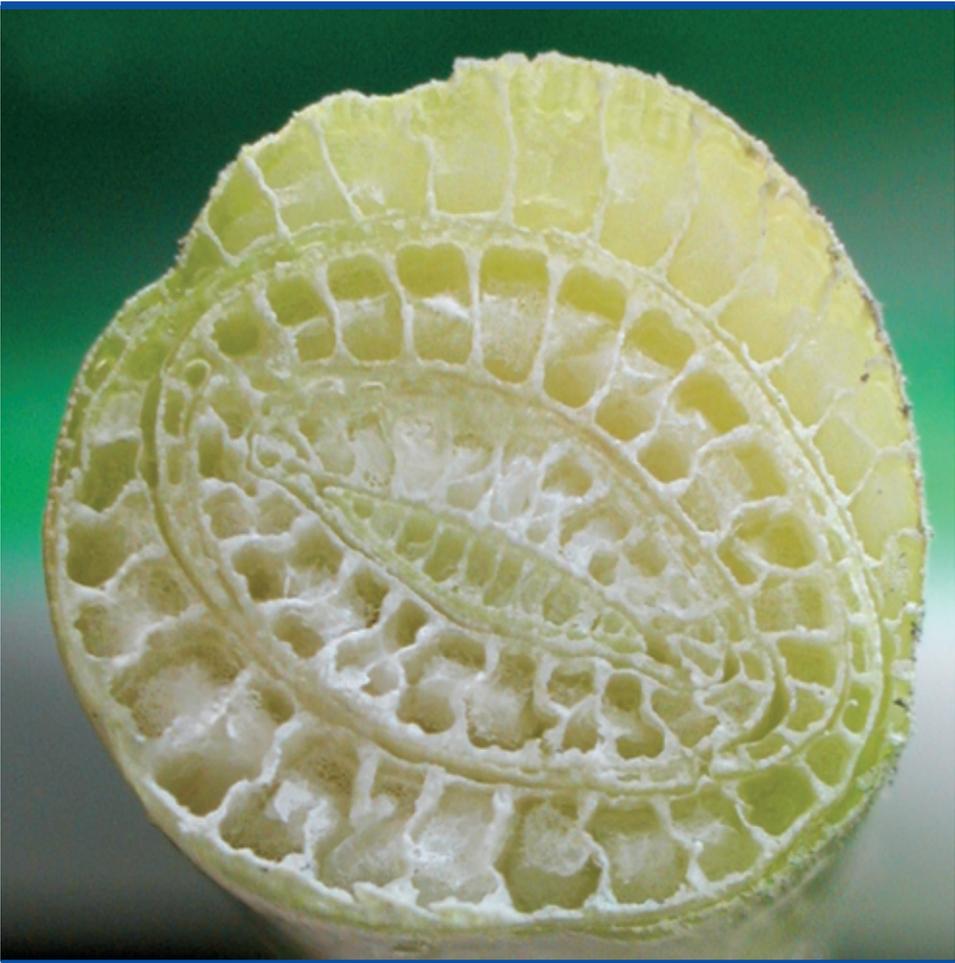
Capítulo, 5
pág. 63

Colonia de
macrofitas
(*Typha spp.*)
desarrollada
sobre un cauce
contaminado
por efluentes
municipales
sin tratar
© M.D. Curt



Capítulo, 5
pág. 64

Corte de
la base de un
tallo de *Typha*
spp., en el
que puede
observarse una
amplia red
de canales
aeríferos
© M.D. Curt



Capítulo, 5
pág. 64

Estanque de
nenúfares y
Ceratophyllum
demersum
© M.D. Curt



Capítulo, 5
pág. 67

Sistema
radicular de
Typha spp.
afectado por la
proliferación
de algas.
Sentido de la
afección
mayor de
derecha a
izquierda
© M.D. Curt



Capítulo, 5
pág. 68

Reducción de
la velocidad
del influente
y retención
de materia
orgánica por
una colonia
de *Typha* spp.
© M.D. Curt

Capítulo, 6
pág. 86 y 88

Cuatro
fases de
construcción y
crecimiento de
un filtro con
macrofitas en
flotación



Capítulo, 7
pág. 91

Detalle de la
base de las
hojas de
Typha latifolia.
Obsérvese la
presencia de
aurículas,
expansiones
laterales
de aspecto
membranoso
© M.D. Curt

Capítulo, 7
pág. 92

*Inflorescencias
de Typha spp.*

*La parte
gruesa
inferior es la
inflorescencia
femenina aún
inmadura;
la superior
corresponde a
la masculina,
cargada de
polen*

© M.D. Curt



Capítulo, 7
pág. 93

*Inflorescencia
femenina de
Typha latifolia,
con los frutos
ya maduros.
Obsérvese su
color marrón
oscuro y
grosor*

© M.D. Curt



Capítulo, 7
pág. 94

Humedal de
flujo
sub-superficial
con *Typha*
domingensis.

En primer
término film
impermeable
para el
aislamiento
del humedal,
y lecho de
grava que
soporta las
plantas

© M.D. Curt



Capítulo, 7
pág. 95

Plantel de
Typha
domingensis (centro
izquierda) y
Typha
latifolia (centro
derecha) en bandejas
de alveolos,
producidas en
vivero para
humedales
artificiales

© M.D. Curt



Capítulo, 7
pág. 101

Humedal de flujo sub-superficial con Scirpus lacustris. En primer término, lámina impermeable que sella el humedal y lecho de grava en su interior
© M.D. Curt

Capítulo, 7
pág. 100
Detalle de las cabezuelas de Scirpus holoschoenus
© M.D. Curt



Capítulo, 7
pág. 102

Estanque con
Eichhornia
crassipes
en flor
© M.D. Curt



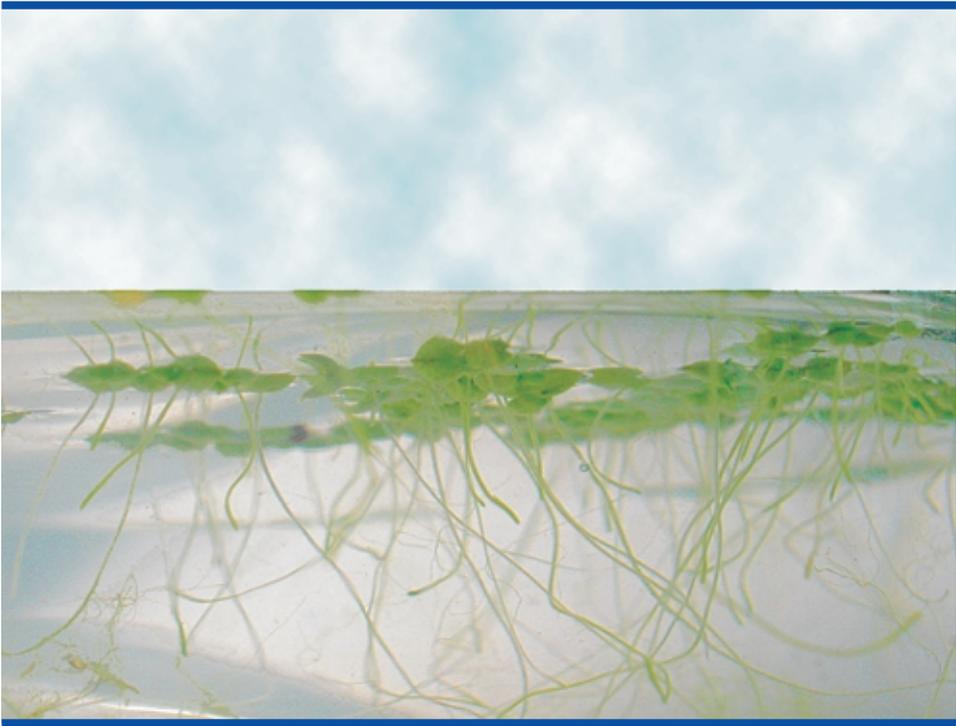
Capítulo, 7
pág. 103

Detalle de los
pecíolos
hinchados de
Eichhornia
crassipes, que
actúan a modo
de flotador de
la planta
© M.D. Curt



Capítulo, 7
pág. 104

Plantas individualizadas de Lemna minor, flotando en agua
© M. D. Curt



Capítulo, 7
pág. 105

Estanque de agua de riego afectado por Lemna minor. Obsérvese la posición lateral de la masa de Lemna, como consecuencia del viento dominante.
© M.D. Curt

Filtros construidos en el marco del Proyecto LIFE *Macrophytes* (Lorca, Murcia)

PEDANÍA DE AVILÉS (LORCA)

Explotación
© Eduardo de Miguel



Impermeabilización
© Eduardo de Miguel

Plantas en crecimiento
© Eduardo de Miguel



PEDANÍA DE DOÑA INÉS (LORCA)

Impermeabilización
© Eduardo de Miguel



Plantas en crecimiento
© Eduardo de Miguel



EXPLOTACIÓN PORCINA EN LA TORRECILLA (LORCA)



Canales impermeabilizados
© Eduardo de Miguel

PEDANÍA DE COY (LORCA)

Canal en plena vegetación
© Eduardo de Miguel



PEDANÍA DE LA ESCUCHA (LORCA)

Filtro en vivienda unifamiliar
© Eduardo de Miguel





Métodos Analíticos para aguas residuales.

Jesús Fernández y María Dolores Curt



1. DETERMINACIÓN DE pH

1.1. Principio del proceso

Se basa en la capacidad de respuesta del electrodo de vidrio ante soluciones de diferente actividad de iones H^+ . La fuerza electromotriz producida en el electrodo de vidrio varía linealmente con el pH del medio.

Se debe tener en cuenta la temperatura de la muestra ya que esta fuerza electromotriz afecta al valor del pH.

1.2. Reactivos

Disoluciones estándar de pH (tampones 7, 4 y 9) para la calibración del equipo (pH-metro).

1.3. Procedimiento

- Se calibra el electrodo con disoluciones patrón (tampones) de pH conocido.
- Se coloca la muestra, en la que se ha introducido una varilla agitadora teflonada (imán), en un agitador magnético, y se agita.
- Se procede a leer el valor del pH cuando la lectura se estabilice en pH-metro con compensación de temperatura.

2. DETERMINACIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD

2.1. Principio del proceso

La medida se basa en el principio del puente de Wheatstone, utilizándose un aparato diseñado a tal efecto, el conductímetro. Se debe tener en cuenta la temperatura de la muestra ya que la conductividad está estrechamente relacionada con la temperatura.

2.2. Procedimiento

- En el caso de que la conductividad de la muestra sea muy elevada, habrá que diluirla hasta que la medida entre en la escala del equipo.
- Se introduce la célula de conductividad en la muestra y se espera hasta que la lectura se estabilice (pocos segundos). Si se utiliza un conductímetro de lectura digital, la medida directa de la conductividad de la muestra aparece en la pantalla. Es recomendable utilizar equipos que tengan compensación de temperatura, en el caso contrario habría que efectuar dicha compensación manualmente.



Lectura de la conductividad eléctrica en un humedal con *Sparganium spp.*

© M.D. Curt

3. SÓLIDOS TOTALES EN SUSPENSIÓN

3.1. Principio del proceso

Se filtra una muestra previamente homogeneizada, mediante un filtro estándar de fibra de vidrio (Whatman 934-AH; tamaño de retención de partículas de 1.5 µm), previamente tarado en seco. El residuo retenido en el mismo se seca a peso constante a 103 - 105° C.

El aumento de peso de filtro representa los sólidos totales en suspensión.

3.2. Procedimiento

Se taran individualmente en placas de vidrio los filtros estándar necesarios y se anota el peso inicial seco, determinado a 103-105°C.

Se filtra un volumen determinado de muestra homogeneizada a través de un filtro tarado, con una bomba de vacío.

Se seca en estufa a 103- 105° C hasta peso constante.

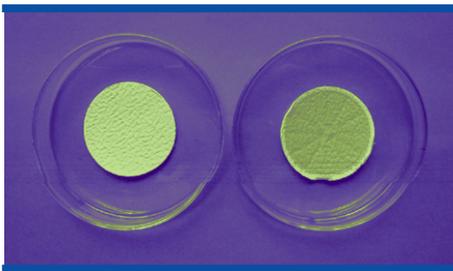
● Cálculos:

$$\text{Sólidos totales (mg/litro)} = \frac{[(A-B) * 1000]}{\text{Volumen de muestra (ml)}}$$

A: peso de residuo seco + filtro (mg)

B: tara del filtro (mg)

Filtros estándar para la determinación de sólidos totales en suspensión antes (placa izquierda) y después (placa derecha) del filtrado
© M.D. Curt



4. SÓLIDOS SEDIMENTABLES

4.1. Procedimiento

- Se llena un cono de Imhoff con la muestra bien homogeneizada, hasta la marca de 1 litro.

- Se deja sedimentar durante 45 minutos, removiendo a continuación suavemente las paredes del cono con una varilla o mediante rotación.

- Se mantiene en reposo durante 15 minutos más.

- Se registra el volumen de sólidos sedimentados en la parte inferior del cono. La determinación se expresa en mililitros de partículas sedimentadas por litro de muestra.



Ionómetro para el registro de las lecturas de electrodos selectivos
© M.D. Curt

5. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO EN AGUAS RESIDUALES (DQO)

5.1. Fundamento

La demanda química de oxígeno (DQO) es la cantidad de oxígeno consumido por las materias existentes en el agua, que son oxidables en condiciones operatorias definidas. La medida corresponde a una estimación de las materias oxidables presentes en el agua, ya sea su origen orgánico o inorgánico.

La determinación de DQO debe realizarse rápidamente después de la toma de muestras, para evitar la oxidación natural. En caso contrario, la muestra podría conservarse un cierto tiempo si se acidifica con ácido sulfúrico hasta pH = 2- 3. Sin embargo, esta opción deja de ser fiable en presencia de cloruros.

5.2. Principio del método del dicromato potásico

En condiciones definidas, ciertas materias contenidas en el agua se oxidan con un exceso de dicromato potásico, en medio ácido y en presencia de sulfato de plata y de sulfato de mercurio. El exceso de dicromato potásico se valora con sulfato de hierro y amonio.

5.3. Reactivos

- Sulfato de mercurio (Hg_2SO_4), para evitar interferencias de los haluros.
- Dicromato potásico ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) 0,25 N: Disolver 12,2588 g de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ previamente secado 24h en estufa a 105°C , en 1 litro de agua destilada.
- Solución de sulfato de plata en ácido sulfúrico: Disolver 5 g de Ag_2SO_4 en 540 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado (densidad 1.84).
- Solución de sulfato de hierro y amonio 0,25 N ($(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$ o SAL DE MOHR: Disolver 98,04 g de $(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$ en agua destilada. Añadir 20 ml de H_2SO_4 concentrado, enfriar y enrasar a 1 litro con agua

destilada. La solución debe estandarizarse diariamente, para determinar exactamente su normalidad, frente a la solución de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 0.25N.

- Indicador de DQO o solución de ferroína: Disolver 1,485 g de 1,10 fenantrolina ($\text{C}_{12}\text{H}_8\text{N}_2 \times \text{H}_2\text{O}$) y 0,695 g de sulfato de hierro heptahidrato en agua destilada, y llevar a volumen de 100 ml.

- Valoración de la sal de MOHR:

Diluir en un matraz erlenmeyer de 100 ml de capacidad, 10 ml de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 0,25 N con agua destilada, hasta aproximadamente 100 ml. Añadir 30 ml de ácido sulfúrico concentrado y enfriar. Añadir unas 5 gotas del indicador ferroína y valorar hasta viraje a rojo violáceo con sal de MOHR.

● Cálculos:

$$f = [\text{Volumen de } \text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2 \text{ 0,25 N utilizado} \times 0,25] / \text{Volumen de sal de MOHR consumido en la valoración.}$$

5.4. Procedimiento

- Se enciende la placa calefactora.
- Se pesan 0,44 g de HgSO_4 en matraz para reflujo de 100 ml. La cantidad propuesta de HgSO_4 es suficiente en la mayoría de los casos, para eliminar las posibles interferencias por Cl- en la muestra.
- Se colocan unas bolitas de vidrio en el matraz para favorecer la ebullición.
- Se añaden 20 ml de muestra.
- Se añaden lentamente 30 ml de la solución de sulfato de plata en ácido sulfúrico, con una pipeta de vertido, mezclando bien para disolver el HgSO_4 , y enfriar.
- Se añaden 12,5 ml de solución de dicromato potásico 0,25 N y se mezclan bien todos los productos añadidos.
- Sobre el matraz se dispone el elemento refrigerante (condensador del reflujo), y se somete a reflujo durante 2 horas.

- El conjunto se deja enfriar; el condensador del reflujo se lava con agua destilada, y después se separa el matraz del refrigerante.

- La muestra oxidada se diluye hasta 75 ml con agua destilada y se deja enfriar hasta temperatura ambiente.

- Se añaden unas 5 gotas del indicador ferroína.

- Se procede a valorar el exceso de dicromato con la sal de Mohr.

El punto final de análisis se toma cuando el color varía bruscamente de azul verdoso a pardo rojizo.

Este método resulta eficaz para muestras que tengan una DQO entre 50 y 800 mg/l. Para niveles superiores diluir el agua problema y para contenidos menores aplicar otro método.

● Cálculos:

$$\text{DQO (mg de oxígeno/litro)} = [(A-B) \times N \times 8000 \text{ J}] / \text{Volumen (ml) de muestra.}$$

A= Volumen (ml) de sal de Mohr gastado en el blanco.

B= Volumen (ml) de sal de Mohr gastado en la muestra.

N= Normalidad de la sal de Mohr.

6. DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO EN AGUAS RESIDUALES (DBO₅)

6.1. Fundamento

Esta prueba determina los requerimientos relativos de oxígeno de aguas residuales, efluentes y aguas contaminadas, para su degradación biológica. Expresa el grado de contaminación de un agua residual por materia orgánica degradable por oxidación biológica.

6.2. Principios del proceso

El agua residual contiene una cierta flora bacteriana, que tras un tiempo de incubación, actúa degradando la materia orgánica contenida en el agua residual. Si cierta cantidad del agua a analizar se introduce en un recipiente, y éste se cierra herméticamente, se crea un sistema que contiene el agua a analizar; con su flora bacteriana y aire, el cual contiene un 21% de oxígeno. En un tiempo determinado, los microorganismos consumen todo o parte del oxígeno contenido en el sistema al degradar la materia orgánica, liberando una cierta cantidad de anhídrido carbónico gaseoso. Suponiendo que se inhibe la nitrificación y que se retira del sistema el CO₂ gaseoso producido, la depresión que se registra en el sistema se deberá exclusivamente al descenso de la presión parcial del oxígeno, como consecuencia del consumo de oxígeno en la oxidación biológica de la materia orgánica. A continuación se describe la determinación de DBO con un periodo de incubación de cinco días (DBO₅) en biómetros diseñados a tal efecto (WTW- Oxitop). Estos biómetros están dotados de tapones con dispositivos de lectura de la presión parcial de los frascos. La captación del CO₂ gaseoso producido se efectúa por reacción con OHNa, que ha de disponerse al comienzo del ensayo en una cápsula diseñada a tal efecto, en el sistema.

6.3. Reactivos

- Disolución de alliltiurea: Disolver 5 g de alliltiurea reactivo en un litro de agua destilada.

Biómetros para la determinación de DBO dispuestos en cámara de incubación © M.D. Curt



Esta disolución se utilizará como inhibidor de la nitrificación.

- Sosa cáustica (OHNa) en perlas.

6.4. Procedimiento

- Se introduce una varilla agitadora (imán) en el interior del biómetro.
- Se añade el inhibidor de la nitrificación en una proporción equivalente a 20 gotas de la disolución de allitiourea por litro de muestra.
- Se ponen dos perlitas de OHNa en la cápsula diseñada a tal efecto.
- Se añade un volumen de muestra determinada en el biómetro. El volumen a utilizar depende del rango de DBO esperado, y está especificado en las instrucciones de uso del biómetro.
- Se coloca la cápsula conteniendo OHNa sobre la parte superior del biómetro, una vez que la muestra esté estable y no se observen burbujas de aire.
- Se cierra el biómetro con el correspondiente tapón-registrador; y se pone la lectura a cero.
- Se introduce el biómetro en cámara a 25°C y se enciende el agitador magnético. Se mantiene agitación suave constante durante todo el ensayo.
- Se realiza la lectura a los cinco días, siguiendo el procedimiento de lectura de la casa fabricante del biómetro. La DBO_5 final del agua analizada, expresada en mg de O_2 por litro de muestra, será la lectura obtenida en el biómetro multiplicada por el factor de dilución del ensayo. La correspondencia: factor de dilución a volumen de muestra introducido en el biómetro se indica en las instrucciones de uso del biómetro.

7. NITRÓGENO TOTAL

7.1. Principio del proceso

El principio del procedimiento que se describe a continuación (análisis elemental), se basa en una combustión inmediata de la muestra, que finalmente resulta en la liberación de todo el nitrógeno contenido en la muestra (N orgánico e inorgánico) en forma de nitrógeno gaseoso. El nitrógeno gaseoso se separa de otros compuestos gaseosos por cromatografía de gases, para procederse a su cuantificación.

7.2. Procedimiento

- La muestra se acidula previamente a pH 3. La determinación se debe efectuar con varias repeticiones por muestra (se aconsejan cuatro repeticiones).
- Se introduce una alícuota de 0,7 ml en una cápsula de estaño apropiada para análisis elemental.
- Las cápsulas se llevan al dispositivo automático de muestreo del analizador elemental.
- Se procede al ensayo de análisis elemental y determinación automática del contenido en nitrógeno de la muestra, vía electrónica en un ordenador preparado a tal efecto.



Analizador elemental para la determinación de nitrógeno total
© M.D. Curt

8. NITRÓGENO NÍTRICO

8.1. Principio del proceso

El procedimiento propuesto es mediante electrodos selectivos acoplados a un potenciómetro. El principio del proceso se basa en la generación de un potencial eléctrico cuando el electrodo de medida se pone en contacto con la muestra conteniendo nitratos. El rango de trabajo se sitúa entre 0,14 mg/l y 1400 mg/l. Los cloruros y los bicarbonatos pueden interferir en el análisis, así como otros aniones más infrecuentes en aguas. Se requiere electrodo de referencia de doble unión y electrodo selectivo de nitratos. El electrodo selectivo debe ajustarse a las condiciones de temperatura, pH y fuerza iónica de la muestra y de los patrones usados en la calibración para conseguir que las lecturas sean fiables.

8.2. Reactivos

- Electrodo de referencia:
- Electrolito interno: KCl 3 M. Se prepara con 22,365 g de KCl desecado en 100 ml de agua destilada.
- Electrolito intermedio y solución de reposo: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 1 M. Se prepara con 33,04 g de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ en 250 ml de agua destilada.
- Electrodo de medida.
- Solución para reposo: KNO_3 0,01 M (140 ppm N). Se prepara 0,5005 g de KNO_3 desecado en 500 ml de agua destilada.
- Patrón de 100 ppm de N- NO_3 . Se prepara con 0,3611 g de KNO_3 desecado, en 500 ml de agua destilada. A partir de este patrón de 100 ppm, preparar de 10 ppm y 1 ppm de N- NO_3 .
- Ajustador de fuerza iónica ISA/TISAB: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 0,1 M. Se prepara con 1,32 g en 100 ml de agua destilada. La concentración y cantidad de ISA está en función del rango de N- NO_3 que se espera encontrar.

8.3. Procedimiento

Para el caso de que no haya interferencias por cloro, las proporciones de alícuota y ajustador de fuerza iónica (ISA) son las siguientes:

- Para concentraciones de nitratos superiores a 1,4 g N- NO_3 /l se coge una alícuota de 50 ml de la solución a medir y se añade 5 ml de un ISA de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 1 M.
- Para concentraciones de nitratos entre 1,4 $\times 10^{-3}$ y 1,4 g N- NO_3 /l se coge una alícuota de 50 ml de la solución a medir y se añade 1 ml del ISA 0,1 M.
- Para concentraciones menores de 1,4 $\times 10^{-3}$, se coge una alícuota de 50 ml de la solución a medir y se añade 0,5 ml de un ISA 0,1 M diluido previamente a 1:4.

Se introducen los electrodos de referencia y lectura, y la sonda de temperatura en la muestra con el ISA, que debe mantenerse en agitación constante moderada. Cuando esté estable, se toma la lectura.

Si se prevén interferencias por cloro, para concentraciones esperadas de nitratos entre 1,4 $\times 10^{-3}$ y 1,4 g N- NO_3 /l, se coge una alícuota de 50 ml de la solución a medir y se añade 1 ml de un ISA 0,1 M al que se le hubiera añadido anteriormente 0,0343 g de Ag_2SO_4 por ml.

Si hay otro tipo de interferencias debe prepararse un ISA con eliminador de interferencias; el sulfato de aluminio elimina las de aniones orgánicos, el ácido bórico reduce la actividad bacteriana, al bajar el pH hasta 3- 4 elimina los carbonatos y bicarbonatos, el ácido sulfámico enmascara los nitratos. Un ISA con eliminador de interferencias podría ser el siguiente: 17,32 g de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, 1,28 g de ácido bórico, 3,43 g de Ag_2SO_4 y 2,52 g de ácido sulfámico, disueltos en agua destilada; la disolución se lleva a pH 3 con H_2SO_4 o NaOH y se enrasa a 1 litro. Para la determinación de nitratos, se toma una alícuota de 50 ml de la muestra, a la que se añaden 10 ml de la disolución anterior; a continuación se procede a la lectura potenciométrica.

9. NITRÓGENO AMONICAL

9.1. Principio del proceso

El procedimiento propuesto es mediante electrodos selectivos acoplados a un potenciómetro, cuyo principio ha quedado explicado en el epígrafe anterior (determinación de nitratos); en este caso se utiliza un electrodo selectivo de amonio.

9.2. Reactivos

- Patrón 100 ppm de N- NH_4 ($7,14 \times 10^{-3}$ M). Se prepara mediante 0,1909 g de NH_4Cl desecado, en 500 ml agua destilada. A partir de éste, se preparan los patrones de 10 y 1 ppm.

- NaOH 10 M: 200 g de NaOH en 500 ml de agua destilada.

- Solución para reposo largo (1 noche a semanas): NH_4Cl 0,05 M. Preparación: 0,6681 g NH_4Cl desecado, en 250 ml de agua destilada.

- Para reposo corto: 50 ml de patrón de 10 ppm de N- NH_4 + 0,5 ml NaOH 10 M.

9.3. Procedimiento

- Se lleva una alícuota de 50 ml del agua a analizar a un vaso de precipitados de 100 ml.

- Se añade una varilla agitadora (imán) y se somete la muestra a agitación moderada continua.

- Se introduce el electrodo de amonio.

- Se añade 0,5 ml de NaOH 10M y se procede a la lectura.

10. FÓSFORO TOTAL

10.1. Principio del proceso

El fósforo puede encontrarse en las aguas residuales disuelto o en partículas, ya sea en compuestos orgánicos o inorgánicos. Para liberar el fósforo que está combinado en la materia orgánica, es preciso someter la muestra de agua a un proceso de digestión ácida. Tras la digestión, el fósforo está en forma de ortofosfatos, que se determinan por métodos colorimétricos.

10.2. Reactivos

- Solución de ácido sulfúrico: Añadir cuidadosamente 30 ml de ácido sulfúrico concentrado a 60 ml de agua destilada y diluir a 100 ml.

- Persulfato amónico, $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$

- Hidróxido sódico OHNa 1N.

- Indicador de fenolftaleína.

- Solución de vanadato-molibdato amónico: se prepara en tres etapas; por un lado, se disuelven 25 g de $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \times 4\text{H}_2\text{O}$ en 400 ml de agua destilada; por otro lado, se disuelven 1,25 g de vanadato molibdato en 300 ml de agua destilada caliente, se deja enfriar la disolución y se añaden 250 ml de HNO_3 concentrado. Finalmente, las dos disoluciones se mezclan y se llevan a 1 litro.

- Patrón de 200 ppm de P. Se disuelven 0,8780 g de KH_2PO_4 desecado en 1 litro de agua destilada. A partir de este patrón se prepara un patrón de 20 ppm, que servirá para la calibración colorimétrica.

10.2. Procedimiento

- Se introduce 50 ml de muestra homogeneizada en un matraz erlenmeyer de 125 ml.

- Se añade 1 ml de la solución de ácido sulfúrico.

- Se añade 0,4 g de persulfato amónico.
 - Se lleva a ebullición, y se mantiene regularmente durante unos 45 minutos hasta tener un volumen final aproximado de 10 ml.
 - Se deja enfriar; y se añaden unos 10 ml de agua destilada y unas gotas del indicador fenolftaleína.
 - Se añade OHNa 1N hasta el viraje a coloración rosa de la fenolftaleína; la mezcla se decolora después añadiendo una gota de una disolución diluída de ácido sulfúrico.
 - Se lleva a 50 ml con agua destilada.
 - Se procede a la determinación de fósforo (ortofosfatos) siguiendo el método colorimétrico del vanadato-molibdato amónico. Las muestras digeridas deben diluirse convenientemente para que la concentración de fósforo final esté dentro del rango del método analítico.
 - Se lleva una alícuota de 5 ml de la muestra a matraz de 25 ml.
 - Se añaden 5 ml del reactivo vanadato-molibdato amónico.
 - Se enrasa a 25 ml con agua destilada.
 - Se agita bien la mezcla y se deja desarrollar el color durante 30 mn.
 - Se lee la absorbancia a 440 nm de longitud de onda.
 - Se procede de idéntica manera con alícuotas del patrón de 20 ppm de P, a fin de hallar una recta de calibración que comprenda el rango de 2 a 10 ppm de P.
- Cálculos:

$$P \text{ (ppm)} = [\text{Absorbancia} \times K \times 25 \times F] / 5$$

K: pendiente de la recta de calibración

F: factor de dilución de la muestra

11. ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO

El análisis microbiológico de las aguas residuales comprende, como determinaciones básicas, los microorganismos totales, coliformes totales y coliformes fecales. Existen en el mercado medios de cultivo específicos para cada una de estas determinaciones, como los suministrados por la casa Millipore. A continuación se describe un método rutinario basado en estos medios de cultivo comerciales.

11.1. Principios de proceso

Se trata de separar los microorganismos del agua por filtración a través de membranas filtrantes específicas y depositar las membranas con el residuo en cajas de petri, que contienen un medio de cultivo específico para el crecimiento de los microorganismos que se desea determinar; en un soporte de papel de filtro.

Todo el material que se utiliza debe estar esterilizado con el objeto de que no exista contaminación externa. La esterilización del material se realiza en autoclave a 121°C durante 20 minutos.

Los medios de cultivo propuestos son líquidos ya que estos medios tienen más facilidad para penetrar en los poros de las membranas y bañar la superficie de las mismas.

11.2. Medios de cultivo

Se indican los nombres comerciales de los medios de cultivo comercializados por Millipore:

- Medio de cultivo para el recuento de microorganismos totales: TGE (Tryptone Glucose Extract Broth).
- Medio de cultivo para el recuento de coliformes totales: m-Endo Total Coliform Broth.
- Medio de cultivo para el recuento de coliformes fecales: m-FC Broth.

11.3. Procedimiento

Se sigue la metodología de filtración sobre membranas, utilizando el medio de cultivo apropiado para el recuento de los distintos tipos de microorganismos. Para ello se toman inicialmente 10 ml de agua residual, se introducen en un matraz de 100 ml, y se enrasa con agua estéril. La dilución a realizar de la muestra depende del grado de contaminación esperado. Las etapas necesarias para los análisis microbiológicos son las siguientes:

*Material
para análisis
microbiológico
de aguas
residuales en
cámara de
flujo laminar*
© M.D. Curt



11.3.1. Preparación de las placas Petri

- Se abre la placa Petri, que contiene un soporte absorbente estéril.
- Se abre una ampolla de 2 ml del medio adecuado y se vierte sobre el soporte absorbente, distribuyéndolo por toda la superficie.

11.3.2. Filtración de la muestra

Se realiza en matraz kitasatos de vidrio sobre el que se sitúa un portafiltras de plástico dotado de disco filtrante de ésteres de celulosa con 0,45 μm de diámetro de poro.

- Se coloca la membrana en el filtro con la ayuda de unas pinzas esterilizadas.
- Se toman 10 ml de la muestra convenientemente diluida y se lleva al portafiltra.
- Se conecta la bomba de vacío, para filtrar la muestra. Los posibles microorganismos quedarán retenidos en el filtro.

- Se desconecta la bomba de vacío. Con las pinzas flameadas se toma el filtro y se coloca en la placa Petri preparada para la determinación microbiológica.

11.3.3. Incubación y recuento de colonias

- La placa Petri conteniendo el disco filtrante con el residuo se lleva a estufa termostatzada a 37 °C para la determinación de microorganismos totales y coliformes totales, o a 44,5 °C para la de coliformes fecales, durante un período de 24 horas.
- Tras la incubación, se procede al recuento de las colonias formadas en cada disco filtrante, expresando los resultados en millones de microorganismos por litro de agua. El color de las colonias desarrolladas en los medios indicados varía según el microorganismo que se trate:
 - Microorganismos totales: colonias de color amarillento.
 - Coliformes totales: colonias rojizas con brillo verde metálico.
 - Coliformes fecales: colonias de color azulado.



Bibliografía.

CAPÍTULO 1

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA. (1992). *Guidelines for Water Reuse. Manual EPA/625/R-92/004*. Washington, DC. Estados Unidos.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. (2002). *Environmental signals*. Copenhagen. Díaz-Lázaro Carrasco, José Antonio.

FUNDACIÓN EMPRESA DE LA UNIVERSIDAD DE GRANADA Y JUNTA DE ANDALUCÍA. (1994). *Reutilización de aguas residuales*. Granada.

HERNÁNDEZ MUÑOZ, A., GALÁN MARTÍNEZ, P., EDITORIAL PARANINFO (1995) *Manual de Depuración Uralita*. Sistemas de depuración de aguas residuales en núcleos de hasta 20.000 habitantes.

MOPU (1988). *Depuración de aguas residuales*. Madrid, España.

MORENO GRAU, M. D. MOPT (1991). *Depuración por lagunaje de aguas residuales*. Manual de Operadores. Madrid.

ORÚS, M.A., CAPAFONS, C., TUSELL, E. & MANTECÓN, R. (2003). *Estudio comparativo de los límites de vertido en las ordenanzas y reglamentos de aguas residuales industriales*. Tecnología del Agua. 243: 26-31.

UNESCO, WHO, UNEP (1992). *Water quality assessents*. Londres, Reino Unido.

CAPÍTULOS 2 Y 3

CRITES, R., TCHOBANOGLOUS, G. (2000). *Sistemas de manejo de aguas*

residuales para núcleos pequeños y descentralizados. McGraw-Hill. 1.082 pp.

DEGREMONT (1979). *Manual Técnico del Agua*. 4ª edición española, Artes Gráficas Grijelmo, Bilbao. 1.216 pp.

HERNÁNDEZ MUÑOZ, A., GALÁN MARTÍNEZ, P., EDITORIAL PARANINFO (1995) *Manual de Depuración Uralita*. Sistemas de depuración de aguas residuales en núcleos de hasta 20.000 habitantes

METCALF & EDDY, INC. (1995). *Ingeniería de Aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. McGraw-Hill. Tercera edición. 1.485 pp.

CAPÍTULO 4

COLLADO R. (1992). *Depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Colección Señor vol nº 12. 128 pp.

MORENO M.D., LUQUE J.(1991). *Depuración por lagunaje de aguas residuales. Manual de operadores*. MOPU, monografía de la Secretaría de Estado para Políticas del Agua y del Medio Ambiente. 169 pp.

REED S.C., CRITES R.W., MIDDLEBROOKS E.J (1995). *Natural systems for waste management and treatment*. Mc Graw -Hill, Inc. 434 pp.

ROMERO J.A. (1999). *Tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización*. Escuela colombiana de ingeniería. Editorial Alfaomega. 281 pp.

SEOANEZ M. (1995). *Aguas residua-*

les urbanas. Tratamientos de bajo costo y aprovechamiento. Mundi Prensa. Colección Ingeniería Medioambiental. 1995. 368 pp.

TRAGSATEC. (1993). *Tratamiento de aguas residuales, basuras y escombros en el ámbito rural*. Editorial Agrícola Española. Serie técnica. 405 pp.

CAPÍTULOS 5, 6 Y 7

ANSOLA G. (2001). *Utilización de humedales artificiales en la depuración de aguas residuales*. Publicado en "El Agua un bien para todos. Conservación, recuperación y usos" (P. Ramos ed). Ed. Universidad de Salamanca. ISBN 84-7800-855-1. pp.145 – 170.

BRIX, H. (1997). *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* Water Science Technology 35(5), pp. 11-17.

CLEVERING, O.A., LISSNER, J. (1999). *Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of Phragmites australis*. Aquatic Botany 64, pp. 185-208.

EPA (United States Environmental Protection Agency) (1988). *Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment*. Design manual EPA/625/1-88/022. 83 pp.

EPA (United States Environmental Protection Agency) (1999). *Constructed wetlands. Treatment of municipal wastewaters*. Manual EPA/625/R-99/010. 165 pp.

EPA (United States Environmental Protection Agency) (2000 a). *Wetlands: Subsurface flow*. Wastewater

Technology. Fact Sheet EPA 832-F-00-023. Disponible en Internet.

EPA (United States Environmental Protection Agency) (2000 b). **Free Water Surface Wetlands**. Waste Water Technology. Fact Sheet 832-F-00-024. Disponible en Internet.

FERNÁNDEZ, J. (2001). **Filtro auto-flotante de macrofitas para la depuración de aguas residuales**. Publicado en "El Agua un bien para todos. Conservación, recuperación y usos" (P.Ramos ed). Ed. Universidad de Salamanca. ISBN 84-7800-855-1. pp. 171-179.

GRSBERG, R.M., ELKINS, B.V., LYON, S.R., GOLDMAN, C.R. (1986). **Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands**. Water Research 20 (3), pp. 363-368.

GRACE, J.B., WETZEL, R.G. (1998). **Long-term dynamics of Typha populations**. Aquatic Botany 61, pp. 137-146.

HAMMER D.A. –editor– (1989). **Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Actas de "First International Conference on Constructed Wetlands Treatment" celebrada en Chattanooga. Tennessee junio 13-17 1988. Lewis publishers, INC. ISBN 0-87371-184-X. 831 pp.

HERNÁNDEZ M. A., HERNÁNDEZ L. A., GALÁN P. (2004). **Manual de depuración Uralita**. Edit. Paraninfo. 429 pp.

MARTIN, I., FERNANDEZ, J. (1992). **Nutrient dynamics and growth of a cattail crop (Typha latifolia L.) developed in an effluent with high eutrophic potential-application to wastewater purification systems**. Bioresource Technology 42, pp. 7-12.

HASLAM, S.M. (1972). **Phragmites**

communis Trin. The Journal of Ecology 60(2), pp. 585-610.

KADLEC R.H., KNIGHT R.L. (1996). **Treatment wetlands**. Lewis Publishers en CRC press. ISBN 0-87371-930-I. 893 pp.

MOSHIRI G.A. (1993). **Constructed wetlands for water quality improvement**. Lewis Publishers en CRC press. ISBN 0-87371-550-O. 632 pp.

SMITH, S.G. (1967). **Experimental and natural hybrids in North American Typha (Typhaceae)**. The American Midland Naturalist, 78, pp. 257-287.

REED S.C., CRITES R.W., MIDDLEBROOKS E.J. (1995). **Natural systems for waste management and treatment**. Mc Graw –Hill, Inc . 434 pp.

TUTIN, T.G., HEYWOOD, V.H., BURGESS, N.A., MOORE, D.M., VALENTINE, D.H., WALTERS, S.M., WEBB, D.A. (Ed.) (1980). **Flora Europaea, volume 5 (Monocotyledones)**. Cambridge University Press, Cambridge. 452 pp.

CAPÍTULOS 8 Y 9

GALÁN R. (coordinador) (1996). **Jornadas sobre utilización de geosintéticos en ingeniería rural**. Ministerio de Agricultura, pesca y alimentación ISBN 84-491-0180-8. 196 pp.

TRUEBA J.I., LEVENFIELD G., MARCO J.L. (1997). **Teoría de proyectos**. Monografía del Departamento de Publicaciones de la E.T.S de Ingenieros Agrónomos de Madrid. 186 pp.

MÉTODOS ANALÍTICOS

APHA (American Public Health Association) (1999). **Standard**

Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition. I.134 pp

MARIN, R. (1995) **Análisis de aguas y ensayos de tratamiento**. GPE (Gestió i Promoció Editorial) S.A. 719 pp.

RODIER, J. (1990). **Análisis de las aguas**. Ediciones Omega, Barcelona. I.059 pp.

RUMP, H.H., KRIST, H. (1992). **Laboratory manual for the examination of water, waste water and soil**. VCH. Weinheim. 190 pp.

