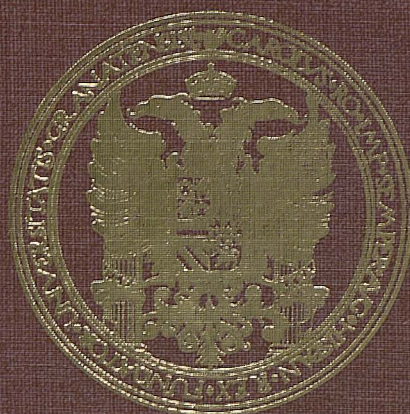


UNIVERSIDAD DE GRANADA
E.T.S. DE INGENIEROS DE CAMINOS,
CANALES Y PUERTOS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL,



**EVALUACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE DISEÑO
Y TIPO DE TURBA PARA LA DEPURACIÓN DE AGUAS
RESIDUALES URBANAS**

Jorge Ignacio Pérez Pérez

Tesis Doctoral

Para la obtención del
GRADO DE DOCTOR EN INGENIERÍA DE
CAMINOS, CANALES Y PUERTOS

Granada, 2001

UNIVERSIDAD DE GRANADA

**E.T.S. DE INGENIEROS DE CAMINOS,
CANALES Y PUERTOS**

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL



**EVALUACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE DISEÑO
Y TIPO DE TURBA PARA LA DEPURACIÓN DE AGUAS
RESIDUALES URBANAS**

Jorge Ignacio Pérez Pérez

Tesis Doctoral

**Para la obtención del
GRADO DE DOCTOR EN INGENIERÍA DE
CAMINOS, CANALES Y PUERTOS**

Granada, 2001

UNIVERSIDAD DE GRANADA

**E.T.S. DE INGENIEROS DE CAMINOS,
CANALES Y PUERTOS**

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL



**EVALUACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE DISEÑO
Y TIPO DE TURBA PARA LA DEPURACIÓN DE AGUAS
RESIDUALES URBANAS**

Jorge Ignacio Pérez Pérez

Tesis Doctoral

**Para la obtención del
GRADO DE DOCTOR EN INGENIERÍA DE
CAMINOS, CANALES Y PUERTOS**

**Directores:
MONTSERRAT ZAMORANO TORO
MIGUEL ÁNGEL GÓMEZ NIETO**

Granada, 2001

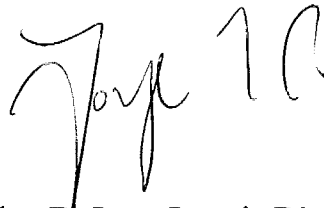
UNIVERSIDAD DE GRANADA

**E.T.S. DE INGENIEROS DE CAMINOS,
CANALES Y PUERTOS**

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

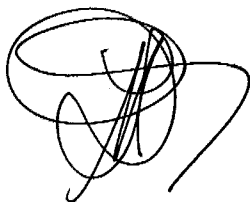
**Evaluación de los parámetros de diseño y tipo de turba para la
depuración de aguas residuales urbanas.**

Memoria presentada por D. Jorge Ignacio Pérez Pérez para
aspirar al grado de Doctor en Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos.



Fdo.: D. Jorge Ignacio Pérez Pérez

Directores:



Fdo. Dña. Montserrat Zamorano Toro
Profesor del Área de Tecnologías
del Medio Ambiente.
Departamento de Ingeniería Civil.
Universidad de Granada.



Fdo. D. Miguel Ángel Gómez Nieto
Profesor del Área de Tecnologías
del Medio Ambiente.
Departamento de Ingeniería Civil.
Universidad de Granada.

Granada, 2001

Este trabajo fue financiado por la Diputación Provincial de Granada a través del Proyecto "Seguimiento y Control analítico de las estaciones depuradoras de lechos de turba de los Núcleos de Villanueva de las Torres, Torrecardela, Piñar, Jayena y Güejar-Sierra, pertenecientes a la Provincia de Granada".

AGRADECIMIENTOS

A lo largo de los últimos cuatro años que ha durado esta investigación he contado con la colaboración y aportación desinteresada de muchas personas. Sin su ayuda no hubiera sido posible la finalización de este trabajo. Quiero hacer notar mi mas sincero agradecimiento a las personas, instituciones y empresas que lo han hecho posible.

En primer lugar a mis Directores de tesis, D. Miguel Angel Gómez Nieto y Dña. Montserrat Zamorano Toro, impulsores del esfuerzo que este trabajo ha significado.

A la Diputación Provincial de Granada, en especial al Director del Área de Obras y Servicios, Medio Ambiente y A. M., D. Jesus Beas Torroba.

A los compañeros del Grupo de Investigación MITA (Cátedra de Ingeniería Sanitaria y Ambiental) de la Universidad de Granada, Dña. Begoña Moreno Escobar y, especialmente a D. Angel Ramos Ridao.

A la Sociedad de Turbas de El Padul y, en particular, a su gerente D. Joaquín Tobar. Al Jefe del Departamento de I+D, D. Rogelio García de la empresa INFERTOSA (Industrias y Fertilizantes Orgánicas, S.A.). A la empresa VALIMEX, S.L. y en especial, al Jefe del Departamento Técnico, D. Fernando J. Feliú. A la empresa TOLSA, S.A., y en particular, al Jefe del Departamento de Consumo, D. Augusto Barcenilla.

A mis compañeros de la empresa ASITEC, Ingeniería, Urbanismo y Medio Ambiente, por sus consejos y apoyo continuo.

Agradezco especialmente al Tutor de esta Tesis, D. Ernesto Hontoria García, Catedrático de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, su desinteresada ayuda y su apoyo continuo, permitiendo la realización de esta investigación.

Y por último, a mi familia y a Chary por su confianza y animos en los momentos que mas lo necesitaba.

A mis padres, Hugo Francisco y Ana

RESUMEN

Los parámetros de contaminación del efluente obtenidos de estaciones depuradoras mediante lechos de turba en la Provincia de Granada (Villanueva de las Torres, Torrecardela, Piñar, y Jayena), se analizaron durante un período de una año, con la idea de evaluar el grado de cumplimiento con la Directiva 271/91/CEE, y la incidencia de la explotación sobre los parámetros de control de la contaminación fijados en la legislación. Se ha comprobado que a esta escala no se han cumplido las especificaciones legislativas y que la explotación incide directamente en los parámetros analíticos de control.

La necesidad de ampliar el estudio a otros tipos de turbas, y diferentes condiciones de funcionamiento (inundación o precolación) y valores crecientes de carga hidráulica para comprobar su influencia en la efectividad del proceso fue objetivo de este trabajo de investigación. Para estos sistemas, se observaron comportamientos diferentes según la turba utilizada, y según el régimen de funcionamiento. El funcionamiento mediante inundación consigue menores rendimientos que por precolación independientemente del tipo de turba utilizada y de la carga hidráulica, además de no conseguir cumplir con las exigencias legislativas. El sistema funcionó como un filtro con gran eliminación de sólidos en suspensión sin depender de la turba utilizada ni de la carga hidráulica, mientras que para la eliminación de DQO y DBO₅, ambos parámetros inciden directamente en los resultados obtenidos.

ABSTRACT

The effluent pollution parameters obtained from water treatment plants through peat bed in the province of Granada (Villanueva de las Torres, Torrecardela, Piñar y Jayena), were analyzed over a one year period. The objective of this exercise was to evaluate the degree of adherence to the Directive 271/91/EEC and the impact of the management over the pollution control parameters set in the legislation. Using this scale, it was proven that the legislative specifications were not met and that the management directly impacts the analytical control parameters.

The objective of this research was to establish the need to broaden the scope of this exercise to other types of peat's and different working conditions (trickling or submerged) as well as the growing values of hydraulic load to determine the influence and the effectiveness of the process. Different behaviors were observed depending on the peat utilized and the different working conditions. Irrespective of the peat utilized and the hydraulic load, the usage of submerged methods delivers lower performance than using trickling methods. Moreover, the results from usage of submerged methods did not meet the legislative requirements. The system worked as a filter with great power to eliminate suspended solids irrespective of the peat utilized or the hydraulic load. On the other hand, both parameters directly impacted the results obtained when eliminating DQO and DBO₅.

INDICE

I.-	<u>INTRODUCCIÓN</u>	I.1
I.1.-	EVOLUCIÓN DE LA CONCIENCIACIÓN MEDIOAMBIENTAL	I.1
I.2.-	NORMATIVA	I.7
I.3.-	BASE PARA ESTABLECER EL NIVEL DE DEPURACIÓN	I.15
I.4.-	TIPOLOGÍA DE LOS MUNICIPIOS	I.20
I.5.-	PROBLEMAS ESPECÍFICOS DE LOS PEQUEÑOS NÚCLEOS	I.23
I.6.-	DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS	I.24
I.7.-	LA TURBA: PROPIEDADES, CRITERIOS Y EVALUACIÓN	I.31
I.7.1.-	TURBA. DEFINICIÓN	I.31
I.7.2.-	CLASIFICACIÓN DE LAS TURBAS	I.32
I.7.3.-	PROPIEDADES DE LA TURBA	I.40
I.7.4.-	ALTERACIONES EN LAS PROPIEDADES DE LA TURBA	I.50
I.7.5.-	APLICABILIDAD DE LA TURBA A LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS	I.51
II.-	<u>OBJETIVOS PREVIOS</u>	II.1
III.-	<u>VARIABLES</u>	III.1
IV.-	<u>PARÁMETROS</u>	IV.1
V.-	<u>METODOLOGÍA ANALÍTICA</u>	V.1

VI.- <u>INVESTIGACIÓN DE CHOQUE</u>	VI.1
VI.1. PLANTAS UTILIZADAS EN LA INVESTIGACIÓN	VI.2
VI.1.1. VILLANUEVA DE LOS TORRES	VI.3
VI.1.2. TORRECARDELA	VI.10
VI.1.3. PIÑAR	VI.16
VI.1.4. JAYENA	VI.24
VI.2. ANÁLISIS COMPARATIVO DEL DISEÑO DE LAS DEPURADORAS	VI.31
VI.3. VARIABLES Y PARÁMETROS DEL ESTUDIO ESTADÍSTICO	VI.34
VI.4. PREPARACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN	VI.39
VI.4.1. MEDICIÓN DE CAUDAL	VI.39
VI.4.2. MEDIDAS DE CAUDAL EN CANALES	VI.40
VI.4.3. CÁLCULO DEL CAUDAL	VI.43
VI.5. PLAN DE TRABAJO	VI.46
VI.6.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN	VI.48
VI.6.1.- VILLANUEVA DE LAS TORRES	VI.57
VI.6.2.- TORRECARDELA	VI.63
VI.6.3.- PIÑAR	VI.69
VI.6.4.- JAYENA	VI.75
VI.7.- DISCUSIÓN	VI.81
VII.- <u>CONCLUSIONES PREVIAS</u>	VII.1
VIII.- <u>MODIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN DE CHOQUE Y PLANTA PILOTO</u>	VIII.1

IX.- <u>INVESTIGACIÓN DE FONDO</u>	IX.1
IX.1.- OBJETIVOS	IX.1
IX.2.- VARIABLES A CONSIDERAR	IX.3
IX.3.- PARÁMETROS	IX.4
▪ Características del influente y efluente	IX.4
▪ Parámetros dependientes del proceso	IX.5
IX.4.- PLAN DE TRABAJO	IX.5
IX.5.- FASE I:	IX.6
IX.6.- FASE II:	IX.21
IX.7.- COMPARACIÓN Y DISCUSIÓN	IX.35
IX.8.- FASE III.	IX.56
IX.9.- DISCUSIÓN	IX.71
X.- <u>CONCLUSIONES FINALES</u>	X.1
XI.- <u>LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN</u>	XI.1
APÉNDICE I.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	

I.- INTRODUCCIÓN

I.- INTRODUCCIÓN

I.1.- EVOLUCIÓN DE LA CONCIENCIACIÓN MEDIOAMBIENTAL

A lo largo de la historia de la humanidad, el hombre ha mostrado escaso interés por los problemas del Medio Ambiente (deterioro de las condiciones ambientales y agotamiento de los recursos). Desde hace poco tiempo, se ha producido una concienciación en la necesidad de usar adecuadamente el patrimonio natural, por lo que los problemas del Medio Ambiente se han incorporado como factor de decisión para el desarrollo de nuestra sociedad.

El Medio Ambiente no se consideraba factor de decisión ya que existía la creencia dominante en la inagotabilidad de los recursos naturales y una fe ciega en las capacidades tecnológicas que resolverían cualquier problema relacionado con la degradación Medioambiental.

La compatibilidad o no entre conservación del Medio Ambiente y Desarrollo Económico queda marcada por la crisis del petróleo que fue el primer aviso serio sobre la capacidad de autorregeneración del Planeta. Las primeras iniciativas mundiales, tanto en términos de investigación científica como de actuación política, tienen como preocupación fundamental la generación de problemas ambientales globales (deterioro de la capa de ozono, efecto invernadero, deforestación y pérdida de biodiversidad) y locales (contaminación atmosférica, hídrica, erosión, deterioro del medio rural y urbano), así como el aumento de población de los países subdesarrollados.

La "Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Humano" (1972) celebrada en Estocolmo y la aparición del Primer Informe al Club de Roma "Los límites del crecimiento económico" (Meadows, 1972) supusieron el punto de partida para la concienciación mundial en problemas ambientales.

En la antesala de la Conferencia de Estocolmo, "Desarrollo económico" y "Medio Ambiente" se tratan como términos antagónicos. El debate se presenta desde una doble óptica: por un lado, los países ricos ven este debate como una alarmista política de "crecimiento cero", por otro, los países pobres lo ven como una condena a padecer para siempre condiciones de subdesarrollo. En resumen, esta Conferencia sentaba las bases conceptuales para entender las relaciones Desarrollo-Medio Ambiente:

- El crecimiento económico no implica desarrollo.
- Los bienes naturales son finitos.
- Los problemas ambientales son diferentes en función del grado de desarrollo de cada región.
- Se inicia la etapa de "preocupación ambiental".

En el informe "los límites del crecimiento" al Club de Roma se contemplan los escenarios de funcionamiento del planeta en la hipótesis de crecimiento espontáneo y de modificación de las pautas de crecimiento por aceptación de ciertos límites. Este informe (elaborado por prestigiosos investigadores del Instituto Tecnológico de Massachussets y tachado de catastrofista) permitió llamar la atención sobre los efectos en la autorregeneración del Planeta de una población creciente cada día mas productivista y consumista.

La aparición del informe "Nuestro Futuro Común" en 1987, de la Comisión Brudlandt cambio la consideración conceptual de la relación conservación-desarrollo, apareciendo por primera vez el término "**Desarrollo sostenible**" como "aquél que satisface las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades". El crecimiento debe existir, pero siempre que no socave la integridad del Medio Ambiente sobre el que se sustentan las actividades productivas.

La Asamblea General de Naciones Unidas acordó celebrar en 1992 una segunda conferencia mundial sobre temas medioambientales. En esta Conferencia, celebrada en Río de Janeiro, se formalizan los términos y conceptos de referencia del debate desarrollo-Medio Ambiente, que fueron explicitados en 1987 con el informe de la Comisión Brudlandt.

La creación de la Comunidad Económica Europea en 1957 surge con la carencia de mandatos explícitos en materia de Medio Ambiente. Esto es así por la tardía preocupación en cuestiones ambientales que, puede afirmarse, arranca en 1972. Así, los primeros años de creación del Mercado Europeo, que coinciden con un período de fuerte crecimiento industrial y grandes transformaciones urbanas y territoriales en los países del norte, se desenvuelven en ausencia de una política ambiental, propiamente dicha, a nivel comunitario.

La consecución de un mercado único sólo sería posible en la medida en que hubiera una política ambiental de carácter común que impidiera la aplicación de normas y medidas contradictorias por parte de los estados miembros. La celebración de la cumbre de Estocolmo en 1972 originó el mismo año la convocatoria de la Cumbre de París, punto de partida de la política medioambiental comunitaria. A partir de ese momento se inician una serie de acciones para formular unos criterios generales, base de la referida política, que se plasman en los programas de acción en materia de Medio Ambiente, de los que han sido aprobados, hasta el momento un total de cinco.

El primer programa (1973-1977) coincide con el inicio de una crisis económica que se prolongará hasta los años 80. Las preocupaciones del primer programa se orientan a la corrección de algunas de las consecuencias ambientales menos deseables del modelo de desarrollo de los años 50 y 60. El planteamiento se orienta a la lucha contra la contaminación y las perturbaciones del sistema productivo aún de una manera preventiva ajena al sistema económico. Aporta los principios de

prevención, subsidiaridad, restauración y corrección de los deterioros o el principio de contaminador-pagador (también entendido como principio de no subvención). Aporta una definición de acciones relativas a la lucha contra la contaminación, encaminadas a desarrollar análisis y estudios sobre determinadas sustancias y productos que influyen sobre la salud humana y la calidad de vida. El esfuerzo fundamental se centró en fijar límites objetivos a la presencia de contaminantes concretos en el medio según sustancias (plomo, mercurio, cadmio, compuestos órgano-halógenos y organofosforados, hidrocarburos, compuestos de azufre y óxidos de nitrógeno y de carbono, amianto y vanadio se consideraron entonces, entre otros, como sustancias prioritarias) y homogeneizar las normas de calidad de los productos finales en la perspectiva del mercado común (principalmente el Programa se centró en la regulación de los vehículos de motor y sus combustibles, detergentes, pinturas y barnices, disolventes, productos explosivos, plaguicidas, propiedades químicas de los envases, impacto acústico, etc. así como en la gestión de residuos sólidos). La salvaguarda del medio natural y la ordenación del territorio reciben un tratamiento más genérico y no dieron lugar a acciones legislativas.

El segundo Programa de acción (1978-1982) continua el primer programa en cuanto a la corrección de las llamadas perturbaciones sobre el medio (contaminación y residuos). Es novedoso en cuanto, por ejemplo, a las medidas relativas a la protección de flora y fauna, la primera alusión a un procedimiento común de evaluación de las repercusiones de las actividades en el medio ambiente (que, sin embargo, no se pondría en marcha durante la vigencia de este Segundo Programa), a la ordenación y gestión racional del espacio y los recursos naturales y la gestión de desechos.

El Tercer Programa (1983-1987) introduce novedades sustanciales de enfoque. El primer objetivo del Programa es la integración de la dimensión del medio ambiente en las demás políticas, reafirmando el mecanismo de la evaluación de las incidencias sobre el medio; sólo en tercer lugar se cita ahora la reducción de

las contaminaciones y perturbaciones, acciones que siguen mereciendo una atención especial, pero que se suponen subsumidas y orientadas por una estrategia medioambiental más global.

En un contexto de crisis socioeconómica y graves problemas energéticos, el 3er Programa ponía un énfasis especial en la vinculación entre la política ambiental y la creación de puestos de trabajo alrededor de una emergente industria ambiental, así como en las consecuencias del uso de recursos energéticos alternativos al petróleo.

Por lo que respecta a la protección de la flora y la fauna, se introduce por primera vez, aun cuando no se señalen acciones específicas, la necesidad de contemplar dicha protección en el marco de los espacios naturales y los hábitat, más allá de la perspectiva fraccionada de los primeros programas (avifauna, especies concretas en peligro de extinción, etc.). Se apunta también la necesidad de contar con instrumentos o fondos financieros específicos del medio ambiente.

El Cuarto Programa (1988-1992), con el Acta Única europea ya aprobada, avanza en la consideración del Medio Ambiente como parte integrante de todas las políticas comunitarias. Este programa incluye la necesidad de poner en marcha y exigir el cumplimiento del principio de "quien contamina paga". Se plantea superar una visión excesivamente sectorial, en la que se contemplaban sustancias contaminantes y medios receptores de forma aislada, de manera que se tengan en cuenta las interacciones entre diversos contaminantes sobre un medio receptor y las transferencias de contaminación entre diversos medio receptores. Este programa plantea el cruce horizontal de las políticas medioambientales con el resto de políticas sectoriales, y entre ellas la política económica, por primera vez. Asimismo, contempla la creación de instrumentos propios de la política ambiental, tales como los estudios de evaluación ambiental.

El quinto programa de acción en materia de medio ambiente y desarrollo sostenible, sin vigencia temporal concreta, además de considerar los temas ambientales generalmente aceptados (contaminación, residuos, riesgos, agua, flora y fauna), comienza por definir una serie de sectores económicos considerados clave para influir en el modelo de desarrollo económico desde la perspectiva de la sostenibilidad: Industria, energía, transporte, actividades agrarias, y turismo. La nueva estrategia comunitaria consiste en crear una relación distinta entre los principales grupos de agentes (poderes públicos, empresas y opinión pública) y los principales sectores económicos por medio de una amplia e integrada gama de instrumentos y bajo la tutela de una serie de principios que regirán las diferentes decisiones políticas: “principios de prevención”, de “solidaridad compartida” y de “quien contamina paga”.

Junto a todos estos programas, de carácter general, han venido apareciendo Reglamentos y Directivas que regulan aspectos más concretos de la conservación y protección medioambiental y de los recursos naturales. Así pueden citarse las Directivas de aves, de hábitats o los **Reglamentos de Aguas Residuales** y de aire, entre otros.

Hasta aquí se ha analizado brevemente la historia de la concienciación medioambiental desde la óptica de la política comunitaria y la manera en que se intercalaba en las distintas actividades aportando y obligando a adoptar criterios ambientales de decisión para acometer distintas actividades.

I.2.- NORMATIVA

Se hace a continuación un análisis de la normativa vigente en materia de depuración, tanto europea como nacional, con la finalidad de poder contrastar posteriormente los límites impuestos y los resultados en depuración obtenidos en este trabajo de investigación.

Legislación comunitaria europea

“El objetivo estratégico de conservación y uso racional de los recursos hidráulicos pasa inexorablemente por la interrupción de los vertidos insuficientemente tratados a los cuerpos receptores” (Cajigas, A.)

Esta es una de las conclusiones a las que se llega en el Seminario sobre “Gestión de las Aguas Residuales” celebrado en Munich en 1990 y organizado por la Comisión Económica para Europa de Naciones Unidas.

Entre los objetivos de una gestión de recursos hidráulicos adecuada está la protección de calidad de los mismos mediante la Prevención y el Control de los vertidos. Para proteger la calidad de los recursos hidráulicos hay dos enfoques distintos que implican conceptos diferentes en relación a la planificación del control de la contaminación:

- Normas de inmisión
- Normas de emisión

Para fijar normas de inmisión se debe empezar por establecer objetivos de calidad que vendrán definidos por una serie de características cualitativas del agua para satisfacer los fines u objetivos a que vaya destinada, como puede ser riego agrícola, salvaguarda de sistemas ecológicos, abastecimiento público,... Se debe

pues corregir los vertidos en función de la calidad deseable en comparación con la calidad existente.

Las normas de emisión, en cambio, impone límites a las características de los vertidos. Se basa en la anticipación sin tener en cuenta la capacidad de asimilación del medio. Simplifica la gestión sin recurrir a complejos sistemas de simulación. Como es evidente, estas normas no representan el óptimo económico. En cambio, desde el punto de vista práctico, es el más fácil y simple de aplicación.

Una política efectiva para el control de la contaminación deberá tener presente las normas de emisión y objetivos de calidad.

La Directiva comunitaria relativa al tratamiento de las aguas residuales (91/271) contiene estipulaciones relativas al transporte, tratamiento y descarga de las aguas residuales y de los vertidos de ciertos sectores industriales a fin de proteger el medio ambiente de sus efectos negativos (Art.1º).

Se incluyen algunas de las estipulaciones más significativas en cuanto a aguas residuales urbanas:

- Las aguas residuales urbanas deberán someterse antes de su vertido a un tratamiento secundario o equivalente, en función de la población servida. (Art. 4).
- Si los vertidos son descargados en áreas denominadas "sensibles" estos deberán someterse a un tratamiento más restrictivo que el descrito como secundario, ya que no sólo se tendrán en cuenta los parámetros de contaminación carbonada, sino también los nutrientes (nitrógeno y fósforo). (Art. 5).
- Para el caso de vertidos al mar o estuarios en áreas denominadas "menos sensibles", los vertidos podrán recibir un tratamiento primario

siempre y cuando estudios pertinentes indiquen que ello no afectará de forma negativa al medio ambiente (Art. 6). Los núcleos de población afectados en este caso serán:

<150.000 h-eq. en mar

<10.000 h-eq. en estuarios

- Se vigilará que las plantas de tratamiento, construidas para cumplir las exigencias descritas, estén diseñadas, construidas, operadas y mantenidas para asegurar el rendimiento suficiente bajo condiciones climáticas normales. Cuando se diseñe una ED se deberán tener en cuenta las variaciones estacionales de carga (Art. 10).
- La Directiva hace igualmente referencia a la necesidad de control de los vertidos, información al público, así como a los programas que los Estados miembros deben poner en marcha para la ejecución de la misma (Art.15).
- Las autoridades competentes controlaran los vertidos de las ED para verificar el cumplimiento de la calidad del efluente así como las cantidades y composición de los fangos vertidos en aguas superficiales.
- Los Estados miembros asegurarán que cada dos años se publique un informe sobre la situación de los vertidos de aguas residuales y eliminación final de los fangos.

En la tabla nº 1 se enumeran las Directivas de la Unión Europea relacionadas con la Calidad de aguas, Objetivos de Calidad y Límites de vertidos.

En las tablas 3, 4, y 5 se indican los requisitos mínimos que exige la Directiva 91/271 ya que estos son decisivos a la hora de evaluar los rendimientos obtenidos en nuestro estudio.

La Directiva establece los tipos de tratamiento que deben de aplicarse en aglomeraciones urbanas, en función de su población equivalente, del medio receptor del vertido (aguas dulces, estuarios o aguas costeras) y de la sensibilidad del medio. Estas prescripciones se resumen en la tabla nº 5.

Tabla I.1.- Legislación europea relativa a calidad de aguas

CALIDAD DEL AGUA PARA EL CONSUMO HUMANO	CALIDAD DEL AGUA PARA OTROS USOS	LIMITES DE VERTIDOS Y OBJETIVOS DE CALIDAD
Directiva 75/440/U.E. Aguas destinadas a la producción de agua potable.	Directiva 75/160/U.E. Calidad de las aguas de baño.	Directiva 76/464/ U.E. Contaminación por determinadas sustancias peligrosas.
Directiva 79/869/U.E. Análisis de las aguas potables.	Directiva 78/659/U.E. Aguas continentales aptas para la vida de los peces	Directiva 80/68/U.E. Protección de las aguas subterráneas.
Directiva 80/778/U.E. Aguas destinadas al consumo humano	Directiva 79/923/U.E. Aguas para cría de moluscos	Directiva 82/176/U.E y 84/156. Vertidos de mercurio
	Directiva 91/492/U.E. Calidad de agua para producción de mariscos y otros invertebrados vivos	Directiva 83/513/U.E. Vertidos de Cadmio
		Directiva 84/491/U.E. Vertidos de hexaclorociclohexano
		Directiva 86/280/U.E. Vertidos de determinadas sustancias peligrosas
		Directiva 91/271/U.E. Depuración de aguas residuales urbanas
		Directiva 91/676/U.E. Protección de aguas contra la contaminación por nitratos
		Directiva 91/692/U.E. Normalización de informes
		Directiva 86/278/U.E. Empleo de lodos en agricultura

Legislación española

La necesidad de depurar los vertidos residuales previamente a su evacuación final al medio, surge ya del reconocimiento unánime (*Art. 45.1 de la Constitución Española*) de que *"todos tienen el derecho de disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo de la persona, así como el deber de conservarlo"*. En este sentido *"los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva"*. (*Art. 45.2 C.E*)

En esta línea, la Ley de Aguas y la Ley de Costas, así como los reglamentos que las desarrollan, son los pilares fundamentales de la legislación española por cuanto se refiere a aguas continentales y aguas litorales, respectivamente, y en ellas se contemplan los mecanismos jurídico-administrativos necesarios para garantizar la protección de la calidad de las aguas.

En la Resolución de 28 de Abril de 1995 se aprueba el **Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales**. Este documento tiene como finalidad fijar las directrices y los escenarios de financiación del Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales 1995-2005. El objetivo básico de este Plan es el de garantizar la calidad de la depuración y del vertido de las aguas residuales urbanas, acorde con los criterios de la Unión Europea, mediante la integración y coherencia de las inversiones de los tres niveles de la Administración, y el desarrollo normativo básico propiciado por la Secretaria de Estado de Medio Ambiente y Vivienda. El Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales constituye una pieza fundamental de la política de gestión del dominio público hidráulico. Va acompañado de varias disposiciones normativas entre las que se destaca la transposición de la Directiva 91/271/CEE.

El Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establece las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, ha incorporado al ordenamiento jurídico interno los preceptos de la Directiva 91/271/CEE, de 21 de mayo, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, cuyo contenido no estaba incluido en el Título V de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, o en el Título III de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas. En este Real Decreto-ley se impone a determinadas aglomeraciones urbanas la obligación de disponer de sistemas de colectores para la recogida y conducción de las aguas residuales, y de aplicar a éstas distintos tratamientos antes de su vertido a las aguas continentales o marítimas. En la determinación de estos tratamientos se tiene en cuenta si los vertidos se efectúan en "zonas sensibles" o en "zonas menos sensibles", lo que determinará un tratamiento más o menos riguroso.

El Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, completa la incorporación de la citada Directiva comunitaria, desarrollando lo dispuesto en el Real Decreto-ley 11/1995 de 28 de diciembre, para lo cual fija los requisitos técnicos que deberán cumplir los sistemas de colectores y las instalaciones de tratamiento de las aguas residuales, los requisitos de los vertidos procedentes de instalaciones secundarias o de aquellos que vayan a realizarse en zonas sensibles y regula el tratamiento previo de los vertidos de las aguas residuales industriales cuando éstos se realicen a sistemas colectores o a instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas. Asimismo, se determinan los criterios que deberán tomarse en consideración para la declaración de las "zonas sensibles" y "zonas menos sensibles", que corresponderá efectuar bien a la Administración General del Estado o a las Comunidades Autónomas. Por último, se establece que las Administraciones públicas, en el ámbito de sus respectivas competencias, deberán efectuar el seguimiento y los controles precisos para garantizar el cumplimiento de las obligaciones contempladas tanto en el Real Decreto-ley como en el Real Decreto y se fijan los métodos de referencia para el seguimiento y evaluación de los resultados de dichos controles.

Las limitaciones establecidas para la calidad del efluente ya depurado coinciden con las impuestas en la Directiva 91/271/CEE, y se recogen en las tablas 3, 4 y 5.

La normativa de rango inferior existente es profusa, a veces compleja. A este respecto se adjunta, sin tratar de ser exhaustivos, una relación de las principales normativas en relación más o menos directa con la depuración de aguas residuales, sin entrar en el ámbito exclusivamente competencial.

En la transcripción a la legislación española, los límites de calidad impuestos son los mismos que se recogen en las tablas indicadas (tablas 3, 4 y 5).

Tabla I.2.- Transcripción de la legislación europea a la española

LEGISLACIÓN EUROPEA	LEGISLACIÓN ESPAÑOLA
<i>Directiva 75/440/U.E</i>	Orden Ministerial del 11/5/88
<i>Directiva 79/869/U.E</i>	Orden del 8/2/88
<i>Directiva 80/778/U.E</i>	Real Decreto 1423/1982 Orden del 17/87
<i>Directiva 75/160/U.E</i>	Real Decreto 734/88 y Anexo 2 del R.D. 927/1988
<i>Directiva 78/659/U.E</i>	Real Decreto 927/88
<i>Directiva 91/492/U.E</i>	Real Decreto 38/89 Real Decreto 345/93
<i>Directiva 76/464/UE</i>	Ley de Aguas 29/85 Reglamento D.P 11/4/86
<i>Directiva 80/68/U..E</i>	Ley de Aguas 29/85 Reglamento D.P 11/4/86 Orden Ministerial 1/12/92
<i>Directiva 82/176/U.E</i>	Orden 31/10/89
<i>Directiva 83/513/U.E</i>	Orden 31/10/89
<i>Directiva 84/491/U.E</i>	Orden 12/11/87
<i>Directiva 86/280/U.E</i>	Orden 12/11/87 Orden 13/3/83
<i>Directiva 91/271/U.E</i>	Resolución 28/4/95 R.D.L 28 /12/95 R.D 15/4/96
<i>Directiva 91/692/U.E</i>	-
<i>Directiva 91/676/U.E</i>	-
<i>Directiva 86/278/U.E</i>	Real Decreto 1310/90 Orden 26 Octubre 1993

Tabla I.3.- Requisitos mínimos que deben de cumplir los vertidos procedentes de tratamientos secundarios o superiores

PARÁMETROS	CONCENTRACIÓN (mg/l)	PORCENTAJE MÍNIMO DE REDUCCIÓN (%)
<i>DBO</i>	25	70-90
<i>DQO</i>	125	75
<i>SS</i>	35	90

Tabla I.4.- Requisitos adicionales mínimos que deben cumplir los vertidos procedentes de los tratamientos superiores al secundario

PARÁMETROS	CONCENTRACIÓN (mg/l)	PORCENTAJE DE REDUCCIÓN (%)
<i>Fósforo total</i>	2 (10.000-100.000 h.e)	80
	1 (> 100.000 h.e)	
<i>Nitrógeno total</i>	15 (10.000-100.000 h.e)	70-80
	10 (> 100.000 h.e)	

Tabla I.5.- Exigencias de tratamiento de la Directiva 271/91 y ámbito de aplicación

MEDIO RECEPTOR		TIPO DE ZONA	POBLACIÓN EQUIVALENTE (h-e)			
			<2.000	2.000-10.000	>10.000	
Aguas dulces		Normal	TA	TS	TS	
		Sensible			T>S (1)	
Aguas marinas	Aguas de estuario	Menos sensible	TA	TP (2)	TP(2)	
		Normal			TS	TS
		Sensible			T>S (1)	
	Aguas costeras	Menos sensible	TA	TA	TP (2)	
		Normal			TS	
		Sensible			T>S (1)	

Tipos de tratamiento TA- trat. adecuado TS- trat. secundario

TP- trat. primario T>S- más riguroso que secundario

- (1) podrán rebajarse a trat. secundario si para el conjunto de todas las instalaciones de la zona se reduce el 75% de N y el 75% de P
- (2) debe realizarse un estudio global previo que demuestre que no hay afección al medio ambiente. En caso contrario se incrementarían a tratamiento secundario. En poblaciones mayores de 150.000 h-e se admitirán dichos tratamientos primarios en condiciones excepcionales (nunca en aguas dulces).

I.3.- BASE PARA ESTABLECER EL NIVEL DE DEPURACIÓN.

Según la Directiva 271/91 se define como “Tratamiento adecuado”: el tratamiento de las aguas residuales urbanas mediante cualquier proceso y/o sistema de eliminación en virtud del cual, después del vertido de dichas aguas, las aguas receptoras cumplan los objetivos de calidad pertinentes y las disposiciones pertinentes de la presente y de las restantes Directivas comunitarias. Para pequeñas poblaciones (menos de 2000 habitantes equivalentes en el año horizonte) es este tratamiento el que debe garantizarse para cada núcleo, en función de la calidad exigible a las aguas receptoras.

Los vertidos de aguas residuales convergen sobre el sistema de afluentes y ríos, contaminando sus aguas. La cantidad de aguas residuales vertidas y el grado de contaminación de las mismas son factores básicos que, unido a las características del sistema de afluentes y ríos, determinan su calidad bioquímica y, por tanto, el uso que puede hacerse de sus aguas. La limitación de vertidos, en el dominio de saneamiento, viene por tanto impuesta por las características físicas de los ríos y por el uso a que se los destine (abastecimiento, regadío, etc.). conviene sin embargo destacar que, dentro de ciertos límites, ninguno de ambos aspectos son absolutamente rígidos. Dentro de los límites muy reducidos, las características básicas pueden alterarse mediante mayor desembalse en las épocas de estiaje y sus usos pueden estar sujetos a modificación, siempre que no se alcancen límites inaceptables. Las posibilidades de mayor desembalse son reducidas por la cuantía del uso de abastecimiento de las aguas embalsadas en cabeceras de cuenca, y por el costo relativo de los embalses comparados con las instalaciones de depuración.

Dadas estas interrelaciones y aceptando condiciones actuales de regulación y uso, la problemática actual, en cuanto a saneamiento, puede resumirse en una simple afirmación: prácticamente la totalidad de los ríos, que transcurren aguas abajo de los núcleos urbanos e industriales, presentan un grado de contaminación

muy superior a lo que sería exigible en función de los usos a que destinan sus aguas.

Existe, por tanto, una problemática clara. El grado de depuración de las aguas es notoriamente insuficiente en casi todos los casos. Además, en algunas zonas, los niveles de asentamiento pueden haber llegado a un límite tal que, aún estableciendo niveles elevados de depuración, no se conseguiría eliminar totalmente el exceso de contaminación.

Precisa realizarse por cuencas una clasificación de los tramos, definiendo los usos posibles actuales y futuros. Un estudio de autodepuración de los ríos y embalses determinará las condiciones de los vertidos. El objeto de este estudio será no sólo conocer la capacidad autodepuradora de los ríos, sino primordialmente, el poder fijar de forma objetiva y global los tipos de depuración exigibles en las actividades urbanas e industriales, tanto en el momento de estudio, como en el futuro.

El modelo de autodepuración deberá estimar la evolución de oxígeno, nutrientes, sales, elementos químicos en los ríos considerados, mediante sucesivos balances de los mismos, en los diversos tramos en los que se habían dividido cada uno de los ríos estudiados.

Uno de los modelos fundamentales será el de la curva de oxígeno disuelto. Teniendo en cuenta la desoxigenación producida por los vertidos urbanos e industriales, y por medio del conocimiento del oxígeno real (obteniendo a partir de los datos unitarios y globales, resultados de las campañas de análisis realizadas en los ríos), se conseguirá cuantificar el comportamiento reoxigenador de los diversos tramos de los ríos considerados.

Posteriormente se realizará la comprobación del modelo para las condiciones de estiaje y, a partir de las utilidades adscritas a sus aguas, se determinarán las alternativas de depuración, deduciendo la reducción necesaria de demanda bioquímica de oxígeno, que debiera adoptarse, para lograr que las características fisicoquímicas y biológicas de los ríos sean válidas, frente a las precisas por sus respectivas utilidades más restrictivas.

Por último, y en función de las proyecciones de población y de la evolución de los vertidos, se fijarán asimismo las necesidades de depuración, para el estiaje del año horizonte de estudio, de forma que se garanticen correctamente las futuras utilidades de los ríos.

La adopción de los estiajes como situación más desfavorable, viene justificada principalmente por las siguientes consideraciones:

- Menores caudales y, por tanto, menor capacidad de dilución y menor oxígeno disuelto circulante.
- Peores condiciones físicas de reoxigenación. Por una parte, la mayor temperatura de las aguas conduce a menores valores de saturación, con lo que la relación de oxígeno (real/saturado) aumenta, disminuyendo la capacidad unitaria de oxigenación. Por otra parte, la menor superficie de las láminas de agua conduce igualmente a menor oxigenación.
- Mayor desoxigenación, ya que la disminución de la velocidad conduce, a igualdad de D.B.O., a mayores consumos de oxígeno en cada tramo.
- Incremento de vertidos en algunos ríos, por el fuerte aumento estival de población veraneante.

Objetivos.

Consecuentemente, puede definirse como esenciales los siguientes objetivos justificativos de cualquier acción relativa a la depuración de las aguas residuales:

- Prevenir y reducir al máximo la contaminación y sus molestias.
- Mantener un balance ecológico satisfactorio y asegurar la protección de la biosfera.
- Prever el desarrollo urbano, teniendo en cuenta las necesidades de calidad.
- Asegurar una atención especial a los aspectos ambientales en la planeación del suelo y de las ciudades.

Principios y Directrices.

De acuerdo con los objetivos, surgen los principios y directrices siguientes:

- 1) La primera acción es impedir la aparición de la contaminación. El proceso técnico debe tener en cuenta la protección del medio ambiente y la calidad de la vida. Esta consideración ambiental debe tener en cuenta la compatibilidad con el desarrollo económico y social.
- 2) Los efectos sobre el medio ambiente deben considerarse en las demás etapas de la planificación y toma de decisiones.
- 3) El costo para la prevención o eliminación de la contaminación de efectos, debe, en principio, ser abonado por el contaminador.
- 4) El éxito de la política ambiental presupone, que todas las categorías de la población y todas las fuerzas sociales ayuden para proteger y mejorar el medio ambiente.
- 5) En relación con los vertidos industriales debe establecerse la mejora técnica y económica.
- 6) Deben eliminarse los vertidos tóxicos, persistentes y bioacumulativos, debiéndose prestar atención especial a su acción sobre las aguas.

La Comisión de las Comunidades Europeas, propone una "lista negra" de elementos a eliminar, donde se incluyen sustancias tales como mercurio, cadmio, halógenos orgánicos, compuestos organofosforados y organoestáticos, sustancias cancerígenas y aceites persistentes. Propone igualmente una "lista gris", con posibles autorizaciones de vertido donde se incluyen metales y metaloides, tales como, arsénico, plomo, uranio, biocidas y sus derivados, cianuros, fluoruros, etc.

Para establecer la depuración necesaria en un cauce debe desarrollarse una acción dirigida a determinar la calidad de las aguas superficiales o subterráneas para la obtención de agua potable, y a la definición de calidad de agua para otros usos como recreativos, piscícolas, etc.

Es necesario, igualmente, contemplar los ciclos completos de toma, uso y vertido a nivel de cuenca, donde los recursos son un dato fijo, donde las necesidades y los usos deben quedar definidos, y donde se hace necesaria una planificación de conjunto. Deben definirse las necesidades de abastecimiento de población, de uso industrial, necesidades para riegos, usos recreativos, fines ecológicos y recarga de acuíferos.

Una vez establecidos los niveles de calidad en los distintos tramos según los usos, aplicando los modelos de autodepuración, a partir de los vertidos de aguas residuales, se establecerán las reducciones necesarias en los mismos o, lo que es lo mismo, los rendimientos exigibles a las depuradoras a construir.

I.4.- TIPOLOGÍA DE LOS MUNICIPIOS:

Hay que tener en cuenta que, en España, más de siete mil quinientos municipios tienen menos de 10.000 habitantes censados totalizando más de 10 millones, cerca del 25% de la población total del País. De estos, casi 6.000 tienen menos de 2.000 habitantes representando una población total de tres millones. Solamente 360 ciudades tienen una población mayor a los 15.000 habitantes con un total de 25 millones de habitantes.

Analizando la comunidad autónoma de Andalucía, tenemos lo siguiente:

Tabla I.6.- Datos estadísticos de la población andaluza.

ANDALUCIA (Fuente: Instituto de Estadística de Andalucía. Elaboración propia)	
Población total	7.314.644 hab. (100% del número total de hab.)
Número de núcleos total	770 núcleos (100% del número total de núcleos)
Población de núcleos de menos de 2.000 hab.	259.369 hab. (4,04% del número total de hab.)
Número de núcleos con población menor a 2.000 hab.	314 núcleos (40,78% del número total de núcleos)
Población de núcleos de 2.000 a 5.000 hab.	668.982 hab. (9,15% del número total de hab.)
Número de núcleos con población de 2.000 a 5.000 hab.	212 núcleos (27,53% del número total de núcleos)
Población de núcleos de 5.000 a 10.000 hab.	752.110 hab. (10,28% del número total de hab.)
Número de núcleos con población de 5000 a 10.000 h.	111 núcleos (14,42% del número total de núcleos)
Población de núcleos de 10.000 a 20.000 hab.	996.423 hab. (13,62% del número total de hab.)
Número de núcleos con población de 10.000 a 20.000 h.	72 núcleos (9,35% del número total de núcleos)
Población de núcleos de mas de 20.000 hab.	4.601.760 hab. (62,91% del número total de hab.)
Número de núcleos con población superior a 20.000.	61 núcleos (7,92% del número total de núcleos)

Como se observa en esta tabla, 259.369 habitantes (el 4,04% de la población andaluza) están distribuidos en 314 núcleos (el 40,78% del total de núcleos de la Comunidad) con una población inferior a 2000 habitantes. Por tanto, un pequeño porcentaje de población se distribuye en una gran cantidad de núcleos lo que va a provocar una contaminación muy distribuida en el espacio y cuya repercusión sobre el medio deberá ser analizada para así estudiar el tratamiento adecuado de sus aguas residuales urbanas. A continuación pueden verse estos resultados gráficamente:

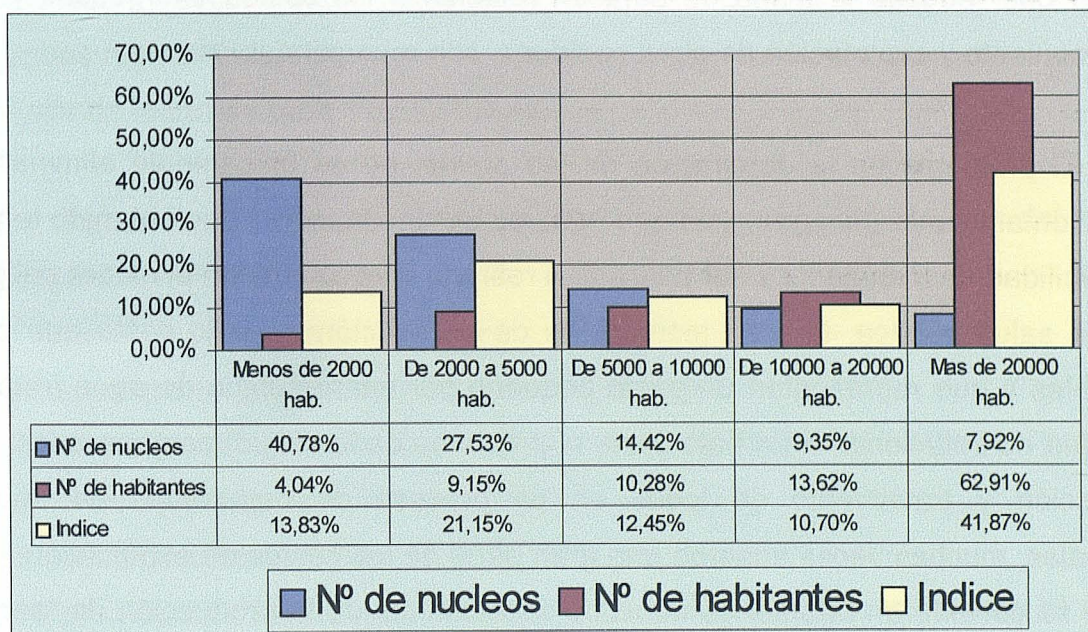
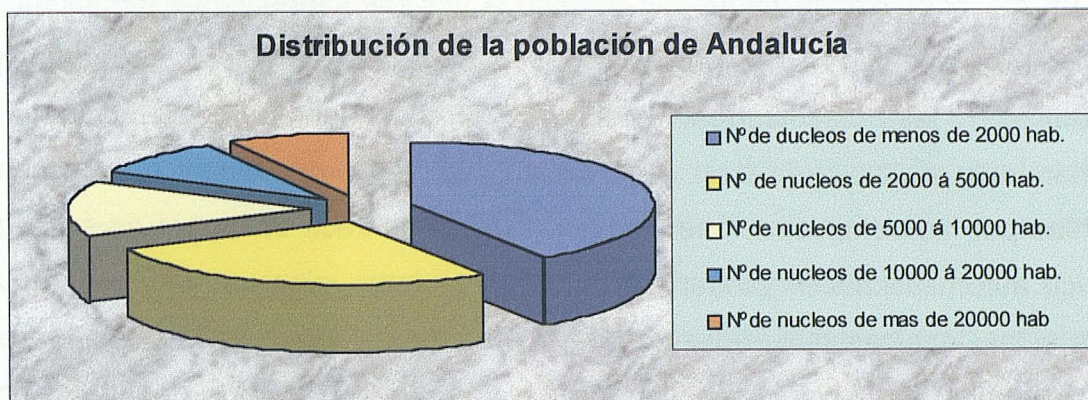
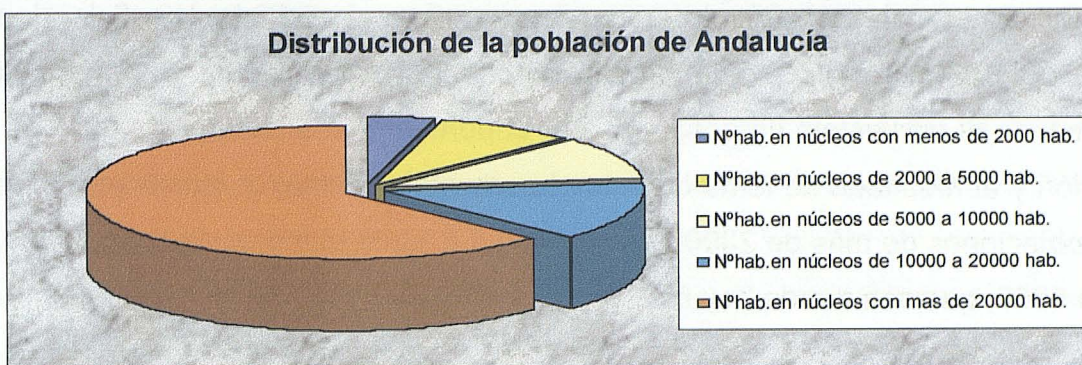


Tabla I.7.-Distribución de los habitantes de la Comunidad Autónoma Andaluza.

En este último gráfico se ha obtenido un índice, el cual intenta reflejar donde se concentra la mayor dispersión y la mayor cantidad de población. Se ha obtenido mutiplicando el porcentaje de población por el porcentaje de número de núcleos de población y al resultado se le ha hallado el porcentaje. El mayor índice se presenta para poblaciones de más de 20000 habitantes. Le sigue el índice de los núcleos de 2000 a 5000, que son donde hay mas posibilidades de sistemas de depuración.

En las poblaciones pequeñas, debido a sus características específicas, se deberán dar soluciones (a la depuración de sus aguas residuales urbanas) que compatibilicen las condiciones exigidas a los efluentes con técnicas de funcionamiento simple y de bajo coste de explotación y mantenimiento que sean asumibles por las administraciones locales. No quiere decir esto, que no se deban introducir automatismos en ninguna fase del tratamiento, sino que se buscarán los medios y las técnicas que reduzcan los costes de mantenimiento y explotación. Como sabemos, el mayor coste de una depuradora es la mano de obra y todo aquello que reduzca la mano de obra en relación a los costes energéticos y de mantenimiento y explotación de otras opciones, son recomendables.

El problema en la depuración de las aguas, no es únicamente eliminar la carga contaminante del agua, sino que una vez eliminada, el residuo obtenido tenga la posibilidad de manejarse y ser utilizado o retirado a vertedero sin el menor peligro para la salud pública. Existen tecnologías de depuración de bajo coste que son utilizables y que representan un gasto pequeño por metro cúbico de agua tratada pero que no solucionan a un bajo coste el problema de los residuos generados. La producción y tratamiento de lodos en un proceso de depuración de aguas residuales, muchas veces absorbe una gran parte de los costos de explotación, por lo que se consideran prioritarios aquellos sistemas donde la producción de fangos es baja. Se deben buscar soluciones que en conjunto sean del menor coste posible y que el coste por metro cúbico de agua tratada sea asumible por el núcleo de población.

I.5.- PROBLEMAS ESPECÍFICOS DE LOS PEQUEÑOS NÚCLEOS

Las construcción y explotación de plantas de tratamiento de nucleos de población pequeños tienen una serie de problemas con los que deben enfrentarse. Entre otros se encuentran:

- Normativas de vertido estrictas. Normalmente deben proporcionar el mismo nivel de tratamiento que comunidades de gran tamaño.
- Costes elevados. No se pueden aprovechar de las economías de escalas de las que participan instalaciones de gran tamaño. El hecho de que la población esté mas dispersa también contribuye a elevar el coste por habitante. La construcción y explotación del sistema de saneamiento puede comportar un coste por habitante mayor.
- Presupuestos limitados para la explotación y mantenimiento.
- Limitaciones de financiación. Dificultades para la amortización de la instalación.
- Explotación y mantenimiento con recursos limitados. Recursos económicos limitados y escasa experiencia en la gestión de instalaciones de tratamiento de aguas residuales.
- Falta de mano de obra especializada.

Para estos núcleos deben emplearse otros criterios de selección del sistema de depuración (EPA 1977):

- Prioridad de procesos que requieran un tiempo mínimo de operador.
- Equipos que requieran un mínimo mantenimiento.
- Funcionamiento eficaz ante un amplio rango de caudal y carga (en pequeños núcleos las variaciones son grandes).
- Gasto mínimo de energía.
- Instalaciones donde los posibles fallos de equipo y proceso causen el mínimo deterioro de calidad en el efluente.
- Máxima integración en el medio ambiente.

I.6.- DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

La Asamblea Consultiva del Consejo de Europa en Estrasburgo proclama en la "**Carta del Agua**" (1.968) una definición de *contaminación del agua*. En su punto quinto dice:

"La polución consiste en una modificación, generalmente provocada por el hombre, de la calidad del agua, haciéndola impropia o peligrosa para el consumo humano, la industria, la agricultura, la pesca, las actividades recreativas, así como para los animales domésticos y la vida natural".

De acuerdo con esta definición, además de las sustancias de origen natural en suspensión y/o en disolución que se encuentran en las aguas naturales y que pueden causar una contaminación cuando su concentración es tal que impide algún uso del agua, existen otras, las más numerosas y peligrosas, que tienen su origen en los productos de desecho originados directa o indirectamente por la actividad humana.

Los efectos que produce una contaminación de las aguas se pueden resumir en los siguientes aspectos:

- Destrucción de los limitados recursos hidráulicos.
- Disminución de la calidad del agua, con el peligro añadido de poder afectar directamente a la salud pública y a los asentamientos urbanos e industriales.
- Minimización del poder autodepurador de los cauces receptores.
- Necesidad de implantar unos sistemas de depuración de los vertidos, y en algunos casos del propio medio receptor.

Con el término **depuración** nos referimos a los procesos físicos, biológicos y químicos destinados a reducir la carga contaminante en las aguas residuales, hasta unos límites tales que permitan reponerlas al medio natural sin producir problemas

de contaminación así como una reutilización de las mismas. Si bien las primeras instalaciones para la depuración de aguas residuales se llevaron a cabo hace un siglo en Inglaterra, aunque los hititas utilizaron en el 650 a.c. lagunas para depurar, se puede decir que es a partir de la década de los setenta cuando se ha visto la absoluta necesidad de reducir la contaminación de las aguas residuales, dando lugar a un importante avance de las técnicas de depuración que fueron implantadas seriamente en los ochenta.

Como se ha indicado, el proceso de depuración consiste en una eliminación de la contaminación e impurezas que se encuentran en el agua residual que se va a tratar. Los procesos que pueden ser utilizados dependerán del tipo de vertido y se clasifican en:

1. *Procesos físicos*
2. *Procesos químicos*
3. *Procesos biológicos*

y que se distribuyen en una depuradora convencional atendiendo a los siguientes pasos:

- 1.- **PRETRATAMIENTO.** Eliminación de cuerpos gruesos, arenas, grasas y flotantes.
- 2.- **TRATAMIENTO PRIMARIO.** Eliminación de sustancias sedimentables.
- 3.- **TRATAMIENTO SECUNDARIO.** Tiene como finalidad la eliminación, estabilización o transformación de la materia orgánica presente en el agua, gracias a la acción de los microorganismos mediante acciones metabólicas y físico-químicas, buscando una clarificación posteriormente.
- 4.- **TRATAMIENTO TERCIARIO.** Destinada a conseguir efluentes con niveles de depuración más exigentes y que generalmente se traduce en una eliminación de nutrientes, de patógenos o mayores rendimientos, interviniendo el uso posterior o la autodepuración del medio.
- 5.- **TRATAMIENTO DE FANGOS.** destinada al acondicionamiento y estabilización de los fangos producidos en el proceso.

Este esquema de tratamiento no es único, pueden admitirse muchas variaciones y combinaciones de sistemas. Por ejemplo el disponer o no de una decantación primaria, la decantación secundaria puede ser sustituida por un filtro de arena en determinados tratamientos secundarios, la depuración terciaria no siempre es necesaria, se pueden utilizar elementos con distintas finalidades; todo ello hace preciso el estudio de alternativas para elegir el sistema más adecuado.

En la actualidad existe una gran variedad de sistemas de tratamiento de aguas residuales que, en general, y con algunas modificaciones, siguen el proceso de depuración anteriormente descrito. Estos sistemas se conocen como **Tratamientos Convencionales** y entre ellos se encuentran los procesos de fangos activos y todas las posibles variantes del mismo.

Alternativamente a estos tratamientos existe una serie de técnicas aplicables que, por su sencillez de operación y reducido o nulo consumo energético, reciben la denominación de **Tecnologías Blandas**. En España, últimamente, estas tecnologías están empezando a experimentar un gran auge como alternativas a los tratamientos convencionales en pequeños y medianos núcleos de población (menores a 25000 h-e) ya que ha quedado demostrado que, los sistemas convencionales aplicados a estos núcleos, han tenido una viabilidad casi nula, debido, fundamentalmente, a los elevados costes de explotación y mantenimiento, así como a la necesidad de personal especializado.

El proceso de depuración en los sistemas de tecnologías blandas es similar al descrito, prescindiendo en la mayoría de los casos de la línea de fangos. Entre los sistemas que responden a esta concepción se encuentran los siguientes: filtro verde, infiltración rápida y escorrentía superficial, como sistemas de aplicación al terreno; y otras tecnologías tales como lechos de turba y lagunajes.

Por otra parte, existe un grupo de sistemas cuyo funcionamiento se asemeja más a los convencionales, mientras que los costes de explotación y mantenimiento se sitúa entre los de los sistemas de tecnología blanda y los convencionales, y que se denominan **Tecnologías Convencionales de Bajo Coste**. Entre estos sistemas se pueden mencionar los contactores biológicos rotativos y los lechos biológicos.

Por último, cabe destacar la existencia de una serie de procesos unitarios que, exclusivamente, realizan una fase del proceso de depuración. Tal es el caso de los procesos que constituyen los tratamientos primarios: fosa séptica, tanque Imhoff, decantador digestor, decantador primario y laguna anaerobia.

A la hora de elegir un sistema de depuración hay que tener en cuenta una serie de condicionantes, entre los que pueden ser determinantes minimizar la superficie necesaria o el impacto ambiental. Esto puede ser importante en zonas donde el precio de los terrenos es alto, o no existe superficie disponible, o bien en zonas de alto valor paisajístico o turístico. Las opciones de depuración son variadas (Boller 1989; Fastenau, 1989; Collado y Vargas, 1991):

- Fosa séptica
- Tanque Imhoff
- Decantador-digestor
- Decantador Primario
- Filtro Verde
- Infiltración rápida
- Escorrentía superficial
- Lagunajes
- Contactores biológicos rotativos de contacto
- Lecho biológicos
- Fangos activos
- Lechos de Turba
- Etc.

Ante este elevado número de opciones el técnico debe evaluar las ventajas e inconvenientes de cada una de las alternativas. “El diseñador tiene que mentalizarse de que toda estación depuradora es como un traje a medida, y por tanto, única para las características del núcleo en estudio, y que se debe seleccionar después de realizar el planteamiento de diferentes alternativas” (Hontoria, E. 1995).

Se deben considerar las ventajas e inconvenientes de cada sistema atendiendo a factores como: rendimientos, fiabilidad técnica, estabilidad, control y explotación, mantenimiento, costos de implantación y explotación, impacto ambiental, necesidad de superficie, etc. (Fastenau, 1989; Collado y Vargas, 1991).

· LECHOS DE TURBA (Rivas, J.L. 1989)

El rango de aplicación va de 200 a 5000 h-e. El sistema está formado, como su propio nombre indica, por lechos de turba, a través de los cuales circula el agua residual. Cada lecho descansa sobre una delgada capa de arena, soportada, a su vez, por una capa de grava. El efluente se recoge a través de un dispositivo de drenaje en la base del sistema. El terreno donde se asiente cada lecho debe ser impermeable para garantizar la no contaminación de las aguas subterráneas, en caso contrario, hay que recurrir a la impermeabilización.

Para la depuración de las aguas residuales se aprovechan las propiedades de absorción y adsorción de la turba (Guerrero y Polo, 1990), así como la actividad bacteriana (Martín, 1991) que se desarrolla en su superficie. Se producen, por tanto, procesos físicos, químicos y biológicos en los que se elimina alrededor del 80% de DBO₅ y el 90% de sólidos en suspensión (Fuchsman, 1980).

El proceso completo de los lechos de turba está formado por un pretratamiento, tratamiento primario, compuesto de una serie de filtros

autolimpiables; tratamiento secundario, formado por los propios lechos de turba, y tratamiento terciario, opcional, cuyo objetivo es la eliminación de patógenos, sometiendo al efluente de los lechos de turba a un lagunaje aerobio, o bien a una cloración.

Los lechos se disponen en varias unidades, estando unas en funcionamiento y otras en consevación, para su mantenimiento y aireación.

La turba necesita ser retirada y reemplazada por otra cada 5-7 años, pudiendo ser aprovechada para fines agrícolas.

Presenta las siguientes ventajas:

- No produce olores.
- Se puede utilizar en climas muy frios.
- Admite sensibles variaciones de caudal sin afectar, prácticamente, al rendimiento. Puede soportar puntas de caudal de 1'5 veces el caudal normal. Así, es adaptable a variaciones de caudal y carga.
- Fácil adaptación estética al paisaje.
- Alta descontaminación bacteriana.
- Nulo consumo de energía (si no se tienen en cuenta necesidades de bombeo. Los lechos de turba tienen una pérdida de carga hidráulica considerable, de aproximadamente 1,2 m por lecho).
- No hay existencia de mecanismos.
- Explotación y mantenimiento sencillo por personal no cualificado. El proceso está de esta manera bien acomodado a las necesidades de pequeños municipios.
- Funcionamiento independiente de la temperatura.
- Facilidad de construcción.

- Uso de poca superficie en comparación con los sistemas de lagunaje y filtros verdes.

Inconvenientes:

- Rendimiento no muy elevado, comparado con la depuración secundaria convencional o con los procesos de aplicación al terreno.
- Exige mas superficie que los procesos tecnológicos de depuración secundaria (fangos activos, lechos bacterianos de media carga, biodiscos).
- Aunque el material que utiliza el proceso es natural (turba), éste debe tener unas características específicas, dependiendo de ellas el rendimiento de eliminación en DBO_5 en ensayos puede oscilar para diferentes turbas del 34% al 81% (Camp, 1978).
- Gasto de la turba, bien por eliminación en las operaciones de retirada de la materia retenida en cada ciclo de funcionamiento, o bien por saturación de las propiedades físico-químicas de la turba. Este hecho conlleva un costo de reposición por cada período de uso.
- Se debe hacer un reparto de caudal lo mas uniforme posible en toda la superficie y que no dificulte las labores de explotación (recogida y extracción de fango seco).

I.7.- LA TURBA: PROPIEDADES, CRITERIOS Y EVALUACIÓN

Dado que esa Tesis está dedicada a la depuración mediante lechos de turba se va a tratar la turba por separado.

Es necesario el establecimiento de unos índices que permitan evaluar la turba desde puntos de vista de su aptitud para la depuración de aguas residuales.

A continuación se define en primer lugar la turba. En segundo lugar se describen sus distintas clasificaciones y finalmente se describen las propiedades físicas y químicas de la turba, su contenido en materia orgánica, nutrientes, y otros factores de interés y se estudian los índices mas aconsejables para su aplicación en depuración.

I.7.1.- TURBA. DEFINICIÓN

La turba, tanto por su interés científico como por su explotación económica, es objeto de atención de varios campos. Por este motivo, su definición viene afectada por esta diversidad de concepciones. Desde el punto de vista geológico, la turba es el término inferior de la serie de los carbones vegetales y se establecen clasificaciones a partir de su poder calorífico u otras propiedades afines. Para un edafólogo la turba es un suelo orgánico resultado de la acumulación de materia vegetal y las clasificaciones propuestas se basan principalmente en propiedades de la turbera, tales como origen, evolución, vegetación original, grado de descomposición de los residuos vegetales, etc.

Dado el alcance y finalidad del presente estudio, se han adoptado los puntos edafológicos de la turba, definida como: Producto con un elevado contenido de materia orgánica resultado de la acumulación de materia vegetal y de su descomposición incompleta por microorganismos, bajo condiciones de exceso de

agua que limitan o excluyen el contenido de oxígeno del suelo (Boelter, 1969). Por tanto es materia vegetal parcialmente fosilizada. Sus lugares de obtención son zonas húmedas pobremente oxigenadas, en las que el aporte de materia vegetal es más rápido que la descomposición de la preexistente.

Es un material de descomposición compleja pero en el que hay que destacar la presencia de lignina y celulosa como componentes mayoritarios, debido a su presencia vegetal (Viraraghavan and Rana, 1991)

I.7.2.- CLASIFICACIÓN DE LAS TURBAS

West, sugirió (IGME, 1984) una clasificación geológica y ecológica de los sedimentos biogénicos para lo cual se traza unas ideas generales que se exponen a continuación:

La clasificación se basa en el origen de los sedimentos biogénicos, pudiendo formarse tres grupos principales de los que solamente el segundo y el tercero contienen turbas.

- 1.- Sedimentos alóctonos con elevada proporción de materia mineral, depositados en los fondos de los lagos.
- 2.- Depósitos autóctonos o sedentarios subacuáticos, formados "in situ".
 - A.- Turbas límnicas, formadas por plantas que crecen en el agua, por ejemplo:
 - a.- Phragmites
 - b.- Scirpus de los lagos
 - c.- Typha
 - B.- Turbas telmáticas, formadas por plantas en medio de las aguas profundas y altas. Cabe distinguir dos tipos según se trate de medios eutróficos u oligotróficos:

- Tipos eutróficos:

- a.- Turba de Calidum
- b.- Turba de Magnocaricetum, formada por juncos altos
- c.- Turba de musgos de pantanos, de musgos de género Hypnum.

- Tipos oligotróficos:

- a.- Turba de Sphagnum cuspidatum
- b.- turba de Eriophorum vaginatum

3.- Turbas terrestres, formadas por encima o junto a zonas hidromorfas o paleohidromorfas. Se distinguen los tipos eutrófico y oligotrófico:

- Tipos eutróficos:

- a.- Turba de Parvocaricetum, formada por juncos pequeños
- b.- Turba de bosques pantanosos, especialmente abedules y alisos

- Tipos oligotróficos:

- a.- Turba de Sphagnum, formada por especies de los montes
- b.- Turba de Sphagnum y Calluna
- c.- Turba de arbustos de los pantanos, formada por Myrica, ericáceas arbustivas distintas de la Calluna, Bog arbustivo
- d.- Turba de bosque pantanoso, principalmente de Betula, pero también de Pinus, Bog de bosque
- e.- Turba de Eriophorum vaginatum, indistinguible de la correspondiente a 2.B. Tipos Oligotróficos b.
- f.- Turba de Scirpus cespitosus.

El "American Society for Testing and Materials" (ASTM) Comité D-18 on soil and rock for engineering Purposes en su designación D. 2607, del año 1969, estableció una clasificación de las turbas (ASTM, 1969).

En dicha clasificación se excluye de la denominación "turba" aquellas que excedan del 25% de cenizas. La clasificación ASTM se basa en cinco tipos de mayores, de acuerdo con el origen genérico y el contenido de fibras. En la tabla 7 se resume dicha clasificación. Los porcentajes de fibra que figuran en dicho cuadro se refieren al peso desecado en horno a 105°C.

Tabla I.7.- CLASIFICACIÓN A.S.T.M. (D. 2.607-69)

Tipo	Especificaciones
Turba de Sphagnum	Un mínimo del 66% (2/3) de fibras de Sphagnum en las que se reconocerá su estructura fibrosa y celular.
Turba de Hypnum	Un mínimo del 33% (1/3) de fibras, de las cuales al menos el 50% deberán ser cañas y hojas de varios Hypnum, las cuales tendrán una estructura fibrosa y celular reconocible.
Turba de Carex	Un mínimo del 33% (1/3) de fibras, de las que las fibras (hierba) de carex y otras especies no musgosas supondrán más del 50%
Turba húmica	Menos del 33% (1/3) de fibras
Otras turbas	Todas las formas de turba no clasificadas en los tipos anteriores

BELLAMY (IGME, 1984) cuantificó las condiciones de humedad en una turbera mediante la ecuación:

$$\text{Afluencia} + \text{Precipitación} = \text{Salida} + \text{Evaporación} + \text{Retención}$$

La disposición estratigráfica y la distribución de los tipos de turba está condicionada por la interacción entre las propiedades físicas y químicas del agua aportada (Tabla 8):

Tabla I.8.- TIPOS DE TURBA (según los factores de su formación)

<i>Origen</i> <i>Nutrición</i>	<i>Sedimentario (Alóctonos)</i>		<i>Sedentario (Autóctonos)</i>	
	<i>Eutrófica</i>	<i>Oligotrófica</i>	<i>Eutrófica</i>	<i>oligotrófica</i>
<i>Hidrología Terrestre</i>			Turba de hierba Turba limnífera de pantano	Turba de Calluna Turba de Sphagnum Turba de Molinia Turba de Trichophrum
<i>Telmática (semi acuática)</i>			Turba de cañas Turba de pantano	Turba de Eriophrum Turba de Sphagnum cuspidatum
<i>Limnica (acuática)</i>	Sapronel Gytta Marga Diatomita	Dy*		

* El término "dy" introducido por Von Post en 1924, define una materia orgánica humificada, amorfa y coloidal, en la que la estructura macroscópica de las plantas que la originaron ha desaparecido totalmente.

El esquema propuesto por KIVINEN (IGME, 1984), sienta las bases para una clasificación comercial de las turbas de ámbito internacional.

Se usan tres características naturales: composición botánica, grado de descomposición y estado nutricional:

1.- Composición botánica

- a.- Turba de musgo: con más del 75% de musgos y menos del 10% de restos de plantas arbóreas
- b.- Turba de hierbas: más del 75% de restos de plantas herbáceas y menos de 10% de plantas arbóreas.
- c.- Turba de bosque: más del 35% de restos de plantas arbóreas.
- d.- Turba mixta: cualquier otro tipo

2.- Grado de descomposición

- a.- Débilmente descompuesta
- b.- Medianamente descompuesta
- c.- Fuertemente descompuesta

- 3.- Estado nutricional
 - a.- Oligotrófico
 - b.- Mesotrófico
 - c.- Eutrófico

Existen otras características que se deben tener en cuenta cuando se utilice la turba para un fin concreto, que enumeramos siguiente a la anterior.

- 4.- Concentración de materia mineral
- 5.- Concentración de solutos inorgánicos, especialmente los iones calcio, magnesio, sodio, potasio, hidrógeno, cloruro, sulfato, amonio, nitrato y fosfato.
- 6.- Capacidad de intercambio catiónico
- 7.- Densidad aparente seca (peso de materia seca / volumen de turba)
- 8.- Contenido en agua o humedad
- 9.- Porosidad
- 10.- Propiedades relacionadas con la capacidad de retención de agua y con el drenaje.
- 11.- Proporción de fibras, es decir, granulometría
- 12.- Estructura o estado de agregación de las partículas
- 13.- Calor de combustión
- 14.- Color
- 15.- Edad

Además de las características anteriormente expuestas existen otras que se pueden usar para definir las turberas:

- 16.- Topografía del area en que se ha formado la turba
- 17.- Morfología
- 18.- Hidrología
- 19.- Geocronología e historia geológica

Aunque en principio pueda existir independencia entre muchas de estas características entre sí, es frecuente que puedan aparecer correlaciones entre ellas que sugieran dependencias. Un ejemplo de este tipo fue detectado por TAMES (1944), que al relacionar la composición de las turbas con los índices climáticos de Lang y de Meyer, definió la variación zonal de algunos elementos como el ión calcio, cuando una observación mas detallada, GUERRERO (1983), conduce a pensar que la variación es casual y no causal, siendo de carácter intrazonal, como la propia formación de las turberas del centro y del litoral de la Península.

Botch y Masing (IGMR, 1984) clasificaron las turbas de Rusia por su carácter trófico. Los valores indicativos de la acidez y del contenido en cenizas se indican en la tabla I.9.

Tabla I.9.- Clasificación de las turbas (Botch y Masing)

CLASE	CENIZAS %	Ph	PORCENTAJE DE PRESENCIA EN RUSIA
<i>Oligotróficas</i>	2 - 4	2,5 - 3,6	46,6
<i>Mesotróficas</i>	4 - 6	4 - 5	18,0
<i>Eutróficas</i>	6 - 7	5 - 7	35,4

Las características de las turbas rusas no se pueden generalizar a las condiciones del clima Mediterráneo, en las que los procesos de erosión son más intensos y conducen a una mayor proporción de la fracción mineral en la composición de la turba. Las aguas de escorrentía superficial aportan sustancias minerales: arcillas, limos y arenas, que "contaminan" la turba generada en las dispersas formaciones lagunares.

El científico VON POST (1924) estableció una clasificación de las turbas en función del grado de descomposición. Esta clasificación, aunque limitada a un solo factor, es ampliamente utilizada debido a su simplicidad y a la relación existente

entre el grado de descomposición de una turba y otras propiedades de interés práctico.

La clasificación se basa en la naturaleza del agua extraída por compresión, en la palma de la mano, de una turba fresca en la proporción de turba escurrida entre los dedos. De acuerdo con estos factores, Von Post clasificó las turbas en diez grados, de 1 H a 10 H, que abarcan desde la turba sin descomponer (1 H) a la turba completamente descompuesta (10 H). En la tabla 19 figuran las especificaciones de cada grado.

Tabla I.10.- VERSIÓN MODIFICADA DE LA ESCALA DE VON POST

<i>Grado de descomposición</i>	<i>Naturaleza del agua extraída por compresión</i>	<i>Proporción de turba escurrida entre los dedos</i>	<i>Naturaleza de los residuos vegetales</i>	<i>Descripción</i>
1 H	Clara poco coloreada	Nula	Inalterados, fibrosos, elásticos	Sin descomponer
2 H	Casi clara, pardo amarilla	Nula	Casi inalterados	Casi sin descomponer
3 H	Ligeramente turbia, parda	Nula	La mayoría continuos fácilmente identificables	Muy ligeramente descompuesta
4 H	Turbia, parda	Nula	La mayoría continuos identificables	Ligeramente descompuesta
5 H	Fuertemente turbia, con pequeñas partículas de turba en suspensión	Muy pequeña	La mayor parte de los continuos difíciles de identificar	Moderadamente bien descompuesta
6 H	Fangosa, mucha turba en suspensión	Una tercera parte	La mayoría de los continuos inidentificables	Bien descompuesta
7 H	Fuertemente fangosa	La mitad	Relativa pocos identificables	Fuertemente descompuesta
8 H	Fango espeso, muy poca agua libre	Dos tercios	Algunas raíces resistentes, fibras, corteza, etc. identificables	Muy fuertemente descompuesta
9 H	Sin agua libre	Casi toda	Prácticamente no se identifican residuos	Casi completamente descompuesta
10 H	Sin agua libre	Toda	Completamente amorfa	Completamente descompuesta

En la práctica es suficiente una escala con las tres categorías diferenciadas en la "Soil Taxonomy" (Soil Survey Staff USDA, 1975). La correspondencia entre la clasificación de las turbas y el grado de descomposición de Von Post es la siguiente:

Tabla I.11.- Correspondencia entre las clasificaciones de la "Soil Taxonomy" y la clasificación de "Von Post"

Tipo de turba	Grado de descomposición de Von Post
Fábrica	H 1 - H 5
Hémica	H 6 - H 8
Sáprica	H 9 - H 10

Otro índice que puede usarse en clasificación de turbas es el tamaño de las partículas o fibras. Este factor no afecta directamente al comportamiento de la turba en sus posibles usos, pero afecta al tamaño de los poros y, por tanto, influye en el equilibrio agua-aire del suelo, por lo que este índice informa acerca de la turba como medio filtrante.

Puede utilizarse la siguiente tabla, debida a GALLAGHER (1975), para clasificar las turbas según el tamaño y proporción de sus componentes.

Tabla I.12.- Clasificación de turbas según el tamaño de sus componentes, GALLAGHER (1975).

Tipo de turba	Tamaño de las partículas (cm)
Fina	Máximo: 1,0 90% < 0,6
Media	Máximo: 3,8 80% < 3,6
Gruesa	1,9 - 3,8

I.7.3.- PROPIEDADES DE LA TURBA

Las propiedades de la turba, tanto físicas como químicas, vienen en gran parte determinadas por dos factores primarios: el origen y naturaleza de los restos vegetales a partir de los que se ha formado y el grado de descomposición de los mismos (Duchanfour, 1975). Estos factores son asimismo responsables directos de otros caracteres de la turba, como su contenido en materia orgánica, de cenizas, etc., del mayor interés para los objetivos propuestos.

El origen botánico de la turba es mayormente responsable de caracteres como el contenido de materia orgánica, su acidez, su porcentaje de ceniza, etc., mientras el grado de descomposición determina mayormente los caracteres distintivos de influencia estructural, entre los que se incluyen el grado de subdivisión y las propiedades físico-químicas (Jones and Gore, 1978).

Resulta por tanto evidente que estos dos factores constituyen la base para cualquier intento de evaluación de la turba. Por otra parte, la falta de correlación entre los grupos de propiedades influidos por estos factores, lo que indica su relativa independencia, trae consigo la necesidad de un análisis conjunto de los mismos, pues esta evaluación resulta menos satisfactoria cuando se refiere únicamente a las propiedades derivadas de uno solo de estos factores.

Estructura de la turba

La estructura denota la forma y disposición natural de las partículas constituyentes de agregados y, en la turba, varía desde un entramado abierto o esqueleto en que los restos vegetales son fácilmente distinguibles a simple vista, hasta una masa amorfa de residuos bien descompuestos y productos de descomposición, en la que no se diferencian los materiales originarios.

En los suelos minerales, con un contenido de materia orgánica bajo, la estructura y las propiedades de la misma están íntimamente relacionados con la textura y la evolución del perfil. En la turba no ocurre así, y la caracterización cuantitativa de la estructura precisa consideraciones acerca del tamaño, forma, estabilidad y proporción relativa de las partículas primarias y secundarias y del tamaño, distribución y continuidad de los espacios porosos interiores y entre las unidades estructurales. La estructura de la turba es, por lo tanto, un fenómeno complejo que no puede evaluarse con precisión con una simple medición física. El criterio de evaluación más adecuado para el uso de la turba como filtro incluye la distribución de las partículas por tamaños, grado de descomposición, volumen, peso, volumen total de poros y distribución entre agua y aire (Puustporvi y Robertson, 1975).

Tamaño de las partículas

Aunque es frecuente clasificar las turbas en gruesas, medias y finas, términos subjetivos que pretenden designar el tamaño y la proporción relativa de las partículas primarias que la configuran; no existe un acuerdo general similar al existente en los suelos minerales, respecto a los valores límite para definir las diferentes clases texturales.

Puede utilizarse el cuadro debido a GALLAGHER (1975), para clasificar las turbas según el tamaño y proporción de sus componentes.

El tamaño de las partículas está estrechamente relacionado con la distribución del tamaño de los poros y, por tanto, influye en el equilibrio agua-aire, de forma que cuando se incrementa el tamaño de las partículas disminuye el volumen de agua y aumenta el volumen de aire. Debido a su gran superficie específica ($1200 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ para partículas de 0,1 mm de diámetro), las partículas finas desempeñan un importante papel en procesos tales como el intercambio

catiónico, pero en cantidades excesivas, pueden tener efectos muy desfavorables sobre la capacidad filtrante de la turba y su aireación (Poots and Mckay, 1980).

Aunque la distribución de partículas por tamaños es un indicador apropiado de la estructura de la turba y de otras propiedades físicas, tales como la porosidad, la permeabilidad, la estabilidad y la compacidad, su determinación está muy influenciada por el contenido de humedad y otros factores (Viraraghavan and Rana, 1991), además no se dispone de un método analítico estandard completamente satisfactorio.

Densidades. Porosidad

La relación entre la densidad aparente seca, determinada a partir de una humedad conocida, y la densidad real, permite obtener la porosidad que corresponde a dicha humedad (Päivänen, 1976).

La porosidad disminuye durante la consolidación de la turba, la cual puede ser provocada por desecación (retracción) o por compresión (al aplicar una sobrecarga de manera análoga al ensayo edométrico).

El rehumedecimiento provoca el entumecimiento de manera parecida al hinchamiento por descarga. En ambos casos existen efectos histerésicos que impiden la recuperación total de la porosidad inicial.

Boelter (1969) pudo relacionar la densidad aparente con el grado de descomposición de Von Post.

Los poros se clasifican por sus tamaños en macroporos y microporos. Cuando la turba se somete a capilaridad, los macroporos permanecen llenos de aire y los microporos se llenan de agua. Los microporos pueden representar menos del

20% en una turba gruesa de Spagnum, mientras que en una negra y fina llegan a superar el 50% (Puustjarvi y Robertson, 1975).

Características de humedad. Subsistencia. Aireación

La humedad ponderal de la turba disminuye en el transcurso de su desecación. La curva que relaciona la humedad con el potencial mátrico o de succión se denomina *característica de humedad*. A la curva primaria de desecación le sigue otra distinta durante el rehumedecimiento debido a los *efectos histerésicos*. Las curvas se desplazan a medida que la turba evoluciona porque cada vez retiene menos agua (Sturges, 1968; Boelter, 1969; Puustjarvi y Robertson, 1975).

La porosidad total disminuye durante la desecación; la turba se retrae y tiene lugar la subsistencia. Pons (1960) estima la subsistencia comparando la humedad en estado natural con la retenida a capacidad de campo (equivalente de humedad) determinada después de desecar la turba al aire. El espacio poroso está ocupado por agua y aire. Sus proporciones se modifican a medida que el suelo se deseca y la porosidad total disminuye.

Grado de descomposición

Influye en muchas propiedades físicas: capacidad de absorción y de retención de agua, aireación, etc. La alteración física y química de las turbas ocasiona la disminución de los tamaños de las partículas, las cuales rellenan los huecos y consecuentemente la densidad aumenta.

El grado de descomposición se puede estimar por varios procedimientos: el de "State Standard of the URSS" (1976) a base de tratamientos sucesivos con ácidos y bases y posteriores separaciones de las fracciones por centrifugación; y el

de "Soil Survey Staff" (USDA, 1975) con pirofosfato sódico y posterior determinación del color (Mckenzie y Dawson, 1962). El más extendido es el de Von Post.

La relación carbono a nitrógeno, C/N, es un parámetro que define la evolución de la materia orgánica de las turbas y se puede usar para su evaluación.

Cenizas. Fracción mineral

El contenido en cenizas de las turbas cálcicas es más elevado (más del 15%) que en las ácidas (1-2%). No es extraño que entre el contenido en cenizas, el pH, las propiedades hídrica y el carácter depurador de la turba exista alguna relación (Botch y Masing, 1983).

La fracción mineral (arcillas, limos y arenas) eleva la densidad aparente de las turbas y condicionan su uso. La retención de humedad es menor que en la turba pura. En muchos casos, un elevado contenido en partículas finas de limo y arcilla afectan a la capacidad hidráulica de la turba.

Propiedades hídricas

Una de las características más importantes de la turba, para los fines del presente estudio, es su capacidad para retener grandes cantidades de agua. Para un peso dado de turba, la cantidad de agua retenida, así como su capacidad de reabsorber agua después de su secado al aire, varía mucho según el tipo de turba y, en cualquier caso, se reduce grandemente por la presencia de materia mineral, lo que es frecuente en las turbas de la península Ibérica.

Las turbas fibrosas relativamente poco descompuestas pueden contener hasta 15-20 veces su propio peso de agua y secadas al aire, esta capacidad de absorción no se reduce grandemente, siendo normalmente alrededor de los dos tercios de la primitiva. En el otro extremo, las turbas bien descompuestas, contienen entre 4 y 8 veces su propio peso seco de agua y desecándola al aire se reduce considerablemente su afinidad por el agua, frecuentemente alrededor del 80% (Valentin, 1986). La oclusión de los poros debida al encogimiento de las sustancias húmicas es, probablemente, la razón principal por la que estos tipos de turba no se vuelven a humedecer fácilmente. Esto puede explicar que la acción física alternativa de heladas y deshielos pueda, incrementando el volumen de los poros capilares, restablecer prácticamente la capacidad de absorción de una turba negra secada al aire.

Para evitar confusiones, es importante recalcar si el contenido de humedad se expresa en función del peso de sólidos o del peso total, así cuando el peso del agua iguala al peso de sólidos, el contenido de humedad es 100% en el primer supuesto y 50% en el segundo, usándose con mucha frecuencia esta relación, ya que indica prontamente la relación sólidos/agua y, si el contenido de cenizas es conocido, permite estimar el contenido de materia orgánica. En condiciones naturales la turba tiene normalmente un contenido de humedad, en base al peso total, del orden del 90%, pero es importante hacer notar que humedeciéndola, natural o artificialmente, solamente hasta el 80% se reduce la relación sólido/agua entre 9:1 y 4:1. Esto deberá tenerse en cuenta en la estimación del efecto sobre el drenaje así como su evaluación para su uso en base a su peso total (Heliotis, 1989).

Considerando el uso de la turba para depuración de aguas residuales, es más apropiado expresar el porcentaje de agua en relación al volumen. En este caso la alta capacidad de retención de la turba se vuelve menos significativa, solamente dos o tres veces más grande que los suelos minerales, al tomarse en cuenta su baja densidad, reduciéndose además las diferencias entre tipos de turba distintos.

En la turba el agua se encuentra en varios estados diferentes siendo los más importantes el higroscópico, el capilar y el gravitacional. El agua higroscópica se haya confinada por fuerzas moleculares de hasta varios miles de atmósferas en las partículas del suelo y no es ni siquiera utilizable por las plantas. El agua capilar se presenta en forma de película, rodeando las partículas de turba y rellenando los poros y celdas, se encuentra menos firmemente retenida, pero no puede ser removida por las fuerzas de la gravedad. El agua gravitacional es el agua que drena a lo largo del perfil.

La variación del contenido de humedad se representa por la curva pF (medida de la energía con que el agua es retenida), en la que se reflejan las características de almacenamiento de agua y permeabilidad. Las turbas de bajo grado de descomposición, drenan más fácilmente y tienen mayor capacidad de almacenamiento que las muy descompuestas. La capacidad de almacenamiento incide directamente en el tiempo de retención en los lechos de turba y en su capacidad de filtración.

Materia orgánica

Muchas de las sustancias orgánicas presentes en la turba contienen los grupos carboxiloácido (-COOH) e hidróxido fenólico (OH). A causa de su naturaleza aromática algunos de estos ácidos, como los ácidos húmicos, tienen su origen probable en un proceso de degradación de la lignina, uno de los componentes de los residuos vegetales más resistentes a los procesos de degradación (Viraraghavan et al., 1987).

Los ácidos húmicos de las turbas se comportan frecuentemente como coloides irreversibles los cuales, en seco, se encojen notablemente y pierden su capacidad inicial de absorción de agua y nutrientes. Estos efectos se manifiestan en la formación de gránulos duros, semejantes al carbón que se desmigajan en un

polvo fino y pueden tener un efecto muy adverso sobre la estructura de la turba. Esto explica que una turba *Sphagnum* relativamente sin descomponer, con contenidos muy bajos de lignina, recupere su estructura mucho más fácilmente que los tipos leñosos y más descompuestos, al volverse a humedecer.

Los ácidos húmicos se disocian en hidrogeniones e iones humato, los cuales en presencia de cationes metálicos forman sales húmicas de características diferentes. Los humatos de potasio y otros metales alcalinos son solubles en agua, mientras que los de los alcalinoterreos, tales como calcio y de otros metales como el cobre, cinc y manganeso, son insolubles.

De estas consideraciones se desprende que no es suficiente la determinación del contenido de una turba para su evaluación, interesa el análisis de su evolución, siendo su estabilidad y carácter depurador aspectos de gran interés.

Es conocida de antiguo la influencia de los ácidos húmicos sobre la estructura del suelo, actuando como cementantes de las partículas minerales que, al agruparse en forma de agregados, determinan la aparición de estructuras de tipo grumoso, de elevada porosidad y gran capacidad de retención de agua, circunstancias que inciden directamente en la capacidad depuradora y filtrante de la turba.

Capacidad de intercambio catiónico

Como se ha indicado anteriormente los principales componentes de la turba son lignina y celulosa. Estos componentes, y sobre todo la lignina, contienen grupos polares tales como alcoholes, aldéhdos, cetonas, ácidos, hidróxidos fenólicos y éteres que pueden actuar en procesos de unión química (Sharma and Forster, 1993). La lignina y la fracción húmica contienen predominantemente grupos p-hidroxil susceptibles de unirse a grupos de carga positiva (Letho et al., 1985)

Debido a esta composición, la turba se puede considerar como un compuesto orgánico capaz de realizar cambio catiónico (Chen et al,1990). La presencia de cargas negativas asociadas a ácidos húmicos y fúlvicos le dan un fuerte poder de atracción por los cationes básicos. Esta característica fue demostrada por Poots y McKay (1980) al intentar medir la superficie de la turba empleando colorantes básicos y ácidos y obteniendo un valor 10 veces superior en el caso de los básicos.

Los ácidos húmicos presentan tres tipos de protones, que corresponden a tres pH: a 4,5 la liberación se atribuye a átomos de nitrógenos protonados; a 6,1 se ionizan los grupos carboxílicos y a 8,1 son ionizados los grupos hidroxílico fenólicos (Kononova, 1961; Fuschman, 1980). El resultado es que la capacidad de intercambio catiónico de los ácidos húmicos depende del pH.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) de las turbas depende de su origen y del grado de descomposición. Una turba fibrica de Spahgnum puede tener una CIC de 110 meq/100 g, mientras que la fibrica de Cárex apenas alcanza los 80. Sin embargo, la sáprica de Cárex alcanza valores de 160. Con fines de evaluación pueden usarse los valores siguientes:

CIC en meq/100 g	Mayor de 100:	Alta
	Entre 100 y 75:	Media
	Menos de 75:	Baja

El intercambio catiónico de las turbas ha sido ampliamente estudiado desde los iniciales trabajos de Coleman (Guerrero y Polo, 1990) que midieron las constantes de estabilidad y los coeficientes de selectividad de la reacción turba- Cu^{2+} . Los resultados ya sugerían la formación de complejos orgánico-minerales entre las sustancias húmicas y el Cu^{2+} , Pb^{2+} y Zn^{2+} .

Schnitzer y Skinner (1965) estudiaron los enlaces selectivos de los grupos funcionales de los ácidos fúlvicos con los metales y pudieron comprobar la existencia de dos tipos de mecanismos: el que implica simultáneamente a los grupos carboxílico e hidroxílico-fenólico y el que implica a dos grupos carboxílicos. El grupo OH alcohólico no parece intervenir en las interacciones órgano-metálicas.

La formación de complejos abre nuevas perspectivas al uso como filtros en la industria y en la depuración de aguas residuales (Kadlec y Keoleian, 1986).

Al contrario de lo que ocurre con el intercambio catiónico, la capacidad de intercambio aniónico es muy baja en las turbas (Puustjarvi y Robertson, 1975).

El intercambio catiónico fué estudiado detalladamente por Helfferich (1962) y los complejos órgano-minerales de las sustancias húmicas de las turbas por Schnitzer y Kahn (1972), Flaig et al. (1975) y Stevenson (1980). La cinética de intercambio en turbas y materia orgánica fué estudiado por Khan (1969), Bunzl (1974) y Bunzl et al. (1976).

La acidez de la turba se relaciona con la saturación de bases del complejo de intercambio catiónico. Para su evaluación se puede utilizar el pH determinado en solución de ClK 1N.

pH Menor de 4: Muy ácido
 Entre 4 y 7: Medianamente ácido
 Mayor de 7: Básico

En definitiva estas propiedades químicas le permiten una alta capacidad de cambio catiónico y baja capacidad de cambio aniónico (Valentín, 1986).

Couillard (1992) estudió microscópicamente la turba observando que es altamente porosa. La turba parcialmente descompuesta presenta una porosidad del 95% y una superficie específica de 200 m²/g.

Tras este análisis de las turbas, se puede concluir que las turbas son un material orgánico con cierto grado de descomposición, muy poroso y con una gran capacidad de retención de los cationes metálicos de transición así como de moléculas orgánicas polares.

I.7.4.- ALTERACIONES EN LAS PROPIEDADES DE LA TURBA

Las condiciones presentes en la fase de formación de la turba, van a condicionar su mayor o menor grado de descomposición y con él variarán las propiedades físico-químicas de este material. Según algunos autores (Gavril'chik et al., 1988) otro factor que afecta a las propiedades de la turba es su extracción, pero quizá uno de los factores que más se deben considerar es la alteración que algunas turbas sufren en sus propiedades al secarse, bien al aire o de modo mecánico, y al molerse o triturarse.

Todo tipo de turba puede sufrir alteraciones de diverso grado por su secado y molienda, en cuanto a su capacidad de retención de agua, porosidad y permeabilidad, por lo que pueden perder algunas de sus aplicaciones en el tratamiento de aguas residuales.

En cuanto al grado de descomposición hay que indicar que al aumentar éste, varía la capacidad de retención de cationes metálicos y también altera su capacidad de drenaje.

La turba parcialmente descompuesta es un material muy fibroso con buenas propiedades de adsorción e hidráulicas. Este tipo de turba tiene una alta porosidad y

es capaz de retener gran cantidad de agua. El secado de la turba hace que las fibras se separen, perdiendo gran parte de estas propiedades.

La capacidad de retención de agua por parte de la turba es un factor decisivo para su empleo en el tratamiento de aguas residuales (Heliotis, 1989). Hay que considerar que valores de humedad superiores al 85% hacen descender la actividad microbiana de modo considerable y, valores inferiores al 30%, la cesan completamente.

I.7.5.- APLICABILIDAD DE LA TURBA A LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Una vez analizada la turba, sus distintas clasificaciones y propiedades se plantea enfocar este análisis a la depuración de aguas residuales urbanas. Para hacer esto se recurre a realizar una búsqueda bibliográfica que nos permita conocer el estado actual de la experiencia y de la técnica en este sistema de tratamiento de aguas residuales mediante turba.

Para ello se ha procedido a realizar un barrido a través del Servicio de Documentación de la Universidad de Granada, y otro barrido a través del Servicio de Documentación del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de Madrid. Para la realización de estos barridos se accedió a distintos Bancos de Datos. Entre estos se encuentran los siguientes: AQUALINE, POLLUTION, ENVIROLINE, EAUDOC, COMENDEX, CITIS, ABSYS, ICONDA, NTIS, SCIENCE CITATION INDEX, CURRENT CONTENTS y las bases de datos del CSIC, ICYT e ISOC.

Se recopilaron igualmente, todos los artículos relacionados con el tema, existente en la Biblioteca de la Cátedra de Ingeniería Sanitaria y Ambiental del Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Granada. Se basó

fundamentalmente en WATER RESEARCH, WATER SCIENCE & TECHNOLOGY, WATER POLLUTION CONTROL, TECNO AMBIENTE, Y TESIS DOCTORALES.

Ha sido fundamental la aportación de la Tesis Doctoral realizada por D. Juan Manuel Cardenete López "Aplicabilidad de las Turbas de El Padul (Granada) a la depuración de aguas residuales" (Mayo 1997). Ésta tesis respondió al interés del Grupo de Investigación MITA (Cátedra de Ingeniería Sanitaria y Ambiental) en los sistemas de depuración de bajo coste. Este interés llevó en 1994 a estudiar el sistema de depuración mediante lechos de turba el cual concluyó con la Tesis doctoral mencionada.

La búsqueda de información se centra en documentar la interrelación de las distintas variables que afectan a los resultados del proceso (cargas orgánica e hidráulica, rendimientos en eliminación de carga y control de nutrientes, parámetros físico-químicos y dimensionales, etc.), funcionamiento (explotación y mantenimiento), etc.

El resultado de la investigación bibliográfica se plasma en los siguientes comentarios:

Los lechos de turba como sistemas de bioadsorción (la turba colonizada por microorganismos) han sido propuestos por Martin (1991) para el cual es obvia la utilización de materiales naturales como soportes de la población microbiana y si es posible que además sea fuente de nutrientes. Los procesos de biofiltración son muy flexibles, poco afectados por las fluctuaciones de temperatura, intensidad de caudal y carga asociados con los efluentes (Meunier y Grenier, 1986).

La turba posee estas propiedades, además es adsorbente, lo que podría contribuir a su empleo en el tratamiento de aguas residuales. El uso de la turba como una agente para combatir los contaminantes en flujos líquidos y su papel de

soporte de la población microbiana hace de ella un filtro biológico ideal como sistema de tratamiento de aguas residuales.

Se han desarrollado algunos diseños para lechos de turba en USA, Canadá, Finlandia e Irlanda (Heatwhite, 1990; Buelna y Bélanger, 1990, 1989a, b; Viraraghavan and Ayyaswami, 1989; Viraraghavan and Rana, 1988; Nichols and Boelter, 1982; Rock et al., 1982; Eger et al., 1981). Estos lechos han sido construidos para el tratamiento de aguas residuales domésticas a pequeña escala. Su construcción es esencialmente similar, con mínimas variaciones en equipamiento.

Usualmente, el lecho de turba está compuesto de cuatro capas (Fig. I.1):

- 1.- En el fondo una capa de grava gruesa, seguida de...
- 2.- Una capa de arena.
- 3.- Una capa de turba, y finalmente
- 4.- Encima una capa de hierba.

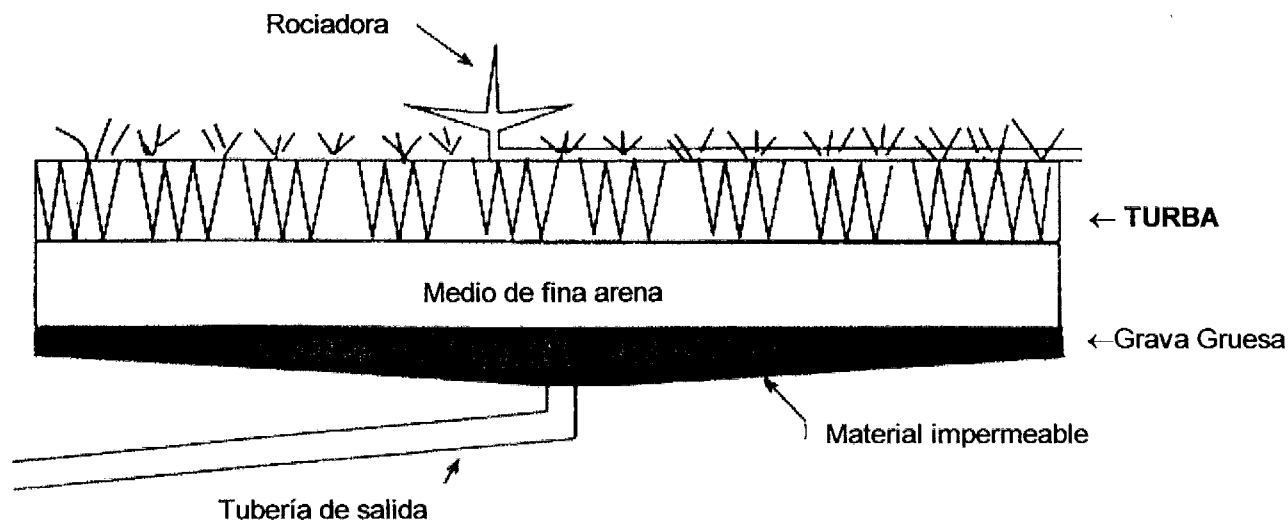


Fig. I.1.- Esquema de lecho de turba

La arena y la capa de grava son el filtro para retener la turba del lecho. La capa de arena también crea una región de baja presión en la interface arena-turba que facilita, por succión, el flujo de efluentes a través del lecho. La capa de hierba ayuda a la retención de Nitrógeno y Fósforo mientras que la turba es con frecuencia mezclada con lima para precipitar mas fósforo.

La mayoría de los estudios han dado resultados prometedores aunque puede presentarse un problema de colmatatación del filtro. Este problema puede ser solucionado volteando la turba o cambiándola. Viraraghavan and Kikkeri (1988) obtienen buenas rendimientos de eliminación de contaminantes en el lecho de turba, sin embargo, éste se atasca después de 5 días en el caso de la eliminación de aguas residuales de matadero y después de 18 a 81 horas en el caso de aguas residuales de lechería, dependiendo del valor de la carga hidráulica. Winkler y Veneman (1991), a escala de planta piloto, han desarrollado especificaciones de diseño que proporcionan un sistema innovador de depuración de aguas residuales por turba (*Sphagnum spp*). Según ellos, el sistema no ofrece aparentemente ventajas sobre el filtro de arena; presenta una única desventaja de DQO y bajo pH en los efluentes debido a la degradación de la turba. La vida media de un lecho de turba es de 5-10 años (Nichols y Boelter, 1982). Dubuc et al. (1986) concluyeron que el uso de "turba-tierra" para el tratamiento de aguas residuales domésticas, resulta efectivo incluso en climas muy fríos del Norte.

Estudio ingenieríl

Los fenómenos de depuración del agua residual que se producen en el lecho de turba son de tipo físico-químico y bioquímico: filtración, sedimentación, floculación, adsorción, absorción, intercambio caiónico, oxidación de la materia orgánica, etc... La turba actua como soporte de la biopelícula por la que fluyen las aguas residuales.

El tiempo de retención es pequeño, en comparación con el proceso de fangos activos, ya que el funcionamiento es mediante percolación. Esto nos indica, según la bibliografía consultada, que la eficiencia del lecho de turba es función de la superficie específica de la turba, de la profundidad de la turba, del ratio de carga hidráulica, y del valor de la DBO del agua residual. El área específica y el valor de carga hidráulica son características de la turba.

Con una capa de turba de aproximadamente 28 cm de grosor la carga hidráulica podría llegar a 2037 l/m²-h. Este valor permanece constante a lo largo de todo el espesor del lecho si el valor de sólidos en suspensión de las aguas residuales no es demasiado alto. Si el lecho es usado como un filtro (alto porcentaje de sólidos en suspensión), entonces la capacidad hidráulica decrece gradualmente en el tiempo de acuerdo con una función relacionada con la concentración de sólidos en suspensión. El funcionamiento se ajusta paralelamente a la reducción de alimento de agua.

De acuerdo con Narasiah y Hains (1988) la turba es porosa y tiene un alto grado de conductividad hidráulica. A medida que el grado de descomposición aumenta la calidad de las fibras disminuye. Por lo tanto la utilización de turbas jóvenes mejora las propiedades hidráulicas y de adsorción. La permeabilidad de la turba puede variar en un rango cuyo ratio (cociente entre valor máximo y mínimo) puede ser mayor a 5000 dependiendo del grado de descomposición de la turba, de la conductividad hidráulica, de la descomposición de la turba y puede ser tan alto como 140 cm/hora. (turba "sapric"); en turbas altamente descompuestas puede ser de 0,025 cm/h. Nichols y Boelter (1982) probaron turbas moderadamente descompuestas "hemic" con una conductividad hidráulica de 0,625 cm/h para provocar la buena aireación de la turba y prevenir atascamientos durante los períodos de aplicación de aguas residuales, sin embargo se hace circular bastante lenta para permitir la eliminación efectiva de nutrientes.

Muchos estudios han incluido valores del rango de carga hidráulica de la turba de entre 15 a 840 litros/m² y día. Este rango es debido a una variedad de factores donde se incluye el grado de humedad, contenido de agua, densidad en seco, tipo de turba y profundidad de la muestra.

Las aguas residuales pueden ser aplicadas por rociadoras, irrigación, inundación o subirrigación. El método de aplicación mas frecuentemente usado es por rociadora. La precipitación no es normalmente considerada cuando se diseña un lecho por carga hidráulica pero este debería ser tomado en casos de precipitaciones extremas.

Es necesario apuntar (Barton et al., 1984) que incrementando la profundidad de la turba podría provocar una reducción de caudal aplicable. Se intentó mantener las condiciones aeróbicas, operando con un valor de caudal lento y se obtuvieron resultados estimulantes en la mayoría de los casos. Mientras tanto Brooks et al., (1984) informaba que Rock et al., (1984) habían construido dos sistemas trabajando con capas de turba de 30 a 75 cm.; los estudios mostraron que 30 cm de turba podría realizar el mismo nivel de tratamiento. Además los resultados demostraron la habilidad de la turba para manejar cargas hidráulicas sustancialmente mayores que el diseño original.

La turba aparecida ofrecía gran flexibilidad para las variables de carga hidráulica y carga contaminante esperadas. Los distintos resultados sugieren diferencias importantes en la realización y características operacionales del lecho de turba.

Rock et al. (1984) informó que dentro de definir una carga hidráulica apropiada, es importante recordar la variabilidad en la concentración de DBO y, por tanto, la variabilidad en la carga orgánica entre sistemas que reciben la misma carga hidráulica. Ellos obtuvieron óptimas eliminaciones de DBO₅ y de SST con cargas hidráulicas de hasta 8'1 cm/d de efluente de fosa séptica con una DBO₅ inicial de

250 mg/l y SST de 73 mg/l. Por comparación, ellos citaron a Farnham y Brown quienes usaron altas cargas hidráulicas de 20 cm/d en su estudio de tratamiento secundario de agua residual con una $DBO_5=65$ mg/l. En el último ejemplo la carga orgánica era únicamente de 13 kg $DBO_5/1000$ m² por día comparado con una carga orgánica de 20'2 kg $DBO_5/1000$ m² por día en el estudio de Rock et al. (1984). Así, estos autores sugirieron una carga hidráulica <8'1 cm/d para tratar efluente de fosa séptica. Quizás sería posible una carga más alta, con una que inferior intensidad de aguas residuales, pero debería escogerse un enfoque mas conservador. Este enfoque conservador es también prudente puesto que la eliminación de DBO_5 era ligeramente más alta a 20°C que a 5°C.

Coleman y Gaudet (1994) aplicaron a columnas-filtro una corriente ascendente o descendente con un valor inicial de carga de 4 cm/d a una temperatura de entre 10 grado C y 20 grado C. Después aumentaron el valor de carga a 8 cm/d. La obturación del filtro-columna ocurría en tratamiento de corriente descendente pero no en el tratamiento de corriente ascendente.

Las Enterprises Premier CDN Ltee, Hydro-Quebec, PQ, Canadá, en sus experiencias, el concepto del sistema está basado en módulos unitarios, cargados con altos valores hidráulicos (>400 L/m²-d). La experiencia ha mostrado que el proceso es eficiente; sin embargo, es necesario regular el valor de caudal en los reactores, para perfeccionar el pretratamiento y para mantener una aireación adecuada de los medios de filtro a fin de asegurar eficiencia a largo plazo del sistema.

Se ha demostrado (Barton et al., 1984) que la filtración por turba es un método eficiente de tratamiento de aguas residuales domésticas en el caso de pequeños volúmenes que requieren un grado alto de purificación. Esos lechos de turba podrían proporcionar la eliminación casi completa de fósforo y sólidos en suspensión, principalmente por la asimilación microbica bajo condiciones aerobias.

Según Nichols y Boelter (1982), intensidades de carga orgánica demasiado bajas ($< 1\text{cm}^3/\text{cm}^2\text{-d}$ aproximadamente) son probablemente poco prácticas a causa de la pérdida de capacidad de tratamiento de agua residual por descomposición de la turba. Realmente, las condiciones aerobias en el lecho combinado con la adición de nutrientes de las aguas residuales favorecería la descomposición de la turba. Después de los primeros 3 años, la eliminación de N del agua residual era debida únicamente a la captación por la hierba.

Las pérdidas de nitrógeno por la desnitrificación fueron más equilibradas por la liberalización de N debido a la mineralización de la turba. El aumento en la carga hidráulica (junto con un aumento de carga orgánica) resultó en la reducción de la eficiencia de tratamiento.

El efecto del tamaño de partícula de la turba ^{sobre} ~~por encima de~~ del tiempo de equilibrio de adsorción parece ser insignificante (Cloutier, 1983; Cloutier et al., 1985). El débil efecto del tamaño de partícula sobre el tiempo de equilibrio de adsorción es relativo al hecho que esencialmente toda la superficie de adsorción puede considerarse interna. Sin embargo, un adsorbente como la turba, expone una red compleja formada irregularmente y pasajes parcialmente conectados. Estos poros tienen diámetros que van desde 10^{-7} mm a varios miles de veces este valor. Los poros más grandes (diámetros $>10^{-5}$ cm) se llaman macroporos. Estos contribuyen poco al área total de superficie, pero permiten un acceso más fácil de fluidos al interior de las partículas. La mayoría del área superficial de la turba para la adsorción está provista de microporos, que se definen arbitrariamente como poros con tamaños menores a 10^{-7} cm. Desde una consideración geométrica simple se sigue que la partícula de menor diámetro, será la de mayor superficie externa total para un volumen total determinado de adsorbente.

Perspectivas futuras

El uso de turba como un método mejorado para el tratamiento de aguas residuales puede ser de interés para pequeñas y medianas comunidades. La construcción inicial y los costes de funcionamiento de las plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales son los factores más importantes en la selección de tecnología del proceso. El costo en comunidades de pequeño y mediano tamaño para lograr el mismo nivel de tratamiento de aguas residuales que comunidades grandes que usan tecnología estándar es desproporcionadamente alta. Además, el tratamiento de aguas residuales mediante turba es apropiado como una unidad de purificación terciaria. El lecho de turba presenta desventajas: color, DQO y bajo pH en el efluente debido a la degradación de la turba. Sin embargo, a pesar de estas desventajas, la calidad del efluente satisface los criterios para la descarga de U.S. EPA (1987, 1989) en la mayoría de las aguas receptoras. Sin embargo, este tema requerirá investigación adicional antes de poder alcanzarse una conclusión definitiva.

La turba ha resultado exitosa en la eliminación de impurezas del agua residual. Las impurezas pueden ser eliminadas por el proceso de adsorción y filtración, debido a las características porosas y polares de turba. La adsorción se realiza principalmente mediante el intercambio de iones y/o la formación de complejos. Estos procesos dependen de la naturaleza de la turba, las propiedades de las impurezas y las condiciones predominantes.

Aunque los filtros de turba tienen relativamente largo tiempo de vida útil, no se han explotado hasta su punto de saturación. Por lo tanto los cambios que ocurren en la turba estructural (estructura física), durante su aplicación como un filtro no son conocidos muy bien.

Brooks et al. (1984) informó que los testigos tomados de su sistema experimental después de 5 años de operación y examinados con microscopía no dió

a conocer ningún cambio perceptible en comparación con la turba original. La aplicación continuada de aguas residuales, que contiene una fuente más fácilmente metabolizada de C, N, P y otros nutrientes que la turba, indudablemente afecta al valor de las descomposiciones de turba ocurridas en el filtro. Por otro lado, la adición de nutrientes del efluente de fosa séptica no pareció aumentar la descomposición de la turba en el filtro y la recopilación de evidencias hasta aquí indica que este sistema de tratamiento de aguas residuales por turba puede continuar funcionando eficientemente durante muchos años como un sistema convencional. No parece que esa degradación de la turba en el lecho sea suficiente para afectar adversamente su longevidad. Sin embargo, se necesitan estudios adicionales para cuantificar el valor de descomposición de turba bajo diferentes condiciones de funcionamiento en el filtro.

Los filtros de turba tienen esencialmente bajos parámetros de carga hidráulica ($1.5-84 \text{ cm}^3/\text{cm}^2\text{-día}$) y no puede ser apropiada para volúmenes grandes de evacuación de aguas residuales. Este amplio rango estuvo debido a una variedad de factores incluyendo el grado de humificación, contenido de agua, la densidad seca, tipo de turba y profundidad de muestreo. Sin embargo, su inversión y costes de funcionamiento son bajos (Buelna y Bélanger, el 1990) y pueden ser efectivos bajo condiciones seguras tales como en lugares de veraneo, hogares estivales, etc., las tierras usadas temporalmente (campo - jardines) y otras instalaciones que generan cantidades pequeñas de aguas residuales o en suelos incompatibles con campos tradicionales de purificación. Continuar la investigación puede conducir a mejoras en los criterios de diseño del sistema de filtro de lecho de turba, especialmente con respecto a la baja carga hidráulica que son capaces de tolerar.

Cardenete, J.M. (1994) marca unas líneas futuras de investigación las cuales señalan el posible camino a seguir en futuras investigaciones. Estas líneas de investigación son las siguientes:

- 1.- Desarrollo de aplicación del efluente, en función de las condiciones agrícolas del entorno y los rendimientos de depuración obtenidos. **Optimización de la reutilización.** Comparación y crítica de la Normativa en función de los requerimientos locales y de Cauce.
- 2.- Estudio detallado de aspectos del sistema no concluidos:
 - Comparación de resultados tras las prácticas percolación-inundación (incluyendo procedimientos de aireación del lecho).
 - Rendimientos de ajuste de nutrientes del sistema (fundamentalmente en control del nitrógeno).
- 3.- Análisis dimensional de las opciones concluidas en este trabajo sobre ubicaciones de los lechos de turba:
 - Como tratamiento **primario** (decantador-digestor).
 - Como tratamiento de **afino** (terciario).
- 4.- Estudio de evolución de contenidos en **elementos potencialmente tóxicos** (EPT's: metales pesados).
- 5.- Profundización en las conclusiones sobre **estabilidad del soporte** (lecho de turba) y su aplicación a objetivos de mayor envergadura (poblaciones o caudales de superior relevancia).
- 6.- Comparación del compendio de aspectos estudiados con otro tipo de turbas.

En cuanto a la aplicabilidad de unas turbas de la península Ibérica, como son las procedentes de las turberas de El Padul, es importante destacar las conclusiones a que llegó Cardenete. Durante mas de tres años (1994-1997) estudió, tanto a escala de planta piloto como a escala real, el empleo de lechos de turba. Esta investigación arrojó las siguientes conclusiones:

- La falta de uniformidad en los resultados obtenidos del sistema, hace inviable su aplicación como proceso único para poblaciones con mas de 2000 habitantes equivalentes; en pocas ocasiones se cumplen los requisitos de la Normativa.

- Para poblaciones donde es necesaria la depuración, el sistema debe diseñarse en función de una optimización del conjunto superficie filtrante-volumen de turba-rendimientos.

Los valores óptimos a considerar, son:

- Altura del lecho $h = 50$ cm (óptimo $40 < h < 60$).
- Para Carga orgánica DBO influente menor de 450 mg/litro, el parámetro limitante:

Carga hidráulica por lecho $\leq 0,9 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$.

- Para Carga orgánica DBO influente mayor de 450 mg/litro, el parámetro limitante:

Carga orgánica por lecho $\leq 0,8 \text{ kg.DBO}/\text{m}^3\cdot\text{día}$.

- Los rendimientos de eliminación a esperar, a partir de diseños que consideren los citados de la conclusión anterior, se estiman en: 70-80% de eliminación en DBO_5 y 85-90% de eliminación de SS. Valores condicionados por la bondad de la explotación, no justificándose la búsqueda de rendimientos mayores por el aumento desproporcionado de superficie.
- El sistema puede ser utilizado en polígonos industriales o urbanizaciones de uso periódico, dada la facilidad de su puesta en marcha (contando con la previsión de bajos resultados).
- El sistema podría utilizarse como decantador-digestor en el tratamiento primario, seguido de un tratamiento secundario de mayor efectividad e inercia; esta posibilidad es aceptable para aguas influentes de baja carga y con tratamiento cuidadoso.
- También admite el uso como decantador-digestor tras el reactor biológico que se disponga, ya que el rendimiento de la digestión aeróbica es similar al obtenido en Plantas Convencionales.
- El tiempo de funcionamiento como decantador-digestor, compuesto por: Colmatación – Filtrado y escarificado – Digestión, admite las opciones:

- 1.- Tratamiento biológico aerobio con escarificado inmediato y volteo (hasta 30-40 cm de profundidad) para acondicionamiento previo a la siguiente fase.
 - 2.- Tratamiento biológico con 11 días de colmatación, más 10 días de estabilización aeróbica del lodo, hasta una reducción del 50% de MSV, más 1 día de escarificado; total 22 días.
 - 3.- El mismo ciclo de tratamiento biológico, con escarificado al 5 día (MS 30% y fango manipulable), completándose la digestión del lodo en era de secado. Duración del ciclo, 15 días.
- La conclusión anterior, ponderada con los parámetro óptimos de diseño, nos obliga a disponer de tres lechos. La superficie a disponer estará comprendida entre 0,5 y 0,6 m²/habitante, independientemente de la concentración de DBO₅ influente.
 - Si no se pretende digestión aeróbica sobre lecho (efectuando la digestión en **pilas volteadas**), puede reducirse la proporción anterior hasta 0,35-0,40 m²/habitante.
 - Para una correcta explotación y mejora de los resultados, el volteo y **aireación de los lechos** como operación previa a cada ciclo deben ser profundos (hasta 30-40 cm) y afectando a toda la superficie.
 - Por pérdidas de turba en el escarificado (1,5 cm en cada operación) debe programarse la **reposición** como gasto incluido en la explotación.

La importancia de esta investigación, radica en el empleo de las turbas como proceso único de depuración en una instalación (Rivas, 1989). Aunque diversos autores indican la necesidad de tratamiento primario previo a su aplicación sobre lechos de turba, el sistema se ha introducido en España como tratamiento único, sin tratamiento previo (exceptuando el pretratamiento con o sin tamizado). El empleo de las turbas como tratamiento único presenta la ventaja añadida de que la estación depuradora produce fangos secos, y digeridos, cuyo manejo es fácil evitando los costes de una posible línea de fangos. No existe bibliografía que aporte información de este sistema así concebido.

Otra de las ventajas de la turba para el tratamiento de aguas residuales es haber levantado la posibilidad de usar ecosistemas naturales para este fin. Se ha sugerido que los lechos de turba natural ofrecen una alternativa barata a plantas avanzadas de tratamiento. Sin embargo, los efectos a largo plazo de eliminación de efluente de aguas residuales a través de lechos de turba son desconocidos. Esta práctica podría alterar la estructura o la función de este ecosistema natural, que puede ser irreparablemente dañado. El uso de lechos de turba naturales no debería llegar a ser el foco de un enfrentamiento entre la meta a corto plazo, y la prioridad a largo plazo de productividad sustentable. Por lo tanto, no se recomendaría el uso de sistemas diseñados de turba para el tratamiento de aguas residuales, hasta que la respuesta de ecosistemas de lecho de turba natural en la eliminación de efluente haya sido evaluada totalmente.

II.- OBJETIVOS PREVIOS

II.- OBJETIVOS PREVIOS

De los conocimientos extraídos tras el barrido bibliográfico y en las investigaciones anteriores, especialmente en la Tesis “Aplicabilidad de las Turbas de El Padul (Granada) a la depuración de aguas residuales” realizada por D. Juan Manuel Cardenete López, se pueden considerar los siguientes puntos de partida:

- 1.- El Plan Director de Depuración de aguas residuales urbanas de la Provincia de Granada recomienda la construcción, en un porcentaje muy elevado (superior al 60% de los núcleos urbanos de la provincia), de estaciones depuradoras con el sistema de depuración de lechos de turba.

- 2.- En la Comarca de Granada existen turberas con accesibilidad, transporte viable y organizadas empresarialmente, lo que ha motivado el uso de esta turba en las instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas de lechos de turba ya construidas en la provincia de Granada. Dada la proximidad de estas turberas, el coste por metro cúbico de turba puesta en la Estación depuradora es menor al que pudieran ofrecer otras turberas de la Península o de fuera de ella por lo que es previsible su futuro uso.

Se hace necesario contrastar los resultados obtenidos en la anterior investigación en plantas reales que se encuentran en funcionamiento. Estas plantas reales funcionan con lechos de turba como tratamiento único.

Así, se fijan los siguientes objetivos de la investigación de choque:

- 1.- Ajuste a la legislación vigente de este tipo de instalaciones.**
Depuración mediante lechos de turba como único proceso.

- 2.- Influencia de la explotación en los parámetros de funcionamiento y analíticos, en este tipo de estaciones depuradoras.**

III.- VARIABLES

III.- VARIABLES

Atendiendo a los objetivos expuestos en el capítulo anterior y a la revisión bibliográfica, de cuyo estudio se han deducido una serie de variables a relacionar, se debe estudiar su interrelación y el tratamiento unitario de las mismas, estudiando el efecto de las variables sobre el comportamiento del sistema en función de los objetivos marcados.

En toda investigación sobre cualquier proceso de depuración, aparecen multitud de factores que influyen en mayor o menor medida en el fenómeno estudiado. Es necesario determinar cuales son los que manifiestan mayor influencia, y simplificar el modelo de forma que sea dominable y se pueda determinar como inciden en el sistema.

Se entiende como variable aquella magnitud, por tanto cuantificable, de influencia directa en el proceso estudiado y cuya causa de variación cuantitativa es ajena al sistema y sólo dependiente de hechos externos y sin influirse por el propio encadenamiento del sistema físico posterior; teniendo en cuenta lo desarrollado en el barrido bibliográfico debe considerarse como variable:

1.- **Núcleo** de ubicación de la estación depuradora (ED). Asociada a esta variable se encuentran:

- **Carga hidráulica** (Ch) de los lechos de turba (Diferente para cada núcleo de población). Representa una medida indirecta de la intensidad del flujo. Su magnitud viene definida por el caudal por unidad de superficie:

$$Ch = Q/S \text{ y se expresará en } m^3/m^2 \cdot d.$$

- **Carga orgánica.** Función de la carga hidráulica y los parámetros de contaminación del caudal influente a la ED. Su concepción es similar al anterior y dado que el impacto de la carga contaminante es soportado por el bloque completo de la turba, se define como carga volúmica:

$$C_{ov} = \frac{Q * C}{V}$$

Q = Caudal (m³/día).

C = Concentración de DBO₅ (gramos/m³).

V = Volumen del lecho filtrante activo (m³).

Se usará la unidad Kgs.DBO₅/m³·día.

- **Explotación.** La mejor o peor explotación de los lechos de turba y su posible incidencia sobre el funcionamiento de la instalación.

IV.- PARÁMETROS

IV.- PARÁMETROS

Corresponde ahora definir cuales son las magnitudes que expresan el resultado del tratamiento y que deben considerarse para un buen conocimiento del proceso de la investigación, esto es, los parámetros.

De la misma forma que se explicaba en el capítulo de variables, la propia definición de objetivos previos y la experiencia leída en el barrido bibliográfico nos indica cuales son los parámetros que mejor definen el resultado obtenido, ya que no todos pueden considerarse en aras de un modelo numérico manejable. No se considera como variable la geometría del lecho y dentro de la geometría el espesor de turba. Se ha decidido en función de la bibliografía, fijar esta altura como la óptima para depuración de aguas residuales urbanas. La investigación de Cardenete (1994), indica igualmente este valor como el recomendable.

Los parámetros de control son los siguientes:

IV.1.- Características del efluente

Se corresponderán con las variables de control fijadas en la directiva 271/91/CEE y son:

- Demanda biológica de oxígeno (DBO₅): se expresará con las habituales unidades de miligramos de O₂ por litro de agua (mg O₂/l ó p.p.m.)
- Demanda química de oxígeno (DQO): con las mismas unidades que la DBO₅.
- Sólidos en suspensión (SS): igualmente expresada en mg/l o ppm.

IV.2.- Parámetros dependientes del proceso

Derivados de los anteriores y como expresión de la intensidad en el proceso, se observarán los siguientes parámetros, afectados también por el diseño:

- **Carga hidráulica (C_h):** representa una medida directa de la intensidad del flujo aportado al ensayo. Su magnitud viene definida por el caudal (Q) por unidad de superficie (S) $C_h=Q/S$ y se expresará en $m^3/m^2 \cdot día$.
- **Carga orgánica (C_o):** de concepción similar a la anterior y dado que el impacto de la carga contaminante es soportado por el bloque completo de la turba, se define como carga volúmica. Es resultado de multiplicar el caudal (Q en $m^3/día$) por la concentración de DBO_5 ($gr./m^3$) y dividirlo por el volumen del lecho filtrante activo (m^3). $C_{ov} = Q \cdot C/V$. El resultado se expresa en $Kgs.DBO_5/m^3 \cdot día$.

V.- METODOLOGÍA ANALÍTICA

V.- METODOLOGÍA ANALÍTICA

V.1.- DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO (D.B.O.₅)

La demanda biológica de oxígeno se puede considerar como una medida indirecta de la cantidad de materia orgánica presente en una muestra de agua. Parámetro que debe entenderse estimativo de la cantidad de compuestos orgánicos biodegradables de una muestra (Mittal and Ratra, 2000).

Para la determinación de la DBO₅ se ha empleado el Método Winkler, o Método del oxígeno disuelto. Este está basado en el metabolismo de los microorganismos heterótrofos aerobios, los cuales para obtener energía emplean la materia orgánica de la muestra como elemento donador de electrones y el oxígeno como aceptor de estos (Mohlman et al. 1950). En este método el oxígeno aparece en el agua de dilución saturada del aceptor de electrones. Los procesos metabólicos tienen lugar en la muestra de agua residual muy diluida a la cual se le deben aportar para evitar su carencia una serie de nutrientes. La determinación de D.B.O₅ se realiza conociendo la concentración de oxígeno disuelto en la muestra el primer y el quinto día, realizándose las medidas directamente mediante un oxímetro.

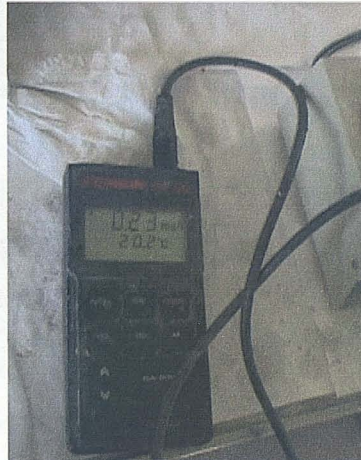


Fig.V.1.- Oxímetro utilizado.

Para su determinación se emplearon unos frascos de 250 ml de capacidad, con el cuello esmerilado a los que se les añadió un imán, 0.25 ml de cuatro diferentes soluciones de nutrientes y un volumen de muestra atemperada conocida, llenando el resto del frasco con agua de dilución atemperada. A continuación se midió el valor de oxígeno disuelto en el frasco empleando para ello el oxímetro perfectamente calibrado (ODi), figura V.1. Tras la medida cerrábamos el frasco herméticamente (tapones esmerilados). Se incubaba el frasco durante 5 días a 20°C y en la oscuridad. Tras la incubación se midió de nuevo el oxígeno disuelto en el interior del frasco (OD₅).

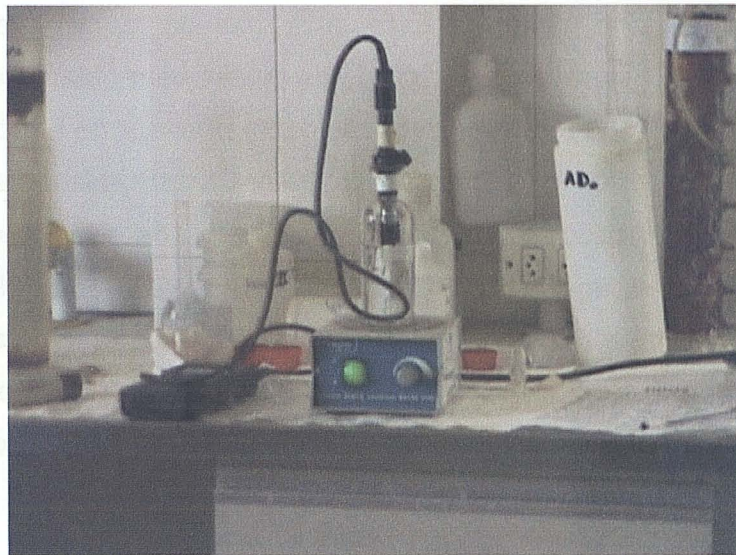


Fig.IV.2.- Medida del oxígeno disuelto mediante oxímetro en frasco Winkler.

Para evitar la interferencia que supone el proceso de nitrificación, que consume oxígeno sin que esto suponga un consumo de materia orgánica, se empleó como agente inhibidor de éste el 2 cloro-6(triclorometil) piridina, añadiendo en cada frasco a razón de 1 mg/100ml (Young, 1973).

Paralelamente a la determinación analítica se preparó un blanco de igual forma que para las muestras pero sin adición de esta (0.25 de ml cada nutriente y agua de dilución), se incubó y se le tomó medida de igual forma que para el resto de muestras (ODBi y ODB₅). Para conocer el valor final de D.B.O.₅ se aplicó la siguiente expresión:

En donde A es igual al oxígeno disuelto el primer día en el blanco menos el oxígeno disuelto el quinto día.

$$\text{D.B.O.}_5 (\text{mg.O}_2 / \text{litro}) = \frac{[(\text{ODi} - A) - \text{OD}_5]}{\text{Vol.muestra}} * \text{Vol.frasco}$$

Las soluciones de nutrientes que se añadieron fueron:

- Solución 1 (Tampón fosfato).

KH2PO4 8.5 g.

K2HPO4 21.75 g.

Na2HPO4 x 6H2O 33.4 g.

NH4Cl 1.7 g.

Agua destilada 1 litro.

pH final = 7.2.

- Solución 2

MgSO4 x 7H2O 22.5 g .

Agua destilada 1 litro.

- Solución 3

CaCl2 27.5 g.

Agua destilada 1 litro.

- Solución 4

FeCl3 0.25 g

Agua destilada 1 litro.

Se realizaron tres replicas para cada muestra, determinando el valor medio y la desviación estándar. Cuando esta última fue alta se repitió el análisis de la muestra.

V.2.- DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (D.Q.O.)

Podemos considerar a la D.Q.O. como una forma de estimar también la materia reductora presente en una muestra de agua, a través de la determinación por vía química de la cantidad de oxígeno necesario para oxidarla (Baumann, 1974).

Mediante este método se oxida tanto la materia orgánica biodegradable como la que no lo es, sin posibilidad de diferenciar entre ellas, por lo tanto será un parámetro cuyo valor superará al de D.B.O.₅. Con esta técnica se logra la oxidación de la mayoría de los compuestos orgánicos entre un 95 a un 100%. Junto con la materia orgánica, hay otra serie de compuestos de naturaleza inorgánica que también se pueden oxidar. Este es el caso de los nitritos o compuestos reducidos de hierro (Fe²⁺), azufre (S²⁻) o manganeso (Mn²⁺).

Para la determinación de la DQO se empleó una oxidación a con reflujo cerrado, realizando como valoración la espectrofotometría de visible (Himebough and Smith,1979).

El método se basa en una oxidación fuerte de la materia orgánica, empleando para ello un oxidante potente como el Cr₂O₇K₂ en medio ácido fuerte (exceso de H₂SO₄). Este proceso de oxidación es aplicable a gran número de muestras siendo a su vez de fácil manipulación, así mismo el Cr₂O₇K₂ posee una gran capacidad oxidante. La ecuación química siguiente refleja el proceso de oxidación para la glucosa.



El proceso ha de realizarse en caliente (150°C) durante un tiempo de 2 horas. La reacción se ayuda con Ag^+ como catalizador, lo cual facilita la oxidación de compuestos alifáticos de cadena lineal. Para evitar pérdidas de Ag^+ por precipitación debida a los cloruros se debe añadir antes una cantidad adecuada de Ag^+ . La valoración final se basa en el control la cantidad de Cr^{3+} que se produce tras la oxidación.

La oxidación se realizó en tubos de poco más de 10 ml de capacidad, contando estos con tapón a rosca para realizar la oxidación en recipiente cerrado. La valoración final se realizó por espectrofotometría, empleando un espectrofotómetro Hitachi® 2000.

Para este tipo de valoraciones se precisó realizar una curva de calibración que compara los valores de absorbancia obtenidos a partir del Cr^{3+} formado con los valores de D.Q.O. para ello se empleó una sustancia oxidable por el $\text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2$ y que guardara una relación directa en valor de $\text{mg O}_2/\text{l}$. Para este caso emplearemos el Ftalato ácido de potasio (1mg FHP equivale a 1.176 $\text{mg O}_2/\text{l}$).

Para realizar la curva patrón se preparó una solución madre con Ftalato ácido de potasio de 1000 $\text{mg O}_2/\text{l}$, llevando 0.8503 gr de Ftalato hasta 1000 ml de agua bidestilada. Con esta solución se prepararon varias diluciones seriadas con 50, 100, 250, 500, 750 y 1000 $\text{mg O}_2/\text{l}$, las cuales se oxidaron de igual forma que las muestras, obteniendo así la curva de calibración. Los valores de DQO ($\text{mg O}_2/\text{l}$) se obtenían por interpolación en la recta de calibración o sustituyendo en la ecuación obtenida. La recta de calibración se obtuvo mediante regresión lineal por método mínimos cuadrados, a partir de los datos de absorbancia medidos con las concentraciones conocidas (Statgraphics Plus for Windows Statical Graphies Corp, 1997). No se aceptaron como recta de calibración aquellas con un coeficiente de regresión $r < 0,99$.

En las determinaciones se utilizaron tubos de 10 ml, limpios y secos, a los que se les añadió 2.5 ml de la muestra. Se aseguraba que la muestra tomada estaba homogeneizada perfectamente. Seguidamente se añadió 1.5 ml de la solución oxidante, y sobre éstos se añadía lentamente, dejando escurrir por la pared del tubo la solución ácida (3.5 ml). Hecho esto, se cerraba el tubo y se agitaba invirtiéndolo para mezclar perfectamente los reactivos con la muestra. Se llevaba entonces los tubos durante 2 horas a 150°C al bloque térmico, transcurrido el período de oxidación se sacaban los tubos, dejándolos enfriar previo a la medición por el espectrofotómetro. Una vez fríos los tubos, se medía la absorbancia mediante en espectrofotómetro a 600 nm. Se empleó un blanco para ajustar el "0" del espectrofotómetro, para ello se utilizó agua bidestilada como muestra.

Preparación de los reactivos empleados:

- Solución oxidante ($\text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2$ 0.0167 M):

Durante 2 horas se pone a secar en estufa (103°C) $\text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2$. Una vez seco se añadía sobre 500 ml de agua destilada en agitación 4.913 g. del reactivo hasta disolución. Se adicionó 33.33 g de HgSO_4 (cada ml debe contener 20 mg) y lentamente, dejando escurrir por la pared del matraz aforado, se añadieron 167 ml de H_2SO_4 (98%). Finalmente se enrasó hasta 1000 ml con agua destilada.

- Solución ácida:

Sobre 500 ml de H_2SO_4 (98%) en agitación, se añadieron 10.1 g de Ag_2SO_4 hasta disolución. Se enrasó hasta 1000 ml con H_2SO_4 . El reactivo se dejó reposar al menos 24 horas (Aquel reactivo que presentó turbidez se rechazó).

- Solución madre de FHP (1mg/ml):

Durante 1 hora el FHP se secó a 120°C. Una vez seco se añadió sobre 500 ml de agua destilada en agitación, 850.34 mg de FHP hasta disolución. Se enrasó hasta 1 litro con agua destilada.

Se realizaron tres replicas para cada muestra, determinando el valor medio y la desviación estándar. Cuando esta última fue alta se repitió el análisis de la muestra.

V.3.- SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN

Los sólidos en suspensión se consideran como aquellos sólidos de naturaleza tanto orgánica como inorgánica con un tamaño superior a 0.45 μm (APHA, 1992).

De la misma manera que en el caso de los sólidos totales, su determinación consiste en un proceso de separación sólido-líquido mediante evaporación, en el cual previamente se hace una selección de los sólidos que se pretenden analizar. El proceso de selección empleado es la filtración a través de membrana de 0.45 μm . Una vez seleccionados los sólidos se procede a la eliminación del agua restante de forma análoga a la determinación anterior. Se suele expresar en mg/l (p.p.m.).

Para el desarrollo de esta determinación se tomaron filtros con un diámetro de 0.45 μm de tamaño de poro, previamente preparado para evitar pérdidas en el peso de la tara del filtro utilizado. Para ello, se procedió del siguiente modo:

- Se colocó el filtro en el soporte del sistema de filtración (figura 2) y se cerró el sistema con el vaso.
- Se añadieron 20 ml de agua destilada y se aplicó vacío hasta succión total. Esta operación se repite tres veces.

- Se colocó el filtro en un cristal de reloj dejándose secar en estufa (103°C) durante 1 hora.
- Tras enfriarse el filtro en el desecador y pesar. Se vuelve a introducir el filtro en la estufa (103°C) durante 15 minutos, enfriar y pesar, repitiendo esta operación hasta obtener peso fijo (Pi), Guardando el filtro en el desecador hasta su utilización.

Una vez preparados los filtros, se comienza colocando el filtro tarado en el sistema de filtración. Se tomó en una probeta un volumen adecuado (volumen para evitar obstrucciones que imposibiliten la filtración o valores muy bajos de sólidos en suspensión que pueden no apreciarse correctamente en la balanza) de muestra a filtrar (25 – 200 ml), perfectamente homogeneizada.

Se va añadiendo poco a poco la muestra al vaso de filtración a la vez que accionamos el sistema de vacío, aclarando la probeta donde se tomó la muestra con agua destilada la cual se añadía también al sistema de filtración. Se actuó igualmente con las paredes del vaso.

El sistema de vacío se paró, retirando el filtro y colocándolo en el vidrio de reloj que se introduce en la estufa a 103°C durante 1 hora, evitando que el filtro contacte completamente con el vidrio ya que este puede pegarse al secarse.

Enfriado el filtro en el desecador se pesó, repitiendo la operación hasta obtener peso constante (Pf), calculando los sólidos en suspensión empleando la siguiente expresión:

$$S.S.(mg / l) = \frac{Pf - Pi}{Vol}$$

Pi: Tara del filtro (mg).

Pf: Peso final del filtro tras desecación (mg).

Vol: Volumen de muestra filtrada (litros).

V.4.- MÉTODOS DE ANÁLISIS DE LAS TURBAS

Las fracciones de alícuotas que se utilizaron para realizar las determinaciones analíticas se tomaron de las muestras en condiciones “secas al aire” en el laboratorio, que tras hacer la corrección de humedad o pérdida de peso a 105 °C los resultados analíticos se refieren a “materia seca”. De esta manera se elimina el error que podría suponer un distinto grado de humedad ambiente entre distintos laboratorios y épocas del año. Para ello, es importante determinar el porcentaje de humedad de las *muestras secas al aire seco* (O.M.,1982).

V.4.1.-Humedad

El procedimiento seguido para obtener la humedad de las muestras secas al aire fue el resultado de diferencias de peso (Porta et al.,1994). Para determinarla se cogió un pesa-muestras la cual se pesó (P0) y a continuación se colocó una cantidad de muestra en el pesa-muestras volviendo a pesarlo (P1). Se pasó a introducirse el pesa-muestra destapado a la estufa de 105 °C, manteniéndose 24 horas hasta obtener un peso constante. Una vez, seca la muestra, se llevó a un desecador para evitar así la rehidratación durante el enfriamiento, volviéndose a pesar (P2). Una vez realizado este proceso por diferencia de pesadas se obtenía la humedad expresada en %.

$$\%Humedad = \frac{P1 - P2}{P2 - P0} \times 100$$

V.4.2.-Densidad aparente. Densidad real. Porosidad.

Para determinar la densidad aparente (Da) de las diferentes turbas en estudio, se recogieron las muestra de forma inalterada con un cilindro de volumen conocido (V), dos días después de un riego intenso con agua, para una vez en el

laboratorio secar las muestras contenidas en el cilindro en una estufa de 105 °C para posteriormente dejarlas enfriar en desecador para posterior pesada, hasta conseguir una pesada constante (P). la determinación se determinó según la siguiente expresión:

$$Da = \frac{P}{V} \quad \text{gr/cm}^3$$

Para la densidad real (D_r) que corresponde a la densidad de las partículas que componen la turba sin tener en cuenta el espacio de los poros, se determinó utilizando el método del picnómetro, saturando la turba con tolueno (Marañes et al., 1998).

Para ello, tras pasar la muestra por un tamiz de 2 mm y secarla a 105 °C , se pesó una muestra de 5 g. e introduciéndola en un picnómetro de 50 ml , previamente tarado vacío (T), pesando el conjunto (P0). A continuación se vertió tolueno hasta la mitad y se introdujo este en un desecador al vacío para eliminar el aire que quedase entre las partículas de la turba. Una vez realizado esto, se enrasó el picnómetro y durante 40 min. A 20°C se mantuvo en baño termostático. Transcurrido este tiempo se peso (P2). Peviamente se determinó el peso del picnómetro enrasado con tolueno (P1). De esta manera y con la siguiente expresión se determinó la densidad real.

$$Dr = \frac{P0 - T}{(P0 - T) - (P2 - P1)} \rho T \quad \text{g/cm}^3$$

en donde ρT es la densidad del Tolueno.

Con los parámetros anteriormente determinados y con la siguiente expresión se determinó la porosidad (P) de las distintas turbas, dada en %.

$$P = \frac{Dr - Da}{Dr} \times 100$$

Los materiales utilizados fueron los siguientes:

- Estufa de 105 °C
- Balanza analítica
- Cilindros indeformables
- Desecador al vacío
- Picnómetro de 50 ml.
- Baño termostático
- Tolueno

V.4.3.-Intercambio catiónico

Se siguió el método descrito por Navarro y Navarro (1984), basado en el método de Mehlich, para determinar la capacidad de intercambio catiónico, cuyo fundamento se basa en el reemplazamiento completo de los cationes de cambio que se encuentran en las turbas por otro catión que se introduce, pasando a eliminar el exceso por lavado. Una vez realizado esto, se produce al desplazamiento del catión absorbido y determinación cuantitativa del mismo.

Para su determinación se tomó 2 g. de muestra previamente secada al aire y tamizada por 2 mm. Se introdujeron las muestras en embudos de precolación, usando un blanco. Se añadió acetato sódico hasta los 4/5 de la capacidad del embudos dejando en reposos un mínimo de 8 horas. Transcurrido este tiempo se vació el embudo, y se lavó el exceso de sodio con alcohol. Se volvió a llenar el embudo con acetato amónico manteniéndose también 8 horas para que se produjera el intercambio. Pasado este tiempo se abrió los embudos y se recogió el

lixiviado enrasando matraces de 100 ml. A este lixiviado se le midió el Na^+ por fotometría de llama. El resultado correspondería la capacidad de intercambio catiónico total.

El material utilizado fue:

- Embudos de precolación de aproximadamente 100 ml.
- Balanza
- Lana de vidrio
- Matraces aforados de 100 ml.
- Frascos lavadores
- pHmetro
- Fotómetro de llama
- Alcohol etílico

Los reactivos fueron:

- Acetato amónico 1N de pH=7,0. Se pesó 77.08 g de acetato amónico disolviéndolo en 1 l de agua destilada, y ajustado al pH indicado.
- Acetato sódico 1 N a pH=8,0. Se añadió 82.04 g de acetato sódico disolviéndolo en 1 l de agua destilada, y ajustado al pH indicado.

V.4.4.- Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica de las soluciones se relaciona con la presión osmótica, porque depende de los iones en solución (IGME, 1978). Tomando esta consideración, y para determinar este parámetro se realizaron soluciones con una relación turba/agua de 1/25, a partir de la cual y dejando la solución en reposo durante 24 horas, se llevó a medir. La medida se realizó en un conductivímetro (WTW LF537) con ajuste automático de temperaturas. La unidad de medida utilizada es la de microsiemen por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$) a 25 °C.

V.4.5.-pH

Al igual que en el caso anterior, el pH de las muestras se han determinado a partir de una solución de turba y agua con una relación de 1/25 respectivamente (IGME, 1978). Para ello, la solución se mantuvo durante 30 minutos en reposo, para a continuación realizar la medida con un pH-metro (CRISON GLP 22) con corrección automática de la temperatura y resolución de 0.01 unidades.

V.4.6.-Cenizas

La determinación se basa en la pérdida de peso de una muestra de sólidos por su incineración (APWA, 1976). Esto hará que los compuestos volátiles se pierdan de la muestra tras su combustión, pasando a CO₂ y H₂O, mientras que las cenizas permanecerá como materia fija. Este parámetro es estimativo ya que algunos compuestos orgánicos pueden resistir el proceso de incineración y algunos compuestos inorgánicos pueden llegar a volatilizarse.

Para la determinación de las cenizas, se partió de las muestras previamente pasadas por el tamiz de 2 mm y secadas en estufa a una temperatura de 105 °C. Se pesaron y se introdujeron en una mufla a 550°C durante 20 minutos. Tras dejar enfriarse las muestras en un desecador se volvieron a pesar, repitiendo el proceso de incineración, enfriado y pesado hasta peso constante. Una vez obtenido un peso constante se determina las cenizas con la siguiente expresión:

$$\text{Sólidos.fijos.(mg/l)} = \frac{\text{P.tras.incinerar.(mg)} - \text{P.tara.delreceptáculo.(mg)}}{\text{Volumen.de.muestra.(litros)}}$$

La parte volátil como se ha dicho puede ser estimativa de la fracción orgánica de la muestra.

El material que se utilizó fue el siguiente.

- Horno Mufla (550 °C)
- Pinzas para Horno
- Balanza de precisión
- Desecador
- Pesa-muestras

V.4.7.-Carbono total

Para la determinación del carbono se ha utilizado el Método de Tyurin (1951), modificación del método de Anne. Consiste un método volumétrico de oxidación-reducción por retroceso, en el que la materia orgánica de la turba se oxida con un oxidante (dicromático potásico) en exceso valorando posteriormente la cantidad de oxidante reducido mediante sal de Mohr.

Para su determinación se tomó una alícuota de turba finamente molida, que tras pesarla se introdujo en un matraz Erlenmeyer de 100 ml. añadiéndole una pizca de sulfato de plata como catalizador, 10 ml. de dicromato potásico a 0.4N y un poco de arena de mar para homogeneizar la ebullición. Al matraz se le colocó un embudo y el conjunto matraz-embudo se colocó en un baño de arena llevando la muestra a ebullición durante 5 minutos. Tras dejarlo enfriar se lavo el embudo sobre el propio matraz para recuperar el dicromato potásico que pudiera condensarse en las paredes de embudo. Se realizó una prueba en blanco.

Tras realizar estas operaciones se llevó a valorar con sal de Mohr, usando como indicador ácido fenil-antranílico. El viraje se produce de violeta-azulado a verde. El valor obtenido viene referido en % de carbono total, según la ecuación:

$$\%C = \frac{(Vb - V) \times 0.0003 \times f \times 100}{\text{pesomuestra}}$$

en donde:

V_b = ml de sal de Mohr gastados en valorar el blanco

V = ml de sal de Mohr gastados en valorar la muestra

f = factor de la sal de Mohr

N = normalidad teórica de la sal de Mohr

A la sal de Mohr se le calculó el factor de corrección de su normalidad, utilizando para ello 0.08 g. de dicromato potásico que se disolvió en agua y se acidificó con unas gotas de ácido sulfúrico. Este preparado se valoró con la sal de Mohr y como indicador el ácido fenil-antranílico.

Los reactivos utilizados fueron:

- $\text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2$ 0.4 N.- Se disolvió 20 g. de dicromato potásico en 500 ml. de agua destilada para añadirle a continuación 500 ml. de H_2SO_4 .
- Sulfato de Plata.
- Sal de Mohr 0.1 N.- Se disolvió 40 g. de sal de Mohr en 500 ml. de agua destilada para a continuación adicionarle 20 ml. de H_2SO_4 y enrasarlo a un litro en un matraz aforado.
- Acido fenil-antranílico.- 0.2 g de ácido fenil-antranílico se disolvieron en 100 ml. de carbonato sódico al 0.2 %.

El material necesario para la determinación del carbono fue:

- Matraces Erlenmeyer de 100 ml
- Pipetas
- Baño de arena
- Arena de mar
- Embudos
- Bureta
- Agitador

V.4.8.-Nitrógeno Total

El nitrógeno total se ha determinado por el método de digestión ácida de Kjeldahl (O.M. de 17-9-1981). El proceso para su determinación se puede dividir en dos parte:

- 1- Ataque o destrucción de la materia orgánica y transformación de las distintas formas de nitrógeno en sales amoniacas, con ayuda de un bloque digestor con extracción de humos.
- 2- Consistente en hacer reaccionar las sales amónicas con NaOH para formar Na_2SO_4 y NH_3 gaseosos , que por medio de un destilador Kjeldahl, es destilado por arrastre con aire y condensado, para posteriormente valorar el NH_3 con ácido diluido, en presencia de un indicador adecuado.

Con estas consideraciones, se tomó 1 g. de turba tamizada a 2 mm. colocándolo en un tubo de digestión, al cual también se añadió 1 g de K_2SO_4 , 10 ml H_2SO_4 concentrado y 1 ml de solución sulfúrica de Se. El conjunto se llevó al bloque digestor donde se mantuvo a una temperatura de 100 °C durante una hora y a 350 °C durante una hora y media. Tras ese tiempo, se dejó enfriar y se le añadió un volumen total de 25 ml de agua. A continuación se cogió el tubo de digestión y se llevó a destilar en el destilador automático. La recogida del condensado de los gases de NH_3 se hizo colocando en la salida del destilador una matraz Erlenmeyer con 20 ml de H_3BO_3 del 4 %, durante un tiempo suficiente para recoger 250 ml de destilado. A partir de aquí, al matraz con el destilado se le añadió indicador , y se llevó a su valoración con H_2SO_4 al 0.05 N, al cual previamente se le calculó su factor de normalidad utilizando para ello, 0.01 g de CO_3Na_2 anhidro. El viraje se produce de azul-violeta a rojo-naranja. La unidad viene expresada en % de nitrógeno, dada por la siguiente expresión:

$$\%Nitrógeno = \frac{V \times N \times f \times 14}{10 \times pesomuestra}$$

en donde: V = ml gastados en valorar la muestra con el ácido sulfurico 0.05N

N = Normalidad teórica del ácido valorante

f = Factor de corrección del ácido valorante

El material utilizado fue:

- Tubos de Digestión
- Batería de digestión con sistema de extracción de humos
- Pipetas aforadas
- Matraces aforados
- Aparato de destilación automático
- Matraces Erlenmeyer

Los reactivos utilizados en el método fueron los siguientes:

- H₂SO₄ concentrado
- Solución sulfúrica de Se. Se disolvió en caliente 5 g de Se metal en 100 ml de H₂SO₄ concentrado dando una solución verde oscura. A dicha solución se le agregó gota a gota HClO₄ hasta que quedara incolora para seguidamente añadir 100 ml de H₂SO₄ concentrado.
- K₂SO₄
- CO₃Na₂ anhidro, seco en estufa a 110 °C y conservado en desecador.
- Fenolftaleina: 1g en 100 ml. de etanol.
- NaOH en solución al 30 %.
- Indicador mixto (Buchi). 30 ml de solución A+40 ml de Solución B. Para la solución A se tomó verde de bromocresol en mezcla 1:1 de alcohol y agua, al 0.2 %, y para la solución B se tomó rojo de metilo en alcohol al 0.1 %.

- H_3BO_3 en solución del 4 %. Se añadió 35 ml. de solución indicadora mixto (Buchi) disolviéndose en 150ml. de agua en la que previamente se disolvió 20 g. de H_3BO_3 , completándose hasta 2 l con agua destilada.
- H_2SO_4 al 0.05 N. Se añadió 1.33 ml. de H_2SO_4 concentrado en 1 litro de agua, añadiéndose una gotas de solución indicadora.

V.5.- Conductividad Hidráulica

El coeficiente de permeabilidad al agua o conductividad hidráulica de las distintas muestras de turbas se ha determinado con un permeámetro de carga constante, todo ello basado en la Ley de Darcy aplicado a un cilindro de material en ensayo (Guiton y Carballos, 1975).

Para su determinación se rellenó el cilindro del permeámetro con la muestra a ensayar. Se montó el permeámetro y se le aplicó una diferencia de agua constante determinando el caudal de agua por unidad de tiempo que circula a través de la turba. Con la siguiente expresión se obtuvo la conductividad hidráulica.

$$K = \frac{V \times l}{A \times \Delta h \times t}$$

en la que: K = Conductividad hidráulica

V=Volumen de agua que ha pasado en un tiempo t a traves de la muestra.

A = Sección de la muestra.

Δh = Carga hidráulica aplicada

l = Longitud de la muestra.

El material utilizado fue:

- Un permeámetro de carga constante.
- Probeta
- Cronómetro.

VI.- INVESTIGACIÓN DE CHOQUE

VI.- INVESTIGACIÓN DE CHOQUE

La depuración de aguas residuales urbanas mediante filtración a través de lechos de turba tiene sus primeras realizaciones en Francia, existiendo plantas en funcionamiento desde hace más de veinticinco años (Rivas, J.L., 1989).

En España, el sistema ha sido analizado y probado por el Centro de Estudios Hidrográficos, construyéndose en 1983 la primera planta de este tipo en Rojales (Alicante – 5000 habitantes), y que en los últimos años ha tenido un mal funcionamiento. Por la Dirección General de Medio Ambiente del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, se construyó en 1984 la Estación Depuradora de El Toboso (Toledo – 1984 – 4000 habitantes), que durante los primeros años tuvo problemas de caminos preferentes, estando en by-pass largos periodos. La Confederación Hidrográfica del Pirineo Oriental dependiente del Ministerio de Obras Públicas y urbanismo realizó dos instalaciones de este tipo en Pont de Molins y Planolas (Gerona). Con posterioridad han sido construidas numerosas plantas que están actualmente en explotación en diversas Comunidades Autónomas, las últimas realizaciones corresponden a la Comunidad Autónoma de Madrid y a la Comunidad Autónoma de Andalucía.

Dado el estado del conocimiento actual, se plantea la necesidad de conocer la experiencia real de diversas estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas, que por uno u otro motivo, optaron por la tecnología de los lechos de turba y que se encuentran en funcionamiento. La existencia de plantas de lechos de turba en cinco núcleos urbanos de la provincia de Granada plantea la posibilidad de contrastar los resultados obtenidos en la investigación que D.Juan Manuel Cardenete López realizó de Junio de 1994 a Abril de 1997 con los resultados funcionamiento de estas plantas a escala real.

Para realizar este seguimiento de plantas de lechos de turba se ha estado un año tomando muestras y analizando el funcionamiento de cuatro depuradoras de aguas residuales urbanas con tecnología de lechos de turba:

- ED Villanueva de las Torres
- ED Torrecardela
- ED Piñar
- ED Jayena

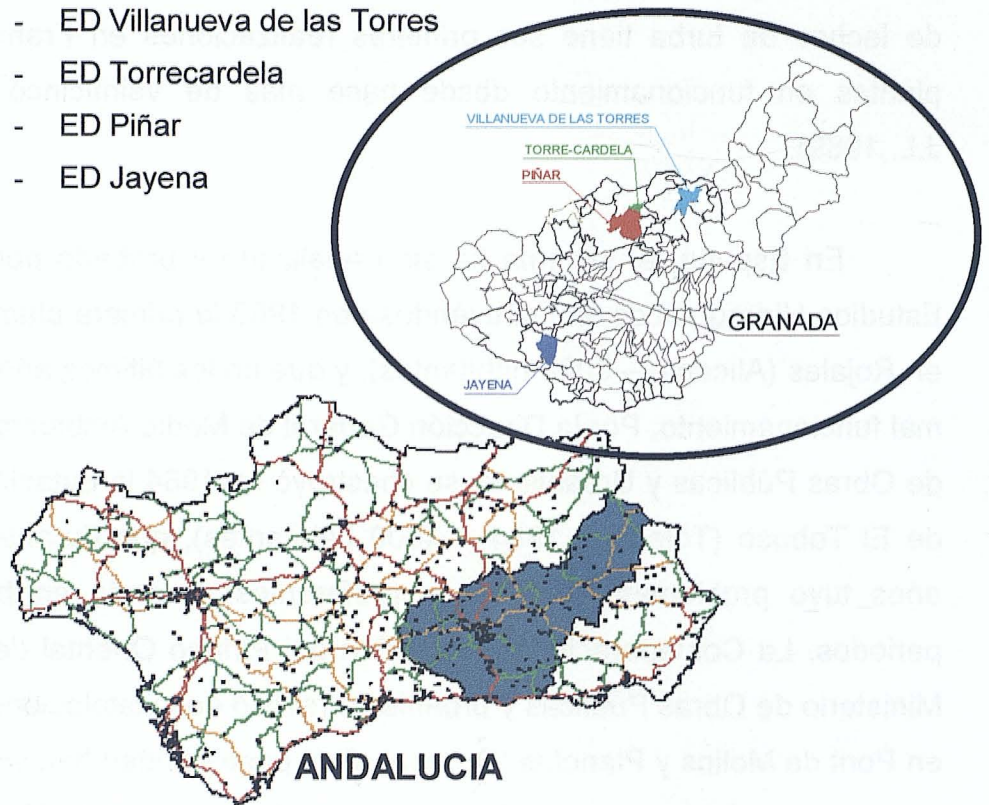


Fig.VI.0.- Emplazamiento de los núcleos donde se ubican las cuatro estaciones depuradoras, en la Provincia de Granada.

Las cuatro depuradoras funcionan actualmente con turba procedente de las turberas de El Padul (Granada).

VI.1. PLANTAS UTILIZADAS EN LA INVESTIGACIÓN

Se procede a estudiar el proyecto de construcción y los parámetros de funcionamiento actuales. A continuación se describen estas depuradoras con los parámetros de diseño que se establecieron para su construcción.

VI.1.1. VILLANUEVA DE LOS TORRES

POBLACION

A nivel de proyecto se realizó una estimación de población futura por el método de extrapolación lineal simple, apoyándose en los datos de población de los años que van del 1981 al 1988, del año horizonte 2013 (25 años).

Población en 1981:	1063
Población en 1988:	1119
Estimación en 2013:	1386

CARGA CONTAMINANTE

Se consideraron los siguientes parámetros medios de contaminación de aguas residuales eminentemente urbanas.

Carga en DBO ₅ :	275 p.p.m. = 0'275 kg/m ³
Carga en SS:	300 p.p.m. = 0'300 kg/m ³

CAUDAL

Se estimó una dotación de 175 l/h/d.

Se consideró un coeficiente punta de 2'4, lo que supone :

1.- Caudales:	Diario	262'80 m ³ /d
	Medio	10'93 m ³ /h
	Punta	26'25 m ³ /h

2.- Carga contaminante:	DBO ₅ = 72'187 kgr.DBO ₅ /día.
	C _{SS} = 78'75 kgr. SS/día.

CALCULOS DE DISEÑO

La línea de tratamiento propuesta es:

- Pretratamiento compuesto por:
 - Reja de gruesos
 - Reja de finos
 - Desarenador
 - Desengrasador
- Caudalímetro
- Lechos de turba

A continuación se detalla el cálculo que se hizo en el proyecto de los lechos de turba. Para su dimensionamiento se tuvo en cuenta que había un rendimiento de eliminación de DBO_5 en el pretratamiento del 10%. Por tanto la carga orgánica máxima soportada por los lechos sería : 64'97 kgr. DBO_5/d .

Los parámetros de diseño que se adoptaron para los lechos de turba oscilan entre los siguientes valores :

- Carga hidráulica : 0'4 - 0'9 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-día}$
- Carga orgánica : 0'1 - 0'3 $\text{kg.DBO}_5/\text{m}^3$ de turba y día

Resultaron por cálculo tres balsas de dimensiones 10 m *15 m * 0'6 m Obteniéndose los siguientes parámetros de funcionamiento:

- Carga hidráulica (Ch) = 0'58 $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}$.
- Carga orgánica (Co) = 0'24 $\text{kgr.DBO}_5/\text{m}^3/\text{d}$.

El cálculo de cargas se realizó con toda la superficie. Con un funcionamiento de 2/3 tenemos una Ch = 0,87 $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ y una Co = 0,36. Con un funcionamiento de 1/3 (con el que se funciona actualmente), la Ch = 1,75 $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}$. y Co = 0,72 $\text{kgr.DBO}_5/\text{m}^3/\text{d}$.

Dimensiones reales de los distintos elementos de la depuradora

DESBASTE

- El canal de entrada tiene un ancho de 81 cm.
- Reja de gruesos: - Separación libre entre barrotes = 2,6 cm.
 - Espesor de barrote = 0,8 cm.
 - Nº de barrotes = 21.
- Reja de finos: - Nº de rejillas = 2 rejillas, 1 por canal.
 - Canal 1: Ancho = 85 cm.
 - Canal 2: Ancho = 77,5 cm.
 - Espesor del muro de separación = 0,25 m.
 - Separación libre entre barrotes = varía de 1 a 1,3 cm.
 - Espesor de barrote = 0,8 cm.
 - Nºbarrotes: Canal 1 = 43.
Canal 2 = 39.

DESARENADOR-DESENGRASADOR

- Desarenador: - Ancho = 1,86 m.
 - Longitud = 4,75 m.
 - Altura útil = 40 cm.
- Desengrasador: - Ancho = 1,86 m.
 - Longitud ≈ 2 m.

LECHOS DE TURBA

- Nº de unidades = 3
- Ancho = 10 m.
- Longitud = 15 m.
- Espesor de turba = 0,6 m.

Parámetros de funcionamiento de la depuradora

CAUDAL ACTUAL

- Medio: 10,53 m³/h
- Punta: 16,34 m³/h
- Mínimo: 5,15 m³/h

CARGA CONTAMINANTE ACTUAL:

- kg. DBO/día: 33,56 kg.DBO₅/día

Parámetros de funcionamiento de los distintos elementos de la depuradora

DESARENADOR-DESENGRASADOR

Desarenador (canal único):

- V_H a Q_m : 0,393 cm/s
- V_H a Q_p : 0,610 cm/s
- V_{asc} a Q_m : 0,0233 cm/s
- V_{asc} a Q_p : 0,0362 cm/s
- T_R a Q_m : 26,36 min.
- T_R a Q_p : 17,08 min

LECHOS DE TURBA

- Nº de unidades: 3 (1 en funcionamiento)
- C_H : 1,685 m³/m²·día
- C_O : 0,372 kg.DBO/m³·día
- C_S : 0,186 kg.DBO/m²·día

REPORTAJE FOTOGRÁFICO

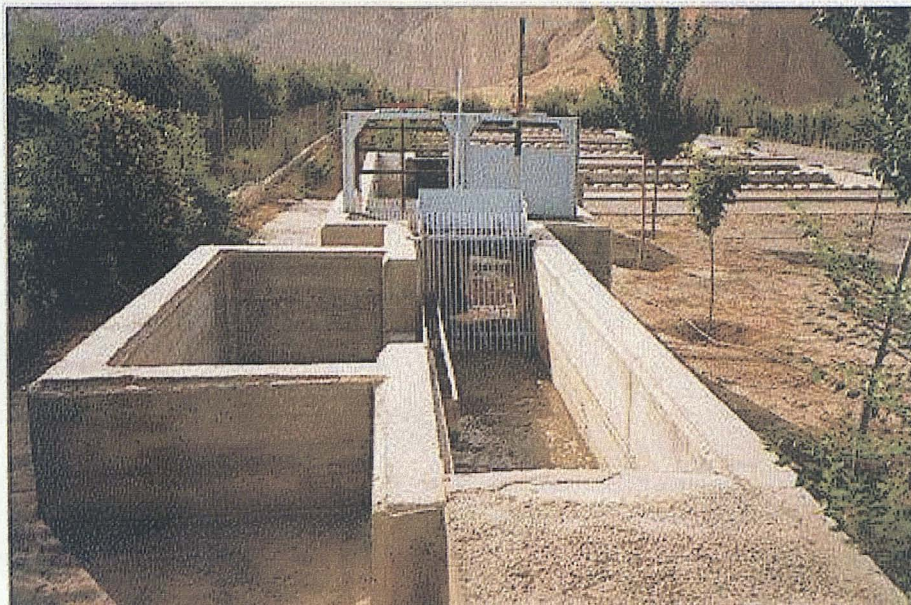


Fig.VI.1.- Vista general de la ED de Villanueva de las Torres. En primer plano se observan las rejillas de gruesos del pretratamiento.



Fig.VI.2.- Pretratamiento: Rejas de finos y desarenador-desengrasador de la ED de Villanueva de las Torres



Fig.VI.3.-Desarenador-desengrasador de la ED de Villanueva de las Torres.



Fig.VI.4.-Lecho de turba en fase de secado de la ED de Villanueva de las Torres.

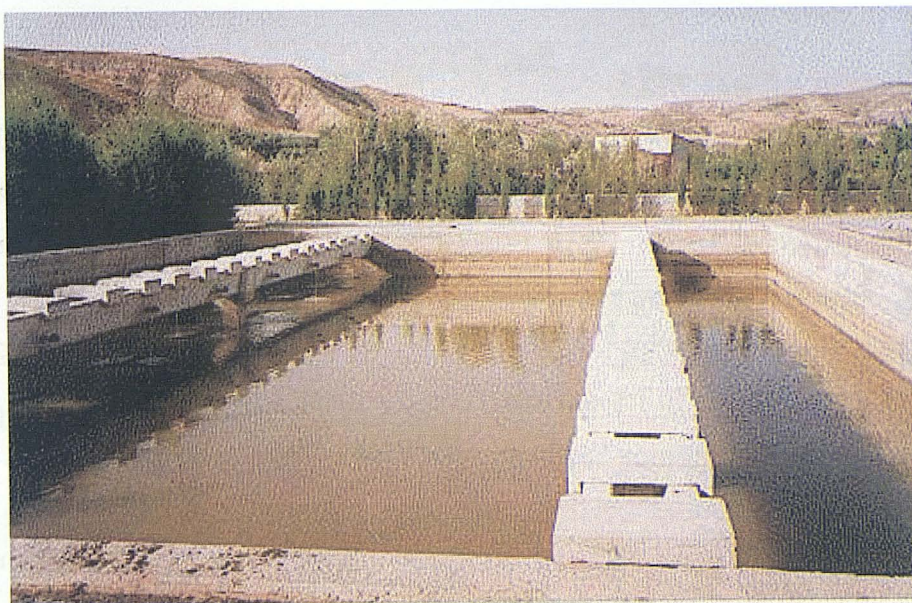


Fig.VI.5.-Lecho de turba en funcionamiento. Superficie inundada por agotamiento de la capacidad filtrante de la turba de la ED de Villanueva de las Torres.



Fig.VI.6.-Lecho de turba preparado para entrar en funcionamiento. Se ha eliminado la costra de fango y se ha volteado la turba de la ED de Villanueva de las Torres.

VI.1.2. TORRECARDELA

DATOS DE CALCULO

Población según censo estimado:	800 habitantes.
Dotación:	175 l/h/d.
Coefficiente de hora punta:	2'4
Carga orgánica DBO ₅	0'25 kg./m ³
CERDOS : EPOCA DE CRIANZA (de Octubre a Diciembre)	
Carga orgánica DBO ₅ en época de crianza de cerdos: 0'2 kg./d/cerdo	
Población animal de cerdos:	80
Dotación por cerdo en época de crianza:	0'06 m ³ /cerdo/día
CERDOS: EPOCA DE MATANZA (Enero)	
Carga orgánica DBO ₅ :	20 kg./m ³
Dotación:	20 m ³ /cerdo/día.
Número de matanzas diarias:	5

1.- Caudales

De Febrero a Septiembre: $Q_d = 140 \text{ m}^3/\text{día}$

$$Q_m = 5'83 \text{ m}^3/\text{hora}$$

$$Q_p = 14 \text{ m}^3/\text{hora}$$

De Octubre a Diciembre: $Q_d = 145 \text{ m}^3/\text{día}$

$$Q_m = 6'04 \text{ m}^3/\text{hora}$$

$$Q_p = 14'5 \text{ m}^3/\text{hora}$$

Mes de matanza:

$$Q_d = 245 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$Q_m = 10'2 \text{ m}^3/\text{hora}$$

$$Q_p = 24'5 \text{ m}^3/\text{hora}$$

2.- Carga orgánica contaminante

De Febrero a Septiembre: Carga de $\text{DBO}_5 = 35 \text{ kg./día}$

De Octubre a Diciembre: Carga de $\text{DBO}_5 = 41'05 \text{ kg./día}$

Mes de matanza: Carga de $\text{DBO}_5 = 2061'25 \text{ kg./día}$

CALCULOS DE DISEÑO

La línea de tratamiento propuesta es:

- Pretratamiento compuesto por:
 - Reja de gruesos
 - Reja de finos doble
 - Tamiz de finos (microtamizado)
 - Desarenador
 - Desengrasador
- Lechos de turba
- Restitución a cauce

A continuación se detalla el cálculo que se hizo en el proyecto de los lechos de turba. La carga orgánica máxima soportada por los lechos sería : $41'05 \text{ kgr. DBO}_5/\text{d.}$ (todos los meses excepto el mes de matanza).

Los parámetros de diseño que se adoptaron para los lechos de turba oscilan entre los siguientes valores:

- Carga hidráulica: $0'4 - 0'9 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$
- Carga orgánica: $0'1 - 0'3 \text{ kg.DBO}_5/\text{m}^3\text{-día}$

Resultaron por cálculo tres balsas de dimensiones $15 \text{ m} * 7'5 \text{ m} * 0'5 \text{ m}$.
Obteniéndose los siguientes parámetros de funcionamiento:

- Carga hidráulica = $0,43 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$.
- Carga orgánica = $0,24 \text{ kgr. DBO}_5/\text{m}^3/\text{d}$.

La carga hidráulica y orgánica de diseño se cálculo con la superficie total. El funcionamiento previsto en fase de proyecto era con los 2/3 de la superficie total. En esta situación la $Ch=0,64$. Con un único lecho en funcionamiento (con el está funcionando acutlamente) la $Ch=1,29$.

Dimensiones reales de los distintos elementos de la depuradora

DESBASTE

- El canal de entrada tiene un ancho de 45,5 cm.
- Reja de gruesos: - Separación libre entre barrotes = 2,6 cm.
 - Espesor de barrote = 0,8 cm.
 - Nº de barrotes = 12
- Reja de finos: - Nº de rejas = 2 rejas, 1 por canal.
 - Canal 1 y 2: Ancho = 60 cm.
 - Separación libre entre barrotes = varia de 1 á 1,3 cm.
 - Espesor de barrote = 0,8 cm.
 - Nº barrotes: Canal 1 = 30
Canal 2 = 26

DESARENADOR-DESENGRASADOR

- Desarenador: - Ancho = 144,5 m.
 - Longitud = 5 m.
 - Altura útil = 50 cm.
 - Muro separador = 0,25 m.
- Desengrasador: - Ancho = 144,5 m.
 - Longitud = 1 m.
 - Skimmer: Longitud = 1 m.

TAMIZ ESTÁTICO: No se ha instalado.

LECHOS DE TURBA

- Ancho = 7,5 m.
- Longitud = 15 m.
- Espesor de turba = 0,5 m.

Parámetros de funcionamiento de la depuradora

CAUDAL ACTUAL	- Medio:	8,77 m ³ /h
	- Punta:	15,44 m ³ /h
	- Mínimo:	5,20 m ³ /h

CARGA CONTAMINANTE ACTUAL:

- kg. DBO/día: 32,95 kg.DBO₅/día

Parámetros de funcionamiento de los distintos elementos de la depuradora

DESARENADOR-DESENGRASADOR

Desarenador (canal único):

- V_H a Q_m : 0,337 cm/s
- V_H a Q_p : 0,594 cm/s
- V_{asc} a Q_m : 0,0281 cm/s
- V_{asc} a Q_p : 0,0495 cm/s
- T_R a Q_m : 28,66 min.
- T_R a Q_p : 16,29 min

LECHOS DE TURBA

- Nº de unidades: 1 en funcionamiento y 2 en espera.
- C_H : 1,87 m³/m²·día
- C_O : 0,585 kg.DBO/m³·día
- C_S : 0,293 kg.DBO/m²·día

REPORTAJE FOTOGRÁFICO

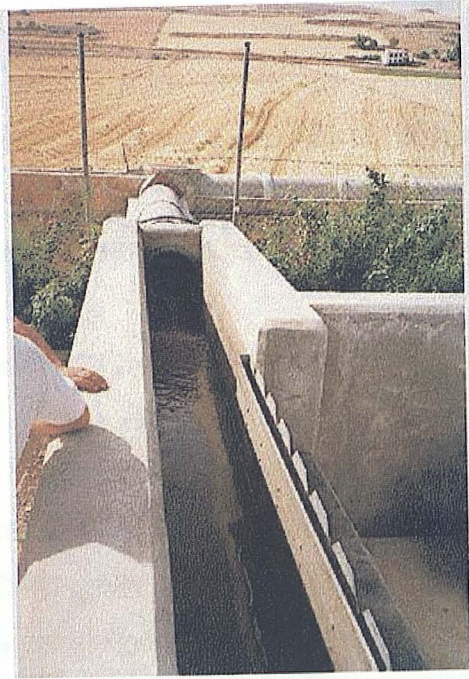


Fig.VI.7.- Pretratamiento: Reja de gruesos y aliviadero de seguridad de la ED de Torrecardela.



Fig.VI.8.- Pretratamiento: Reja de finos y desarenador-desengrasador de la ED de Torrecardela.

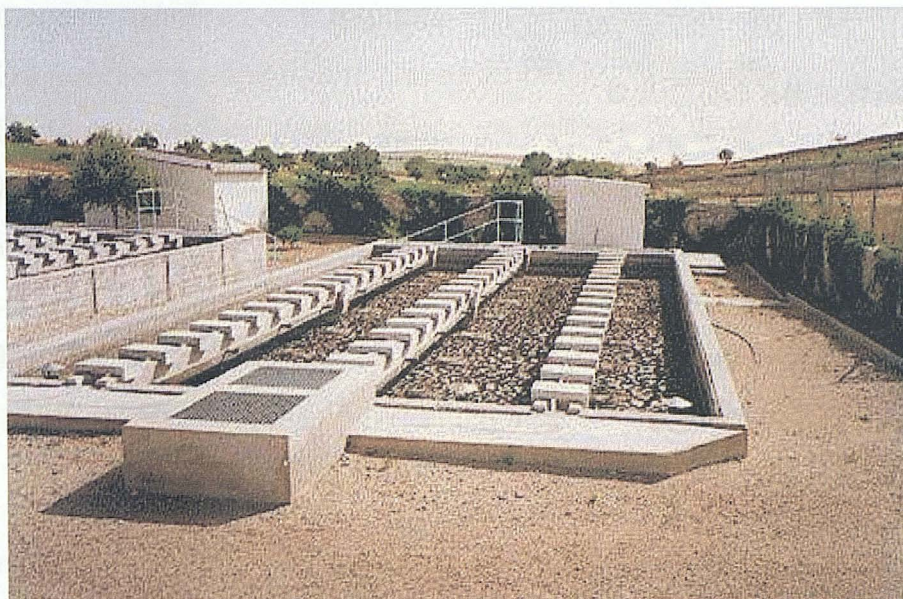


Fig.VI.9.- Lecho de turba de la ED de Torrecardela: Se encuentra en fase de secado.



Fig.VI.10.- Lecho de turba de la ED de Torrecardela: En fase de funcionamiento.

VI.1.3. PIÑAR

DATOS DE CALCULO

Población según censo 1990:	1600 habitantes.
Dotación:	175 l/h/d.
Coeficiente de hora punta:	2'4
Carga orgánica DBO ₅ :	0'25 kg./m ³
CERDOS: EPOCA DE CRIANZA (de Octubre a Diciembre)	
Carga orgánica DBO ₅ en época de crianza de cerdos:	0'2 kg./d/cerdo
Población animal de cerdos:	100
Dotación por cerdo en época de crianza	0'06 m ³ /cerdo/día
CERDOS: EPOCA DE MATANZA (Enero)	
Carga orgánica DBO ₅	20 kg./m ³
Dotación	20 m ³ /cerdo/día.
Número de matanzas diarias	10

1.- Caudales

De Febrero a Septiembre:	$Q_d = 280 \text{ m}^3/\text{día}$
	$Q_m = 11'66 \text{ m}^3/\text{hora}$
	$Q_p = 28 \text{ m}^3/\text{hora}$
De Octubre a Diciembre:	$Q_d = 286 \text{ m}^3/\text{día}$
	$Q_m = 12 \text{ m}^3/\text{hora}$
	$Q_p = 28'8 \text{ m}^3/\text{hora}$
Mes de matanza:	$Q_d = 486 \text{ m}^3/\text{día}$
	$Q_m = 20'25 \text{ m}^3/\text{hora}$
	$Q_p = 48'6 \text{ m}^3/\text{hora}$

2.- Carga orgánica contaminante

De Febrero a Septiembre: Carga de $DBO_5 = 70 \text{ kg./día}$

De Octubre a Diciembre: Carga de $DBO_5 = 76 \text{ kg./día}$

Mes de matanza: Carga de $DBO_5 = 4070 \text{ kg./día}$

CALCULOS DE DISEÑO

La línea de tratamiento propuesta es :

- Pretratamiento compuesto por:
 - Reja de gruesos
 - Reja de finos doble
 - Tamiz de finos (microtamizado)
 - Desarenador
 - Desengrasador
- Lechos de turba

A continuación se detalla el cálculo que se hizo en el proyecto de los lechos de turba. La carga orgánica máxima soportada por los lechos sería: 76 kg. $DBO_5/d.$ (todos los meses excepto el mes de matanza).

Los parámetros de diseño que se adoptaron para los lechos de turba oscilan entre los siguientes valores:

- Carga hidráulica: 0'4 - 0'9
- Carga orgánica: 0'1 - 0'3

Resultaron por cálculo tres balsas de dimensiones 20 m * 10 m * 0'5 m Obteniéndose los siguientes parámetros de funcionamiento:

- Carga hidráulica = $0'48 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d.}$
- Carga orgánica = $0'25 \text{ kgr. } DBO_5/\text{m}^3/\text{d.}$

La carga hidráulica y orgánica de diseño se cálculo con la superficie total. El funcionamiento previsto en fase de proyecto era con los 2/3 de la superficie total. En esta situación la $Ch=0,72$. Con un único lecho en funcionamiento la $Ch=1,44$ (Esta es la situación actual de funcionamiento).

Dimensiones reales de los distintos elementos de la depuradora

DESBASTE

- 2 canales de entrada con un ancho cada uno de 60 cm.
- Reja de gruesos:
 - N° de rejas = 2 rejas, 1 por canal.
 - Separación libre entre barrotes = 3 cm.
 - Espesor de barrote = 0,8 cm.
 - N° de barrotes = 15 (en las dos rejas - 1 por canal)
- Rejas de finos:
 - N° de rejas = 2 rejas, 1 por canal.
 - Canal 1 y 2: Ancho = 60 cm.
 - Separación libre entre barrotes = 1 cm.
 - Espesor de barrote = 0,8 cm.
 - N° barrotes: Canal 1 = 32.
Canal 2 = 32.

DESARENADOR-DESENGRASADOR

- Desarenador (2 canales):
 - Desarenador 1: Ancho = 62 cm.
 - Desarenador 2: Ancho = 58 cm.
 - Longitud = 5 m.
 - Altura útil = 85 cm.
 - Muro separador = 0,3 m.
- Desengrasador:
 - Ancho = 1,5 m.
 - Longitud = 5,35 m.
 - Sección de paso = 0,5 m * 0,85 m
 - Skimmer: Longitud = 1,5 m.

LECHOS DE TURBA

- Ancho = 10 m.
- Longitud = 20 m.
- Espesor de turba = 0,5 m.

Parámetros de funcionamiento de la depuradora

CAUDAL ACTUAL

- Medio: 6,82 m³/h
- Punta: 10,29 m³/h
- Mínimo: 3,05 m³/h

CARGA CONTAMINANTE ACTUAL:

- kg. DBO/día: 56,38 kg.DBO₅/día

Parámetros de funcionamiento de los distintos elementos de la depuradora

DESARENADOR

Desarenador (con los dos canales en funcionamiento):

- V_H a Q_m : 0,186 cm/s
- V_H a Q_p : 0,28 cm/s
- V_{asc} a Q_m : 0,0316 cm/s
- V_{asc} a Q_p : 0,0476 cm/s
- T_R a Q_m : 44,86 min.
- T_R a Q_p : 29,74 min

Desarenador (como doble canal-con funcionamiento de uno):

- V_H a Q_m : 0,37 cm/s
- V_H a Q_p : 0,56 cm/s
- V_{asc} a Q_m : 0,0631 cm/s
- V_{asc} a Q_p : 0,0953 cm/s

- T_R a Q_m : 22,43 min

- T_R a Q_p : 14,87 min

DESENGRASADOR (Sección de paso $0.5 * 0.85 \text{ m}^2$)

- V_H a Q_m : 0,446 cm/s

- V_H a Q_p : 0,673 cm/s

- V_{asc} a Q_m : 0,024 cm/s

- V_{asc} a Q_p : 0,036 cm/s

- T_R a Q_m : 60,01 min.

- T_R a Q_p : 39,77 min

LECHOS DE TURBA

- N° de Unidades: 1 en funcionamiento y 2 en espera.

- C_H : 0,82 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$

- C_O : 0,564 $\text{kg.DBO}/\text{m}^3\cdot\text{día}$

- C_S : 0,282 $\text{kg.DBO}/\text{m}^2\cdot\text{día}$

REPORTAJE FOTOGRÁFICO

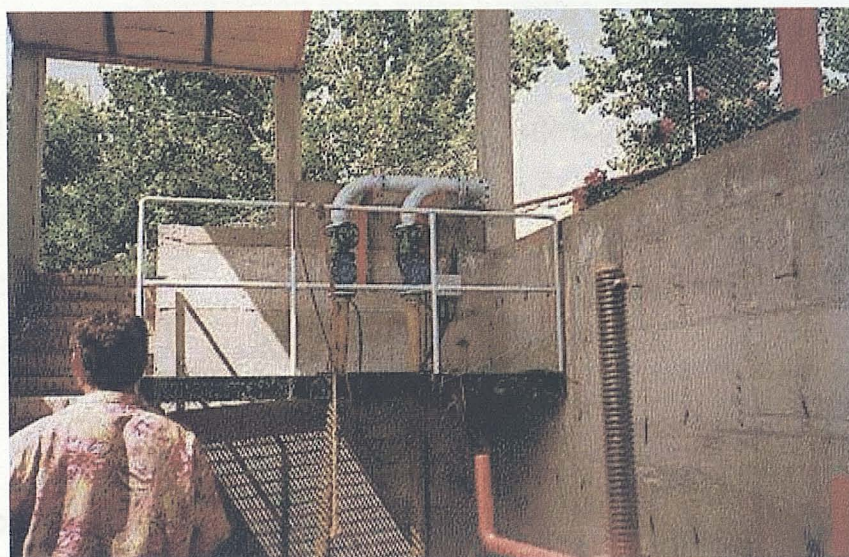


Fig.VI.11.- Pozo de bombeo posterior a las rejillas de gruesos de la ED de Piñar.

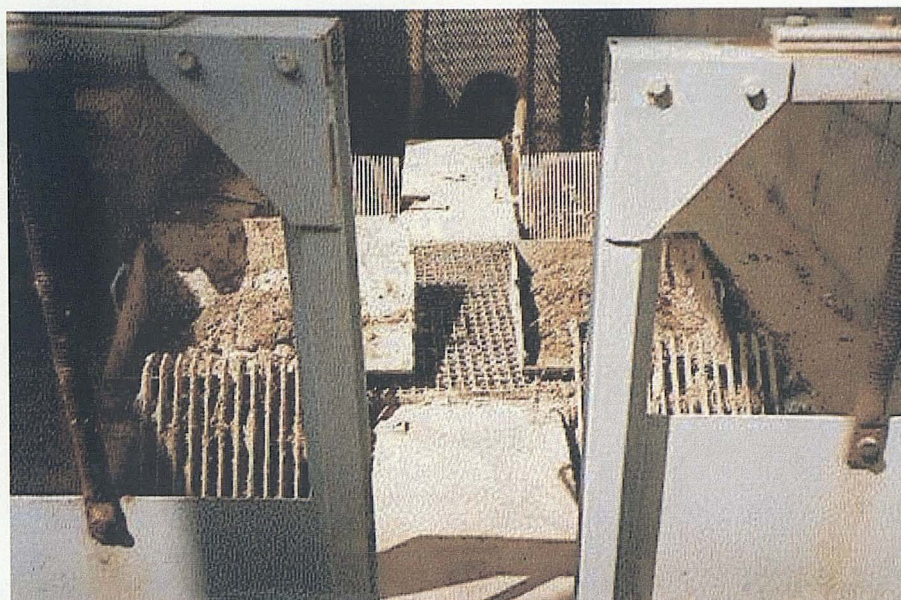


Fig.VI.12.- Rejas de gruesos (Previas al bombeo) de la ED de Piñar.



Fig.VI.13.- Tamiz estático de la ED de Piñar.



Fig.VI.14.- Desarenador de la ED de Piñar.



Fig.VI.15.- Desengrasador de la ED de Piñar.

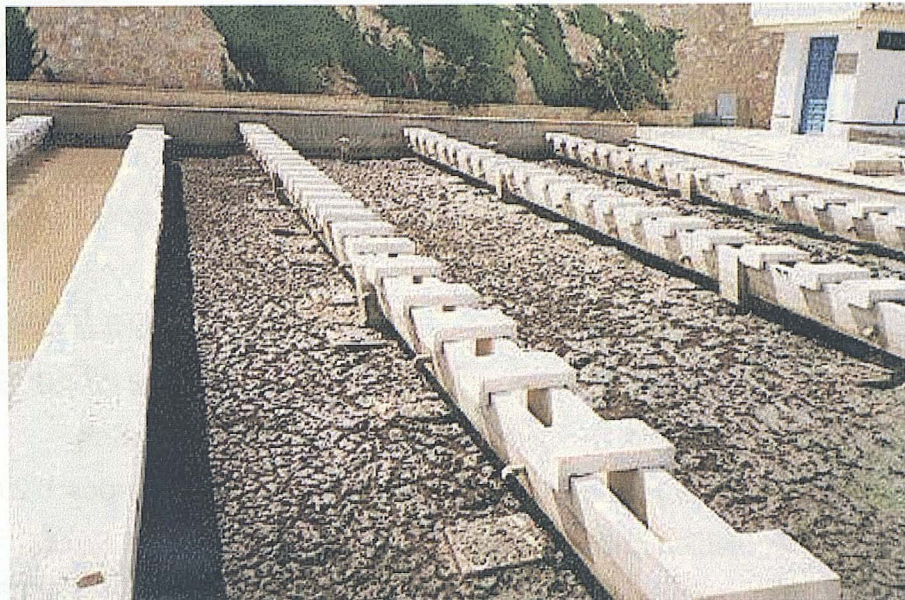


Fig.VI.16.- Lecho de turba de la ED de Piñar en fase de secado

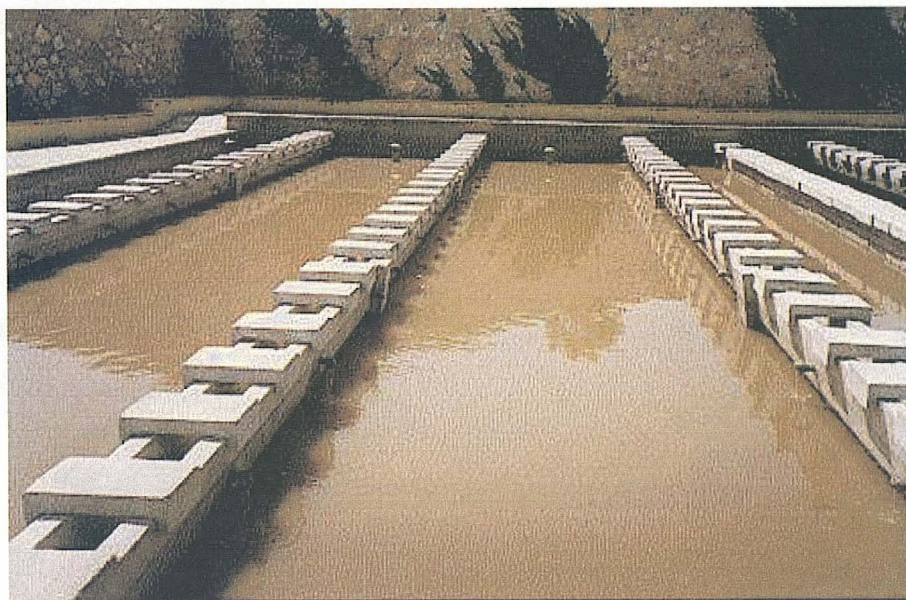


Fig.VI.17.- Lecho de turba en funcionamiento: La capacidad filtrante del lecho ha sido sobrepasada. (ED de Piñar).

VI.1.4. JAYENA

DATOS DE CALCULO

Población según censo 1990:	1543 habitantes.
Dotación:	175 l/h/d.
Coeficiente de hora punta:	2'4
Carga orgánica DBO ₅ :	0'25 kg./m ³
CERDOS : EPOCA DE CRIANZA (de Octubre a Diciembre)	
Carga orgánica DBO ₅ en época de crianza de cerdos: 0'2 kg./d/cerdo	
Población animal de cerdos:	50
Dotación por cerdo en época de crianza	0'06 m ³ /cerdo/día
CERDOS : EPOCA DE MATANZA (Enero)	
Carga orgánica DBO ₅	20 kg./m ³
Dotación	20 m ³ /cerdo/día.
Número de matanzas diarias	5

1.- Caudales

De Febrero a Septiembre:	$Q_d = 270 \text{ m}^3/\text{día}$
	$Q_m = 11'25 \text{ m}^3/\text{hora}$
	$Q_p = 27 \text{ m}^3/\text{hora}$
De Octubre a Diciembre:	$Q_d = 273 \text{ m}^3/\text{día}$
	$Q_m = 11'375 \text{ m}^3/\text{hora}$
	$Q_p = 27'3 \text{ m}^3/\text{hora}$
Mes de matanza:	$Q_d = 473 \text{ m}^3/\text{día}$
	$Q_m = 19'7 \text{ m}^3/\text{hora}$
	$Q_p = 47'3 \text{ m}^3/\text{hora}$

2.- Carga orgánica contaminante

De Febrero a Septiembre: Carga de $\text{DBO}_5 = 67'5 \text{ kg./día}$

De Octubre a Diciembre: Carga de $\text{DBO}_5 = 70'5 \text{ kg./día}$

Mes de matanza: Carga de $\text{DBO}_5 = 4067'5 \text{ kg./día}$

CALCULOS DE DISEÑO

La línea de tratamiento propuesta es :

- Pretratamiento compuesto por:
 - Reja de gruesos
 - Reja de finos doble
 - Tamiz de finos (microtamizado)
 - Desarenador
 - Desengrasador
- Lechos de turba

A continuación se detalla el cálculo que se hizo en el proyecto de los lechos de turba. La carga orgánica máxima soportada por los lechos sería: $67'5 \text{ kgr. DBO}_5/\text{d.}$ (todos los meses excepto el mes de matanza).

Los parámetros de diseño que se adoptaron para los lechos de turba oscilan entre los siguientes valores:

- Carga hidráulica: $0'4 - 0'9 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$
- Carga orgánica: $0'1 - 0'3 \text{ Kg. DBO}_5/\text{día}$

Resultaron por cálculo 3 balsas de dimensiones $18'5 \text{ m} * 8'5 \text{ m} * 0'5 \text{ m}$.
Obteniéndose los siguientes parámetros de funcionamiento :

- Carga hidráulica = $0'58 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d.}$
- Carga orgánica = $0'29 \text{ kgr. DBO}_5/\text{m}^3/\text{d.}$

La carga hidráulica y orgánica de diseño se cálculo con la superficie total. El funcionamiento previsto en fase de proyecto era con los 2/3 de la superficie total. En esta situación la $Ch=0,87$. Con un único lecho en funcionamiento la $Ch=1,74$.

Dimensiones reales de los distintos elementos de la depuradora

DESBASTE

- El canal de entrada tiene un ancho de 50,5 cm.
 - Reja de gruesos:
 - Separación libre entre barrotes = 3 cm.
 - Espesor de barrote = 0,8 cm.
 - Nº de barrotes = 13.
 - Reja de finos:
 - Nº de rejas = 2 rejas, 1 por canal.
 - Canal 1: Ancho = 59 cm.
 - Canal 2: Ancho = 65 cm.
 - Separación libre entre barrotes = 1 cm.
 - Espesor de barrote = 0,8 cm.
- Nº barrotes: Canal 1 = 30.
Canal 2 = 31.

DESARENADOR-DESENGRASADOR

- Desarenador:
 - Ancho = 1,5 m.
 - Longitud = 4,75 m.
 - Altura útil = 49 cm.
 - Muro separador = 0,25 m.
 - Desengrasador:
 - Ancho = 1,5 m.
 - Longitud = 2,75 m.
- Tubo de recogida de grasas tipo "Skimmer": Longitud = 2,5 m.

LECHOS DE TURBA

- N° de unidades: 1 en funcionamiento y 2 en espera.
- Ancho = 8,5 m.
- Longitud = 18,5 m.
- Espesor de turba = 0,5 m.

Parámetros de funcionamiento de la depuradora

CAUDAL ACTUAL

- Medio: 22,44 m³/h
- Punta: 32,05 m³/h
- Mínimo: 10,53 m³/h

CARGA CONTAMINANTE ACTUAL:

- kg. DBO/día: 55,21 kg.DBO₅/día

Parámetros de funcionamiento de los distintos elementos de la depuradora

DESARENADOR-DESENGRASADOR

Desarenador (canal único):

- V_H a Q_m : 0,83 cm/s
- V_H a Q_p : 1,187 cm/s
- V_{asc} a Q_m : 0,0554 cm/s
- V_{asc} a Q_p : 0,0791 cm/s
- T_R a Q_m : 13,74 min.
- T_R a Q_p : 9,63 min

LECHOS DE TURBA

- C_H : 3,42 m³/m²·día
- C_O : 0,702 kg.DBO/m³·día
- C_S : 0,351 kg.DBO/m²·día

REPORTAJE FOTOGRÁFICO



Fig.VI.18.- Pretratamiento: Aliviadero de seguridad y reja de gruesos de la ED de Jayena.



Fig.VI.19.- Pretratamiento: Reja de finos y desarenador, de la ED de Jayena.



Fig.VI.20.- Pretratamiento: Tubo de recogida de grasas tipo "Skimmer", de la ED de Jayena.



Fig.VI.21.- Lecho de turba en funcionamiento de la ED de Jayena.



Fig.VI.22.- Lecho de turba preparado para funcionar en la ED de Jayena.



Fig.VI.23.- Lecho de turba en fase de secado en la ED de Jayena.

VI.2. ANÁLISIS COMPARATIVO DEL DISEÑO DE LAS DEPURADORAS

Una vez que se ha estudiado el diseño y los parámetros de diseño y funcionamiento previo de las depuradoras se analizan y comparan entre sí.

1.- Atendiendo al barrido bibliográfico, el tratamiento primario es necesario. Según Camp (1978), las aguas residuales requieren un desbaste, tamizado y en ocasiones filtración sobre lecho de arena, antes de aplicarse a una doble filtración sobre turba. El primer lecho tiene un espesor de la capa de turba de unos centímetros, mientras que en el segundo dicho espesor es de unas decenas de centímetros. El primer lecho exige un mantenimiento mas constante (mayor número de ciclos funcionamiento-recuperación mientras que el segundo viene condicionado por la pérdida de rendimiento. En estas condiciones pueden esperarse rendimientos del 70% en DBO₅ y 90% en SS (Tejero 1990). HISPACOMIN plantea una sólo etapa de filtración, cuyos parámetros de diseño y funcionamiento son los siguientes (Sierra, 1989):

- Carga orgánica: 0,25 – 0,30 kg.DBO₅/m²·d.
- Carga hidráulica: 0,75 – 1,0 m³/m²·d
- Espesor del lecho: 0,8 m.
- Número de unidades: >2.
- Período de uso: 10 años.
- Período de funcionamiento y recuperación: 10 – 20 días.
- Rango de aplicación: 500 – 5000 habitantes.

El esquema de depuración propuesto para las depuradoras en explotación en la provincia de Granada es la siguiente:

- Pretratamiento compuesto por:
 - Reja de gruesos
 - Reja de finos doble
 - Tamiz de finos (microtamizado)
 - Desarenador
 - Desengrasador
- Lechos de turba

Excepto en la ED de Villanueva de las Torres, donde no se creyó oportuno incluir en el diseño de la instalación el microtamizado, en las demas se consideró necesario disponer de un tamiz estático en la línea de agua. Durante la construcción se eliminó en la ED de Torrecardela el microtamizado mediante tamiz estático, aunque en su diseño si se consideraba necesario. Esto fue así, por falta de cota hidráulica y por considerar excesivo el coste de implantación y de explotación de un bombeo inicial. Por tanto, estas dos depuradoras no disponen de tamiz, por lo que no existe tratamiento primario alguno.

- 2.- El espesor de turba de todos los lechos de las depuradoras construidas en la provincia de Granada es de 0,5 – 0,6 metros. No obstante, el espesor viene determinado por el tipo de turba utilizado. El espesor de 0,8 metros, ha sido utilizado con éxito en depuradoras mediante lechos de turba Spagnum muy fibrosa.
- 3.- Las depuradoras contaban con la posibilidad de funcionar en régimen de inundación y percolación. No se dispone de información previa sobre el régimen de funcionamiento, por inundación o precolación, que aportaría mejores resultados.

- 4.- El filtro inferior de los lechos para retención de la turba estaba compuesto, de arriba hacia abajo, por: geotextil – capa de arena – capa de grava – capa de balasto. Los problemas de filtración durante el funcionamiento de estas instalaciones motivaron la decisión de eliminar el geotextil del paquete de filtración. Cuando se comenzó la investigación se había eliminado de la ED de Piñar, en Villanueva de las Torres se estaba procediendo a su eliminación, y faltaban Torrecardela y Jayena.

VI.3. VARIABLES Y PARÁMETROS DEL ESTUDIO ESTADÍSTICO

En cualquier fenómeno en el que existe incertidumbre, el método adecuado para investigarlo consiste en experimentar con él, de manera que puedan detectarse las características de interés. Un experimento es un conjunto de pruebas o ensayos sobre un proceso o sistema bajo estudio.

El elemento más importante de un experimento es la formulación del problema por resolver. En este sentido, el objetivo primordial de un experimento estadístico es estudiar el efecto que sobre una variable de interés llamada **variable respuesta** tiene un conjunto de otras variables denominadas **factores o variables experimentales** (Montgomery, 1991).

Definido el problema, el siguiente paso es diseñar el experimento, lo que supone:

- Determinar las variables que pueden influir en la respuesta.
- Fijar los valores de los factores controlables, llamados niveles. A las distintas combinaciones de los niveles de distintos factores se le suele llamar tratamiento.
- Seleccionar las unidades experimentales, esto es, los elementos sobre los que se va a llevar a cabo el experimento. Una unidad experimental podría definirse como el "objeto" o "individuo" capaz de producir una medición de la variable respuesta después de aplicarle un tratamiento dado.
- Determinar como asignar las unidades experimentales a los tratamientos con el fin de:
 - Obtener resultados óptimos de acuerdo a nuestros recursos disponibles y a las metas perseguidas en el experimento.

- Reducir el error experimental, que es la variación en la respuesta que no puede atribuirse a un cambio de tratamiento de los factores, y que por tanto suele proceder de factores no controlables.
- Observar los valores de la respuesta en cada unidad experimental. Al número total de observaciones se le llama *tamaño* del experimento.

Una vez llevado a cabo el experimento, la siguiente etapa es el estudio o análisis de los datos por medio de métodos estadísticos. En este sentido, una técnica fundamental será el Análisis de la Varianza (ANOVA) para poder contrastar el efecto de los factores sobre la respuesta (Ruiz-Maya, 1977).

En cualquier experimento en el que se investiga el efecto de un factor, existen, en principio, otras variables que pueden influir sobre los resultados. Estas **variables**, que algunos denominan **factores externos**, deben eliminarse, para así, reducir el error experimental. La influencia de estos factores externos puede eliminarse de tres formas (Logothetis, 1989):

- manteniendo la variable fija durante todo el experimento,
- diseñando el experimento de manera que las comparaciones de interés se efectúen para valores fijos de esta variable.
- evitando su influencia aleatorizando su aparición en los tratamientos.

Las dos primeras opciones son válidas para variables controladas por el experimentador, y que potencialmente a priori van a tener mayor influencia; la tercera debe emplearse para variables fuera de control, con poca influencia esperada, cuyos efectos formarán parte del error experimental.

Considerando las ideas anteriores, surgen tres principios básicos para tener en cuenta en el diseño de un experimento, y que vamos a analizar a continuación:

- **Principio de aleatorización**

La aleatorización del experimento consiste en asignar al azar todos los efectos de variables no controladas a las unidades experimentales. La aleatorización es fundamental ya que:

- previene la existencia de sesgos
- evita dependencias entre observaciones,
- constituye una hipótesis previa para la aplicación válida de la mayoría de los métodos estadísticos

- **Replicación del experimento**

Replicar un experimento consiste en repetirlo completamente bajo las mismas condiciones, y no debe confundirse con la repetición de la medida en cada observación. La repetición del experimento, en determinados diseños, será la única manera de poder estimar el error experimental.

- **Homogeneidad estadística de las comparaciones**

La homogeneidad de las unidades experimentales al realizar las comparaciones aumenta la probabilidad de detectar cambios o identificar factores influyentes.

Junto con la variable respuesta, se presentan otras variables cuantitativas, denominadas **covariables** o **variables concomitantes**, que posiblemente afecten a la variable respuesta. A diferencia de los factores, las covariables no pueden ser controladas por el experimentador. El procedimiento estadístico específico para esta situación es el **Análisis de la Covarianza**. Técnicamente, es una combinación del análisis de la varianza y de la regresión. Su propósito es eliminar la influencia de las covariables sobre la variable de

respuesta para dejar al descubierto los verdaderos efectos de los factores. En principio, se presupone que las covariables no se ven afectadas por ninguno de los factores, si bien esta exigencia puede eliminarse (Ollero, 1997).

Atendiendo a la investigación bibliográfica y a los objetivos expuestos se ha diseñado el estudio estadístico del experimento. Se han deducido una serie de variables, covariables y parámetros que intervienen en la investigación y que se deben estudiar. A continuación se definirán las variables de respuesta, los factores y las posibles covariables para analizar todos los resultados obtenidos durante la investigación. Perseguimos, de esta manera, poder saber si han existido diferencias estadísticamente significativas (mediante el análisis de la varianza ANOVA y ANCOVA) entre los resultados de la variable respuesta para cada una de las depuradoras. Después de este análisis, haremos el estudio estadístico (ANCOVA y/o ANOVA) para cada núcleo, buscando los factores que han incidido en la variable respuesta y en que medida.

VARIABLES DE RESPUESTA

Las variables de interés, llamadas variables de respuesta, vienen determinadas por las características fijadas por la normativa, europea y nacional, para los influentes a un medio receptor (río, lago, mar,...). Estas son para los caudales vertidos al medio:

1. Demanda biológica de oxígeno (**DBO₅**): se expresará con las habituales unidades de miligramos de O₂ por litro de agua (mg O₂/l ó p.p.m.).
2. Demanda química de oxígeno (**DQO**), con las mismas unidades que la DBO.
3. Sólidos en suspensión (**SS**), igualmente expresada en p.p.m.

La variable respuesta viene influenciada por una serie de factores.

FACTORES O VARIABLES EXPERIMENTALES

Los factores sobre las que podemos incidir son realmente dos. Por un lado podemos elegir el **lecho en funcionamiento** y por otro podemos comparar los resultados obtenidos por la variable respuesta para cada una de las estaciones depuradoras de los **distintos núcleos** objeto de seguimiento.

Otros factores dependientes del proceso son:

1. **Carga hidráulica** (Ch). Representa una medida indirecta de la intensidad del flujo aportado al ensayo. Su magnitud viene definida por el caudal (Q) por unidad de superficie (S). $Ch = Q/S$ y se expresará en m^3/m^2 y día.
2. **Carga orgánica** (Cov). De concepción similar a la anterior y dado que el impacto de la carga contaminante es soportado por el bloque completo de la turba, se define como carga volúmica. $Cov = Q \cdot C/V$, donde Q es el caudal en $m^3/día$, C es la concentración de DBO en gramos por m^3 , y V es el volumen del lecho filtrante activo.

Otros factores dependientes de las características del influente

1. Demanda biológica de oxígeno (**DBO₅**): se expresará con las habituales unidades de miligramos de O_2 por litro de agua ($mg O_2/l$ ó p.p.m.). Este factor está relacionado con la carga orgánica volúmica definida anteriormente.
2. Demanda química de oxígeno (**DQO**), con las mismas unidades que la DBO.
3. Sólidos en suspensión (**SS**), igualmente expresada en p.p.m.

VI.4. PREPARACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

Una vez que se han analizado cada una de las estaciones depuradoras, y se han fijado las variables de interés, y los factores, debemos preparar las depuradoras para realizar esta primera fase de la investigación. Se estudia donde se realizará la toma de muestras en cada una de las instalaciones y se prepara la medición de caudal para así conocer la carga hidráulica con la que trabajan los distintos elementos de cada una de las instalaciones.

VI.4.1. MEDICIÓN DE CAUDAL

Para realizar un seguimiento adecuado es necesario hacer una medida de caudal a la vez que se toman las muestras de agua, para así conocer los parámetros de funcionamiento de los distintos elementos de la ED.

La medida de caudal tiene importancia en toda planta de depuración, dado que es un factor de las curvas contaminantes y un medio de control de los costos de explotación. En pequeños núcleos, como es este caso, se producen grandes variaciones tanto en el caudal, como en las cargas del agua residual. En la siguiente figura se presentan tres tipos de evacuación de agua residual para diferentes tamaños de población en Francia (Coste, 1980).

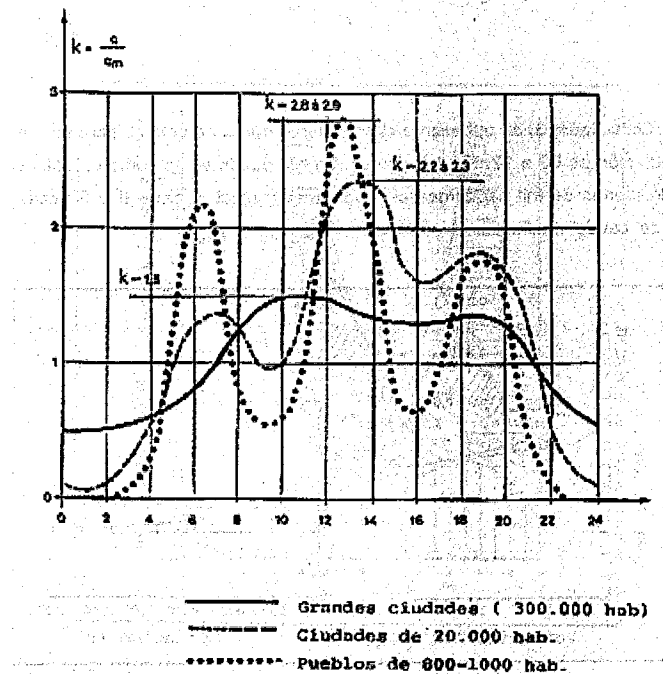


Fig.VI.24.- Evacuación de agua residual para diferentes tamaños de población en Francia (Coste, 1980).

La variación de los caudales a lo largo del día puede adoptar diferentes formas, según las costumbres e infraestructura de cada población; por tanto, la distribución de caudales a lo largo del día será típica para cada estación del año, aunque podrá estar sujeta a variaciones ocasionales en días concretos (festivos y fin de semana). Todo ello da lugar a que los coeficientes puntas sean más elevados en pequeños núcleos que en grandes, siendo su orden de magnitud en torno a dos.

VI.4.2. MEDIDAS DE CAUDAL EN CANALES

Estas medidas se hacen normalmente en vertederos rectangulares o triangulares o en canal tipo "Parshall" (Metcalf & Eddy,

1981). Hay una serie de ventajas e inconvenientes en la utilización de cada uno de los sistemas de medida de caudal anteriormente citados.

Los vertederos consisten en una barrera que se establece en una canal, midiéndose la altura del nivel de agua, aguas arriba de la retención con relación al borde superior de la misma (o el vértice, en el vertedero triangular).

Pueden ser de tres tipos principales:

- 1.- Vertedero en pared delgada *sin contracción lateral*, que tiene la arista superior horizontal y cortada a bisel. Para que no haya contracción de la vena hay que disponer orificios laterales delante de la retención para que la lámina de agua no se pegue al vertedero.
- 2.- Vertedero en pared delgada *con contracción lateral*, en cuyo caso se dispone la parte superior en forma de escote rectangular, biseladas su arista horizontal y las dos verticales.
- 3.- Vertedero triangular, consiste en una abertura en el tabique que tiene forma de V con ángulo que suele ser de 30° , 60° ó 90° , con los lados también cortados en bisel. Cuando el ángulo es de 90° se le conoce con el nombre de vertedero "Thompson".

Un posible problema ocasionado por la colocación de un sistema de medida de caudal por vertedero es la acumulación de residuos aguas arriba del vertedero. Como resultado se modifica la "pala" del aliviadero (altura del umbral por encima del fondo aguas arriba) provocando una

lectura defectuosa del caudal, además de los problemas locales ocasionados (sanitarios y ambientales).

La medida de caudales que contienen sólidos de cierto tamaño y fluyen en lámina libre, se lleva a cabo con facilidad con el empleo de una sección contraída tal como la del canal "Parshall" (Parshall, 1926). La pérdida de carga en los Parshall es inferior a la que tiene lugar en el caso de utilizar vertederos, sin embargo siempre el nivel del agua sufre una disminución (el nivel del suelo a la salida del Parshall es inferior al de entrada) para evitar que el Parshall sea sumergido y así poder hacer la medida con un sólo instrumento. En núcleos pequeños (< 1.000 habitantes), resulta más viable la colocación de vertederos de tipo triangular o trapecial para control del caudal, ya que las dimensiones del canal "Parshall" (garganta menor a 25 mm), son tan reducidas que su colocación y explotación se hace impracticable (Metcalf & Eddy, 1981).

Se piensa entonces en buscar otra solución que sea a la vez económica y eficaz en la medida del caudal.

Realizadas las primera visitas se concluye que la mejor solución es la colocación de **vertederos "Thompson" desmontables**. Al ser desmontables se evita la acumulación de residuos, ya que sólo será instalado el tiempo necesario para la lectura del caudal por parte del operario de planta. Este tipo de vertedero es el más preciso para caudales inferiores a 10 litros/segundo. En el caso de los municipios objeto de investigación, el caudal es inferior. Además, el agua llega con suficiente cota hidráulica, de manera que el vertedero no altera significativamente la línea piezométrica de funcionamiento normal de la depuradora.

VI.4.3. CÁLCULO DEL CAUDAL

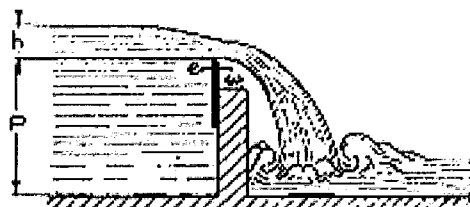


Fig. VI.25.- Vista de la sección transversal del flujo sobre un vertedero.

El caudal de los vertederos viene dado por la fórmula general (Bos, 1994):

$$Q = \mu L h \sqrt{2gh}$$

en la que:

Q = caudal en m^3/h .

μ = coeficiente de caudal del vertedero.

L = longitud del umbral del de vertido, en metros.

h = altura de lámina en metros.

g = gravedad, en m/s^2 (en nuestro caso = $9,81 m/s^2$).

Vertedero triangular en pared delgada

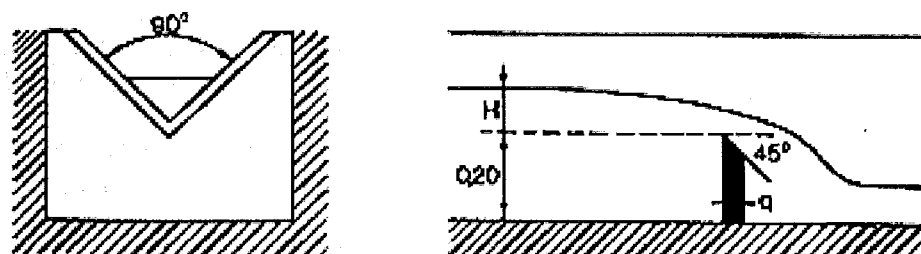


Fig. VI.26.- Vista frontal y sección transversal de un vertedero para medición de caudal.

$$Q = \frac{4}{5} \mu h^2 \sqrt{2gh} \tan \frac{\theta}{2}$$

en la que:

$Q =$ caudal en m^3/h .

$\mu =$ coeficiente de caudal del vertedero rectangular de Bazin en pared delgada sin contracción lateral (aplicable para h comprendidas entre 0,1 y 0,6 m., y p comprendida entre 0,1 y 2 m.).

$$\mu = 0,405 + \frac{0,003}{h} \left(1 + 0,55 \frac{h^2}{(h+p)^2} \right)$$

$L =$ longitud del umbral del de vertido, en metros.

$h =$ altura de lámina en metros.

$g =$ aceleración de la gravedad, en m/s^2 (9,81 m/s^2).

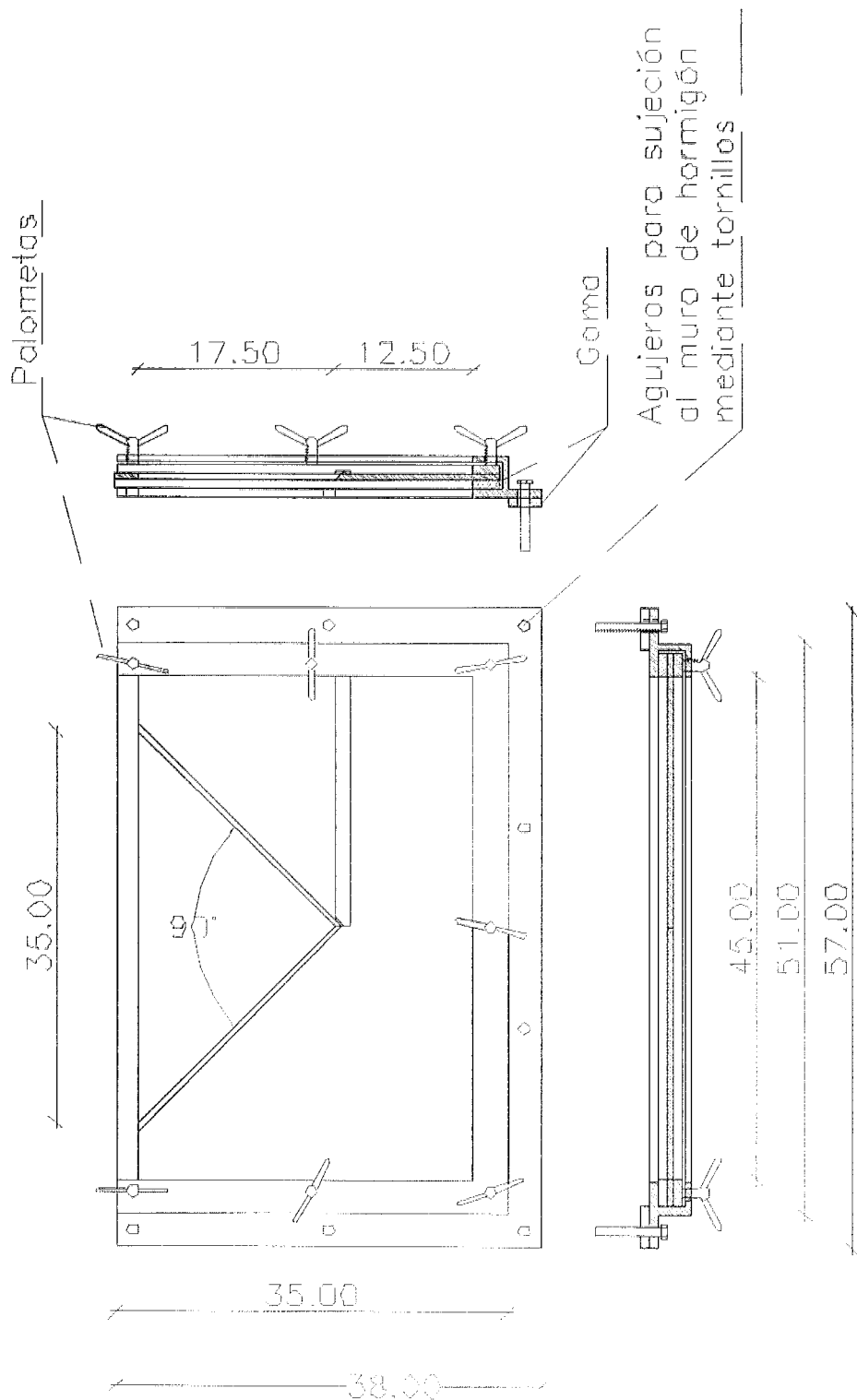
$\theta =$ ángulo en el vértice del vertedero (90° para el vertedero "Thompson").

Para $\theta = 90^\circ$, a veces se utiliza la fórmula de Thompson:

$$Q = 1,42 h^{\frac{5}{2}}$$

Esta fórmula es aproximada, ya que no tiene en cuenta la incidencia de la pala.

A continuación se representan los vertederos Thompson desmontables construidos para la medición de caudal, con las variaciones de medida requeridas por cada canal de entrada de cada una de las depuradoras.



NOTA: Cotas en cm.

Fig.VI.27.- Vertedero "Thompson" desmontable empleado para medida de caudal en las ED de los pueblos estudiados en la investigación.

En la estación depuradora de Piñar, puesto que no había posibilidad de instalar un vertedero Thomson desmontable, se opta por la disposición de contadores en las bombas. Se instalaron 2 contadores horarios (uno por cada bomba). El modelo es: OMRON: H7ET-B (6 dígitos, 1 decimal de horas, toma de corriente 220-380 V). Con este contador sabemos el caudal medio que ha entrado en la ED con dos lecturas sucesivas y aforando el caudal de bombeo.

VI.5. PLAN DE TRABAJO

Se establecen las siguientes etapas de trabajo:

1. Resolución analítica.
2. Estudio sistemático de resultados.

Ambas etapas están relacionadas, puesto que el estudio sistemático de resultados viene determinado por la resolución analítica y viceversa. Como ya se ha dicho, se debe realizar el planteamiento del problema y la resolución analítica para realizar posteriormente el tratamiento estadístico de los resultados obtenidos.

En cualquier experimento en el que se investiga el efecto de un factor, existen, en principio, otras variables que pueden influir sobre los resultados. La influencia de ciertas **variables**, que algunos denominan **factores externos**, deben eliminarse, para así, reducir el error experimental. La influencia de estos factores externos se eliminarán evitando su influencia aleatorizando su aparición en los tratamientos. Se ha elegido esta forma de operar porque hay gran cantidad de variables fuera de control, con poca influencia esperada, cuyos efectos formarán parte del error experimental.

Considerando las ideas anteriores, surge el principio básico para tener en cuenta en el diseño del experimento que se está realizando, y que se analizó anteriormente (**principio de aleatorización**).

Las frecuencias decididas inicialmente para cada uno de los parámetros que inicialmente se consideraron interesantes se reflejan en el siguiente cuadro:

Tabla VI.1.- Frecuencias de los análisis para el control de las ED estudiadas en esta Investigación

PARÁMETROS	FRECUENCIA
Temperatura ambiente	2 días/semana
PH (entrada y salida)	2 días/semana
Conductividad del agua (entrada y salida)	2 días/semana
Caudal	2 días/semana
DQO (entrada y salida)	2 días/semana
DBO ₅ (entrada y salida)	2 días/semana
Sólidos en suspensión (SS – entrada y salida)	2 días/semana

Los días y horas de muestreo se realizan aleatoriamente, considerando que se deben cubrir con cinco réplicas cada día de funcionamiento de los lechos. Es decir, para el día de funcionamiento 1 del ciclo, de cualquiera de los lechos de turba de la estación depuradora (ED), se tomarán cinco muestras aunque en distintos ciclos.

VI.6.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mediante estudio estadístico trataremos de comparar los procesos de depuración entre cada uno de los pueblos objeto de estudio. Este estudio consistirá en la apreciación de diferencias estadísticamente significativas entre los resultados obtenidos para la variable respuesta en cada una de las depuradoras. El estudio estadístico se ha realizado con el programa estadístico STATGRAPHICS* versión 5.0 (STSC Inc., Rockville, Maryland, USA 1989) con licencia Nº 10624, propiedad de la Universidad de Granada.

Inicialmente se realizará un análisis de la covarianza (ANCOVA), en el que se comparan las cuatro estaciones depuradoras: Villanueva de las Torres (1), Torrecardela (2), Piñar (3) y Jayena (4).

Resumen del análisis:

- Variable de respuesta: DBO₅ de salida (DBO_s).
- Factor: Núcleo.
- Covariables:
 - DBO₅ de entrada (DBO_e).
 - Número de días funcionando los lechos (N_{días}).

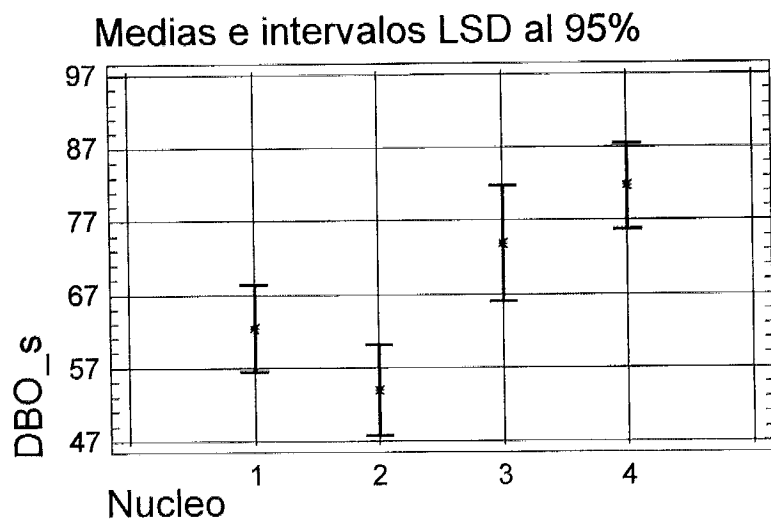


Figura NºVI.28 Medias e intervalos LSD al 95% de la variable de respuesta DBO₅ de salida (DBO_s).

Tabla VI.2.- Análisis de Varianza para la DBO_s - Sumas de Cuadrados Tipo III

Fuente	Suma de Cuadrados	GL	Cuadrado medio	Relación-F	P-Valor
COVARIABLES					
DBO _e	78160,6	1	78160,6	57,12	0,0000
N_dias	27314,9	1	27314,9	19,96	0,0000
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Nucleo	32623,4	3	10874,5	7,95	0,0000
RESIDUAL	368118,0	304	1368,47		
TOTAL(CORREGIDO)	502932,0	309			

Todas las Relaciones-F están basadas en el residuo medio del error cuadrado medio.

Considerando como variable de respuesta el rendimiento de eliminación de DBO₅ tenemos:

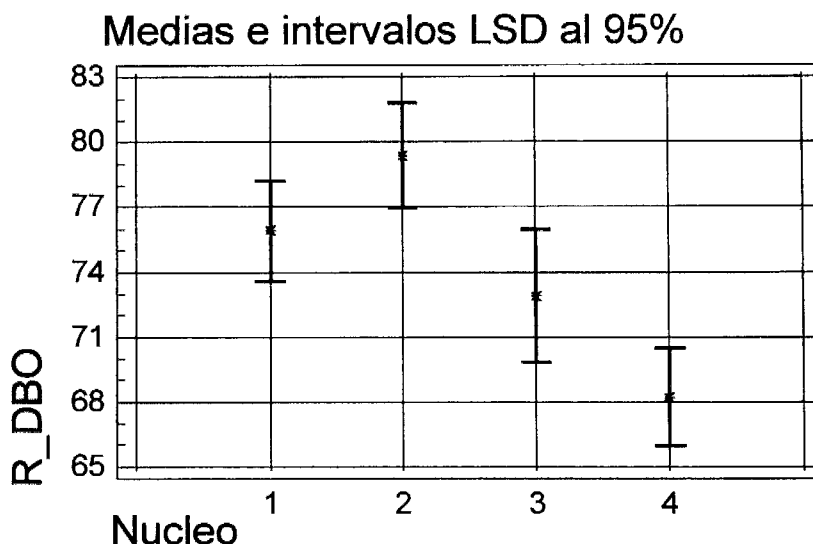


Figura N°2.- Medias e intervalos LSD al 95% de la variable de respuesta rendimiento de eliminación de DBO₅ (R_DBO).

Tabla VI.3.- Analisis de Varianza para el R_DBO - Sumas de Cuadrados Tipo III

Fuente	Suma de Cuadrados	GL	Cuadrado medio	Relación-F	P-Valor
COVARIABLES					
DBO _e	523,462	1	523,462	2,50	0,1147
N_dias	2807,61	1	2807,61	13,43	0,0003
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Nucleo	5009,82	3	1669,94	7,99	0,0000
RESIDUAL	56218,3	304	208,99		
TOTAL (CORREGIDO)	64224,2	309			

Todas las Relaciones-F están basadas en el residuo medio del error cuadrado medio.

- DBO₅. Resultados:

Existieron diferencias estadísticamente significativas para la DBO₅ de salida del efluente de los lechos de turba entre las depuradoras de los distintos núcleos (p -valor $< 0,01$).

La DBO de entrada a la ED afectó decisivamente a la DBO₅ de salida. Hubo diferencias estadísticamente significativas entre la DBO₅ de salida de las EDs para la DBO de entrada (covariable).

El número de días en funcionamiento afectó significativamente a las variables de respuesta DBO₅ de salida y rendimiento de eliminación de DBO₅.

La depuradora de Jayena (4) presentó una DBO₅ de salida mas alta que el resto, y el rendimiento de eliminación de DBO₅ mas bajo. La estación depuradora de Piñar (3) fue, después de la ED de Jayena, la que peor resultado presentó en cuanto a DBO₅. Entre estas dos depuradoras no han existido diferencias estadísticamente significativas.

La ED de Torrecardela tuvo los mejores resultados de salida en cuanto a la DBO₅ y el rendimiento de eliminación. La estación depuradora de Villanueva de las Torres tuvo unos resultados similares ya que entre estas dos instalaciones no existieron diferencias estadísticamente significativas para las dos variables de respuesta consideradas, DBO₅ de salida (DBO_s) y rendimiento de eliminación de DBO₅ (R_DBO).

- DQO:

Resumen del análisis:

- Variable de respuesta: DQO de salida (DQO_s).
- Factor: Núcleo.
- Covariables:
 - DQO de entrada (DQO_e).
 - N_dias.

Medias e intervalos LSD al 95%

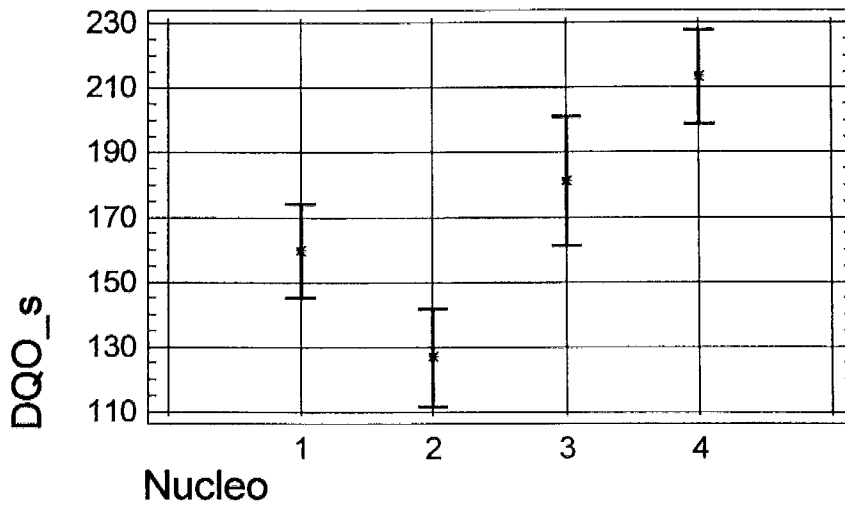


Figura VI.30.- Medias e intervalos LSD al 95% de la variable de respuesta DQO de salida (DQO_s).

Tabla VI.4.- Análisis de Varianza para la DQO_s - Sumas de Cuadrados Tipo III

Fuente	Suma de Cuadrados	GL	Cuadrado medio	Relación-F	P-Valor
COVARIABLES					
DQO_e	333642,0	1	333642,0	40,82	0,0000
N_dias	171885,0	1	171885,0	21,03	0,0000
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Núcleo	286746,0	3	95582,1	11,69	0,0000
RESIDUAL	2,1987E6	304	8173,62		
TOTAL (CORREGIDO)	2,92705E6	309			

Todas las Relaciones-F están basadas en el residuo medio del error cuadrado medio.

Considerando como variable de respuesta el rendimiento de eliminación de DQO tenemos:

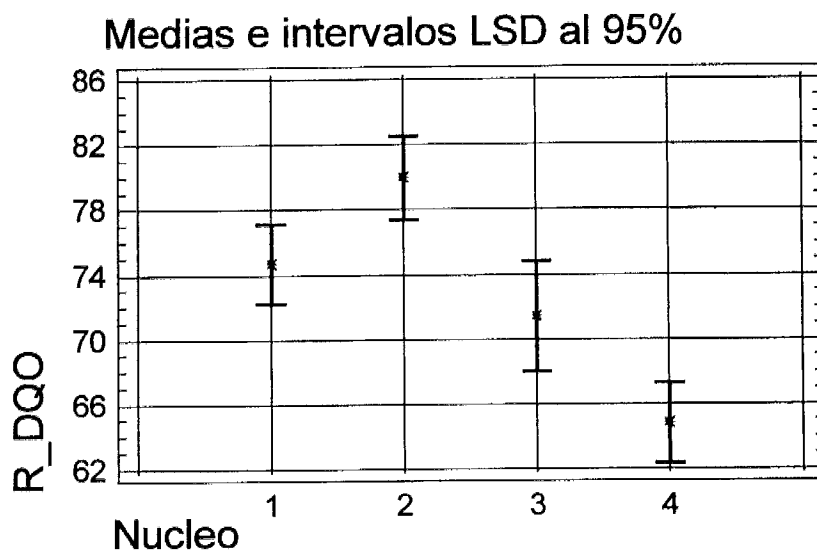


Figura VI.31.- Medias e intervalos LSD al 95% de la variable de respuesta Rendimiento de eliminación de DQO (R_DQO).

Tabla VI.5.- Análisis de Varianza para el R_DQO - Sumas de Cuadrados Tipo III

Fuente	Suma de Cuadrados	GL	Cuadrado medio	Relación-F	P-Valor
COVARIABLES					
R_DQO	1782,22	1	1782,22	7,59	0,0063
N_dias	3501,26	1	3501,26	14,91	0,0001
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Núcleo	8755,2	3	2918,4	12,43	0,0000
RESIDUAL	63170,3	304	234,834		
TOTAL (CORREGIDO)	78665,5	309			

Todas las Relaciones-F están basadas en el residuo medio del error cuadrado medio.

- DQO. Resultados:

Existieron diferencias estadísticamente significativas para la DQO de salida del efluente de los lechos de turba entre las depuradoras de los distintos núcleos. La DQO de entrada a la ED afectó decisivamente a la DQO de salida. Hay diferencias estadísticamente significativas entre la DQO de salida de las EDs para la DQO de entrada (covariable).

El número de días en funcionamiento afectó significativamente a las variables de respuesta DQO de salida y rendimiento de eliminación de DQO.

El comportamiento de las variables de respuesta, DQO de salida (DQO_s) y Rendimiento de eliminación de DQO (R-DQO) fue similar al mostrado con las variables de respuesta DBO₅ de salida y rendimiento de eliminación de DBO₅. La depuradora de Jayena (4) presentó una DQO de salida mas alta que el resto, y el rendimiento de eliminación de DQO mas bajo. La estación depuradora de Piñar (3) fue, después de la ED de Jayena, la que peor resultado presentó en cuanto a DQO. Entre estas dos depuradoras no han existido diferencias estadísticamente significativas.

La ED de Torrecardela tuvo los mejores resultados de salida en cuanto a la DQO y su rendimiento de eliminación. La estación depuradora de Villanueva de las Torres tuvo unos resultados similares ya que entre estas dos instalaciones no existieron diferencias estadísticamente significativas para las dos variables de respuesta consideradas, DQO de salida (DQO_s) y rendimiento de eliminación de DQO (R_DQO).

Como se ha comentado anteriormente, las estaciones depuradoras (ED) de Villanueva de las Torres (1) y Torrecardela (2) han tenido una explotación adecuada, mientras que las ED de Piñar (3) y Jayena (4) se explotaban de forma deficiente. En las ED 1 y 2 las labores de alternancia de los lechos y el volteo de la turba se realizaba con la frecuencia recomendada y la forma conveniente.

- SS. Resultados:

Resumen del análisis:

- Variable de respuesta: Sólidos en suspensión de salida (SS_s).
- Factor: Núcleo.
- Covariables:
 - Sólidos en suspensión de entrada (SS_e).
 - N° días de funcionamiento de los lechos (N_{días}).

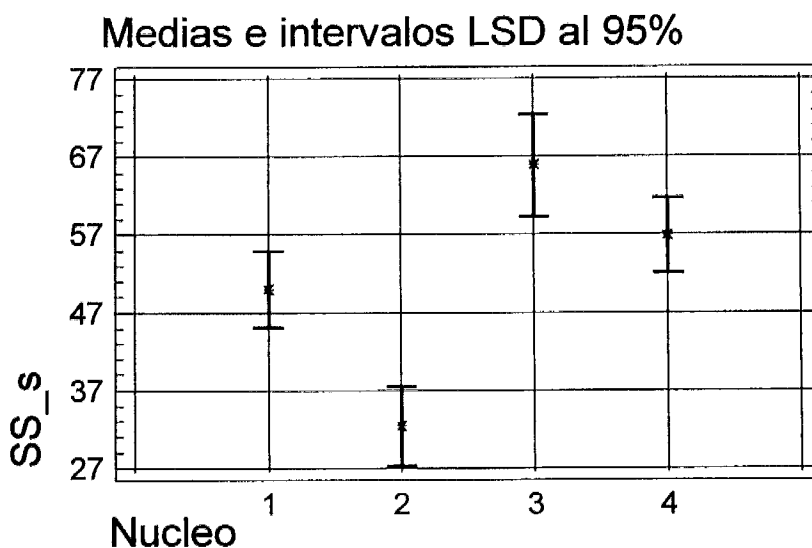


Figura VI.32.- Medias e intervalos LSD al 95% de la variable de respuesta Sólidos en Suspensión de salida (SS_s).

Tabla VI.6.- Analisis de Varianza para SS_s - Sumas de Cuadrados Tipo III

Source	Suma de Cuadrados	GL	Cuadrado medio	Relación-F	P-Valor
COVARIABLES					
SS _e	7101,14	1	7101,14	7,74	0,0058
N _{días}	9049,14	1	9049,14	9,86	0,0019
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Núcleo	36910,1	3	12303,4	13,41	0,0000
RESIDUAL	246810,0	304	917,507		
TOTAL (CORREGIDO)	297519,0	309			

Todas las Relaciones-F están basadas en el residuo medio del error cuadrado medio.

Considerando como variable de respuesta el rendimiento de eliminación de SS tenemos:

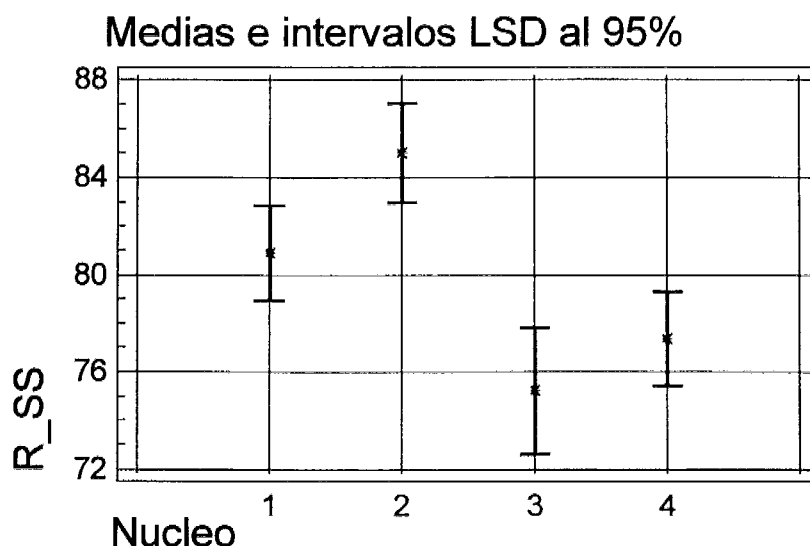


Figura VI.32.- Medias e intervalos LSD al 95% de la variable de respuesta Rendimiento de eliminación de Sólidos en Suspensión (R_SS).

Tabla VI.7.- Analisis de Varianza para R_SS - Sumas de Cuadrados Tipo III

Fuente	Suma de Cuadrados	GL	Cuadrado medio	Relación-F	P-Valor
COVARIABLES					
SS_e	4437,81	1	4437,81	30,84	0,0000
N_dias	874,707	1	874,707	6,08	0,0143
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Nucleo	3389,28	3	1129,76	7,85	0,0000
RESIDUAL	38709,9	304	143,903		
TOTAL (CORREGIDO)	48468,3	309			

Todas las Relaciones-F están basadas en el residuo medio del error cuadrado medio.

- SS. Resultados:

Existieron diferencias estadísticamente significativas para los SS de salida del efluente de los lechos de turba entre las depuradoras de los distintos núcleos. Los SS de entrada a la ED afectaron decisivamente a los SS de salida. Hubo diferencias estadísticamente significativas entre

los SS de salida de las EDs para los SS de entrada (covariable). Existieron igualmente diferencias significativas para el número de días en funcionamiento de los lechos. Han existido diferencias estadísticamente significativas para los distintos núcleos para la variable de respuesta rendimiento de eliminación de Sólidos en suspensión (R_SS).

La depuradora de Jayena (4) presentó un valor de sólidos en suspensión de salida (SS_s) mas alto que las depuradoras 1, 2 y 3. El rendimiento de eliminación de SS fúe también mas bajo. La estación depuradora de Piñar (3) fue, después de la ED de Jayena, la que peor resultado presentó en cuanto a SS_s. Entre estas dos depuradoras no han existido diferencias estadísticamente significativas.

La ED de Torrecardela tuvo los mejores resultados de salida en cuanto a los SS_s y su rendimiento de eliminación. La estación depuradora de Villanueva de las Torres tuvo unos resultados inferiores a Torrecardela en cuanto a SS_s existiendo diferencias estadísticamente significativas. Para la variable de respuesta rendimiento de eliminación de SS (R_SS) no existieron, en cambio, diferencias estadísticamente significativas (al 95% LSD).

Una vez realizado el estudio estadístico comparativo de las variables de respuesta entre las estaciones depuradoras de aguas residuales y expuestas las primeras ideas que se desprenden del estudio estadístico es necesario realizar un análisis individualizado en cada una de ellas. Se comienza por Villanueva de las Torres, se sigue con Torrecardela y Piñar, finalizando con la ED de Jayena.

De los resultados estadísticos se desprende que las variables de respuesta están influenciadas por el número de días de funcionamiento de los

lechos. Este efecto es descrito para estos sistemas, debido a la retención de materia sobre la superficie, la cual se incrementa con los días (Viraraghavan and Kikkeri, 1988). Por este motivo, se analiza para cada pueblo la evolución de las variables de respuesta. Se han realizado cinco réplicas para cada día en la evolución de los lechos de turba en su ciclo de funcionamiento. Por ejemplo, para el día de funcionamiento 1 se han hecho cinco analíticas en cinco ciclos de funcionamiento distintos. Esto se ha realizado en cada una de las instalaciones.

VI.6.1.- VILLANUEVA DE LAS TORRES

Se ha reflejado gráficamente la evolución de la DBO₅ de salida del efluente de la estación depuradora de Villanueva de las Torres durante el ciclo de funcionamiento habitual de los lechos de turba.

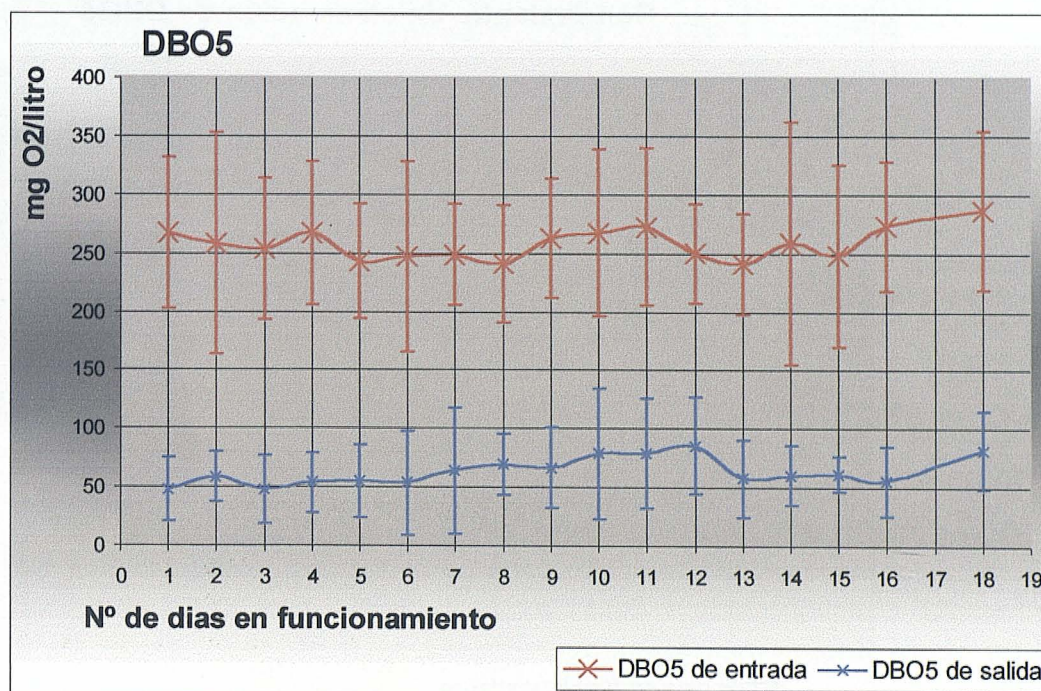


Figura VI.34.- Evolución de la Media e intervalo (\pm Desviación estandar) de la variable DBO₅ de entrada y salida durante un ciclo de funcionamiento de los lechos de turba de Villanueva de las Torres. Las barras representan la desviación estandar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

La DBO₅ media de entrada, del total de muestras analizadas, ha tenido un valor de 256 ± 61 mg O₂/l, resultando para la DBO₅ de salida una media superior a 25 mg O₂/l, fijado en la Directiva 271/91/CEE sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas. El rango de oscilación es mas pequeño que la DBO₅ de entrada siendo su valor medio 61 ± 33 mg O₂/l, aunque respecto de la media la oscilación relativa ha sido mucho mayor para la DBO₅ de salida. El 16% de las muestras analizadas han tenido un valor inferior a 25 mg O₂/l.

En la figura VI.34 se observa la variación, tanto de la DBO₅ de entrada como de salida. La aleatoriedad de la toma de muestras ha provocado oscilaciones en los resultados. No obstante las variaciones estacionales ha colaborado a este comportamiento oscilante, ya que se está analizando las medias de cinco muestras procedentes de diferentes ciclos de funcionamiento.

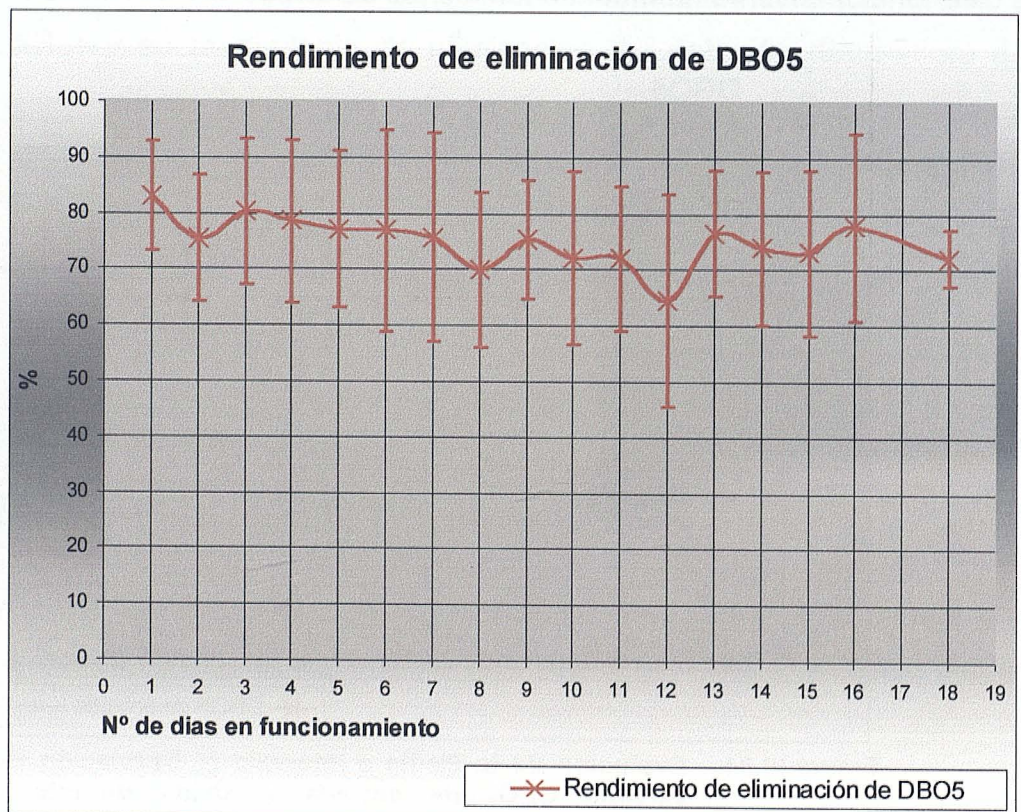


Figura VI.35.- Evolución de la Media de la variable Rendimiento de eliminación de DBO₅. Las barras representan la desviación estandar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento medio obtenido para la DBO_5 ha sido de 75 ± 13 , superior al 70% fijado en la Directiva 271/91/CEE como mínimo a obtener, sin embargo el 37% de las muestras analizadas han tenido un rendimiento de eliminación de DBO_5 inferior al 70%, no cumpliendo por tanto lo fijado en la Directiva 271/91/CEE en el Cuadro 1 del Anexo I en cuanto a porcentaje mínimo de reducción.

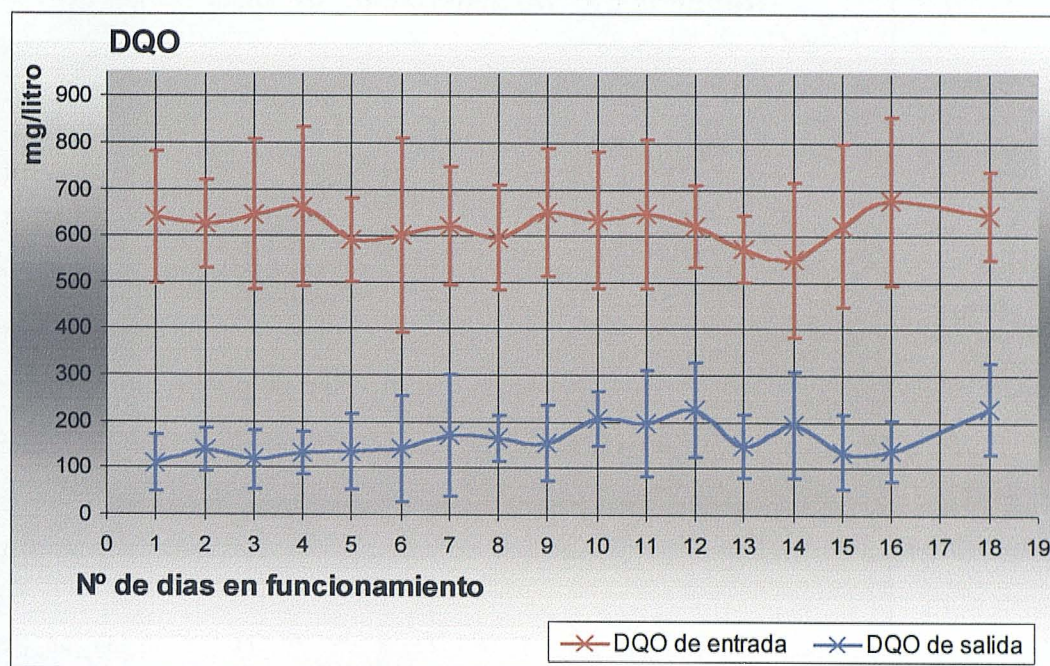


Figura VI.36.- Evolución de la DQO de entrada y salida. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

La DQO de entrada ha oscilado en torno a 617 mg/l ($617 \pm 125 \text{ mg O}_2/\text{l}$). La DQO de salida ha tenido un valor de $156 \pm 80 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Sólomente un 42% de las muestras analizadas ha presentado una DQO inferior a $125 \text{ mg O}_2/\text{l}$, marcado en la Directiva 271/91/CEE como máxima concentración de DQO para aguas residuales urbanas (ARU). El comportamiento, como puede verse en la figura VI.36, de la curva de DQO de salida no sufre oscilaciones bruscas por lo que puede afirmarse que el sistema se comporta de manera constante no viéndose afectado excesivamente por la DQO de entrada.

La variabilidad en la entrada para la DQO, al igual que para la DBO se debe al tamaño del núcleo. En núcleos de menos de 2000 habitantes las oscilaciones diarias son mas importantes que en núcleos de mayor tamaño (Collado, 1991). El lecho de turba amortigua el rango de variación pasando la DQO de $617 \pm 125 \text{ mg O}_2/\text{l}$ a $156 \pm 80 \text{ mg O}_2/\text{l}$.

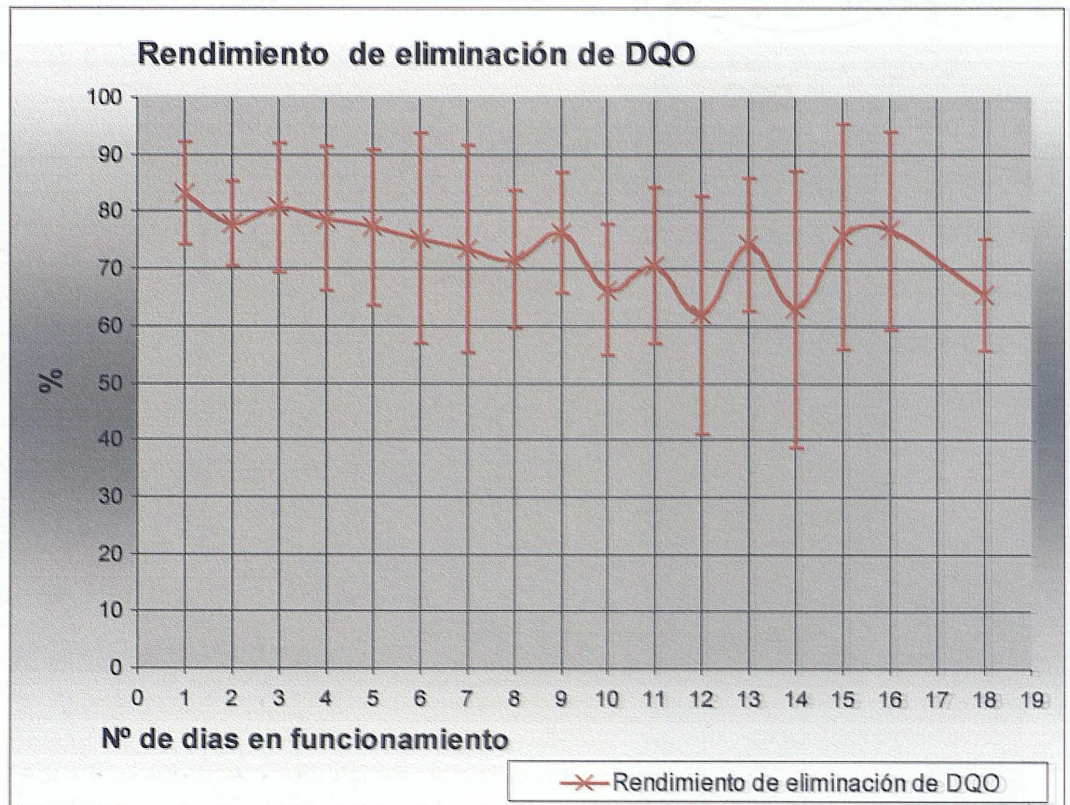


Figura VI.37.- Evolución de la Media de la variable rendimiento de eliminación de DQO. Las barras representan la desviación estandar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento medio obtenido para la DQO ha sido del $74 \pm 14 \%$. El 46% de las muestras analizadas han tenido un rendimiento de eliminación de DQO inferior al 75% fijado en la Directiva 271/91/CEE como mínimo.

Existe una ligera tendencia a la disminución de rendimientos de eliminación de DQO según avanzan los días que permanecen los lechos de turba en funcionamiento.

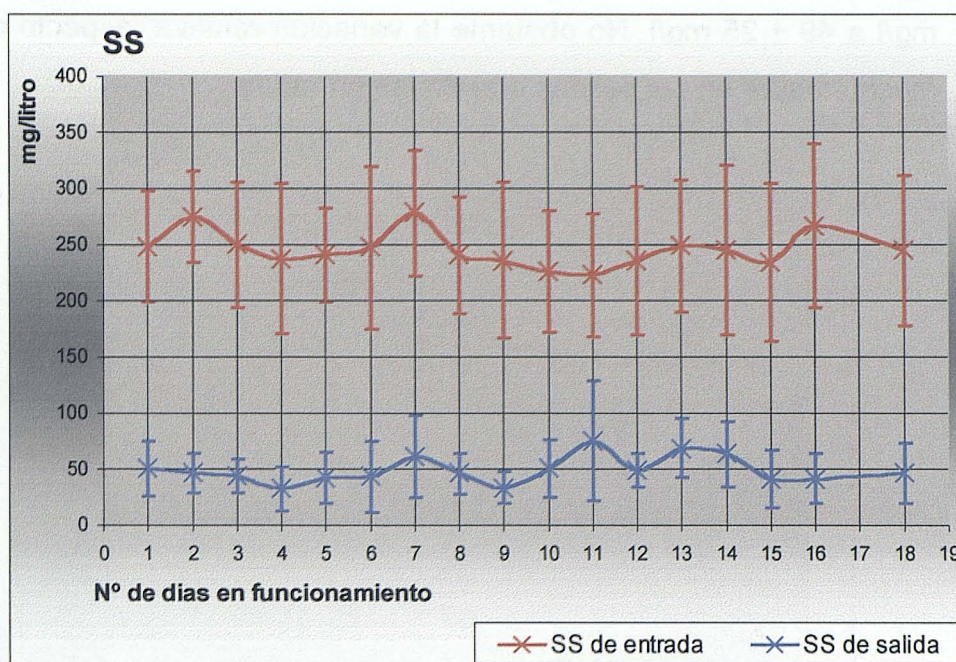


Figura VI.38.- Evolución de los sólidos en suspensión (SS). Las barras representan la desviación estandar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

La oscilación para los sólidos en suspensión (SS) de entrada ha estado en torno a 247 mg/l (247 ± 54 mg/l). Los SS de salida han tenido una concentración de salida de 49 ± 25 mg/l. Sólomente un 32% de las muestras analizadas ha presentado una concentración de SS inferior a 35 mg/l, marcada en la Directiva 271/91/CEE como máxima concentración de SS para cualquier vertido. La curva, al igual que la DBO₅ y la DQO y como puede verse en la figura VI.38 (curva de evolución de SS de salida) no sufre oscilaciones bruscas por lo que puede afirmarse que el efluente de los lechos de turba no se ve afectado excesivamente por los SS de entrada. Al sistema de depuración no le afectan las puntas de contaminación del influente a la ED.

La variabilidad en la entrada para los SS, al igual que para la DBO y DQO se debe al tamaño del núcleo. En núcleos de menos de 2000 habitantes las oscilaciones diarias son mas importantes que en núcleos de mayor tamaño. El lecho de turba amortigua el rango de variación pasando la DQO de 247 ± 54

mg/l a 49 ± 25 mg/l. No obstante la variación relativa respecto de la media es mucho mayor en las salidas que en las entradas.

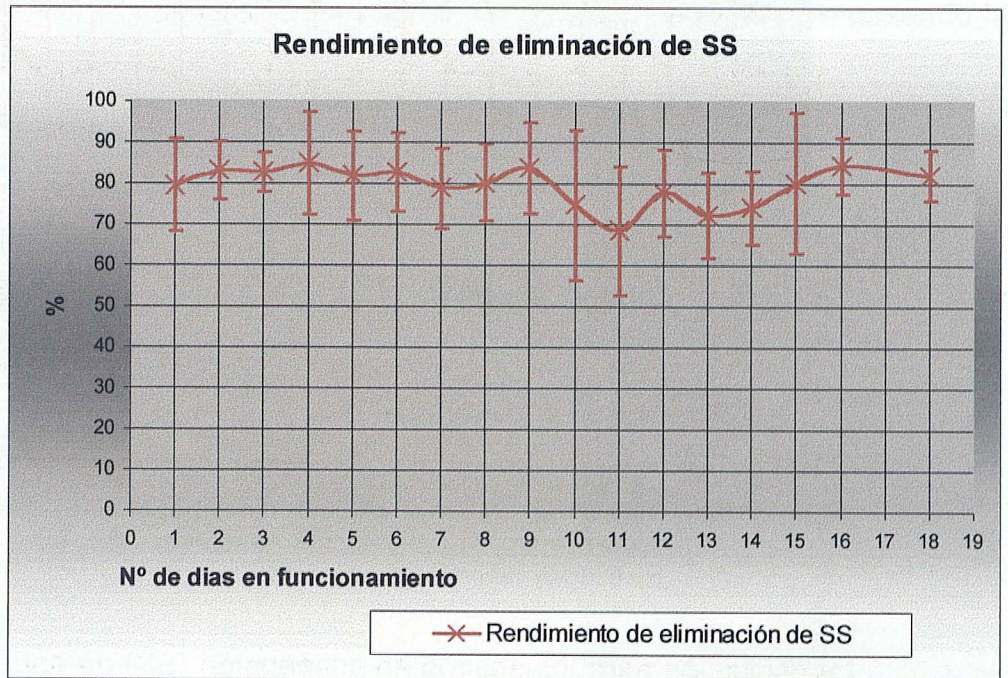


Figura VI.39.- Evolución de la Media de la variable Rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión. Las barras representan la desviación estandar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento obtenido en eliminación de sólidos en suspensión (SS) ha sido del 79 ± 10 %. El 87% de las muestras analizadas han tenido un rendimiento de eliminación de SS inferior al 90% fijado en la Directiva 271 como mínimo.

Tal y como describe Talbot et al (1996), para iguales condiciones de trabajo, los lechos de turba se comportan de una manera constante en el tiempo. La oscilación que se observa en la figura VI.39 durante los días 10 y 11 son por influencia en las medias y las desviaciones estandar de fenómenos puntuales como son la climatología (lluvias en los días previos).

VI.6.2.- TORRECARDELA

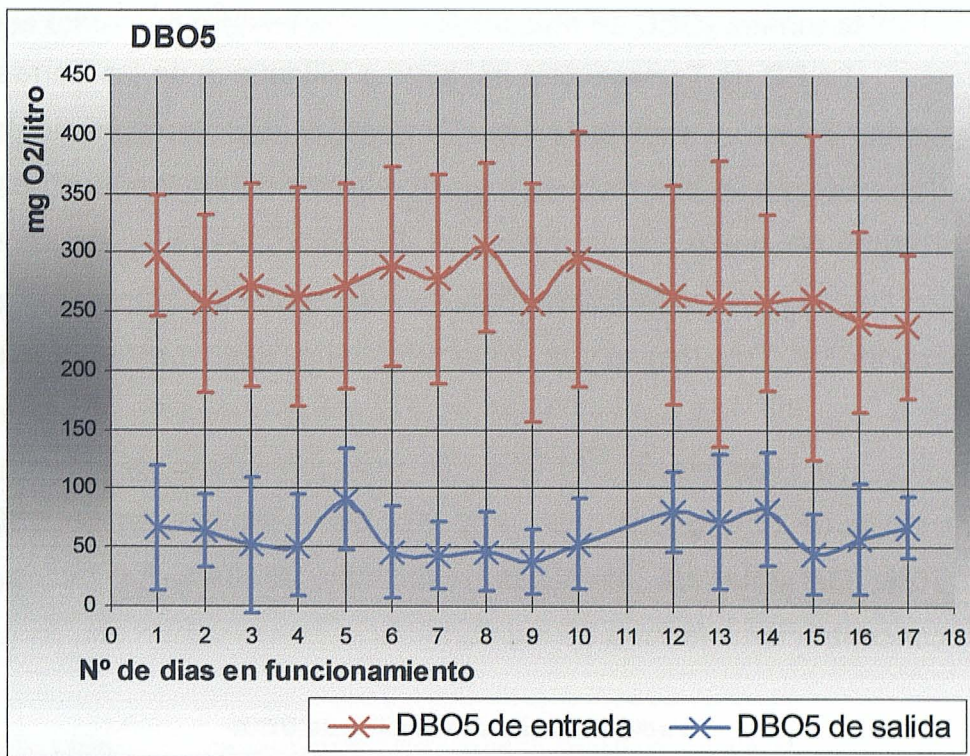


Figura VI.40.- Evolución de la DBO₅ de entrada y salida. Las barras representan la desviación estandar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

La DBO₅ media de entrada tuvo un valor medio de 270 ± 82 mg O₂/l del mismo orden que en la ED de Villanueva de las Torres (256 ± 61 mg O₂/l). La DBO₅ de salida tuvo un rango de oscilación, en valor absoluto, mas pequeño que la DBO₅ de entrada siendo su valor 56 ± 39 mg O₂/l. La variación relativa en relación a la media ha sido mayor para las salidas que para las entradas.

Las variaciones de la media y el rango de la desviación estandar se deben al plan de trabajo adoptado (aleatoriedad en la toma de muestras), cinco réplicas para cada día procedentes de ciclos de funcionamiento de los lechos diferentes. No obstante, el rango es mayor por tratarse de núcleos con una población inferior a los 2000 habitantes equivalentes (h-eq) donde las oscilaciones diarias son mayores que en núcleos de mayor tamaño. A esto se

añade los fenómenos climáticos y de estacionalidad, resultando una evolución oscilante de la media y rangos de desviación estándar diferentes.

La ED de Torrecardela es, junto a Villanueva de las Torres, la que mejor mantenimiento y explotación tuvo durante el año de seguimiento analítico. La depuradora tuvo dos meses en los que la entrada de agua estaba diluida por la entrada de caudal de un manantial. El efecto de subida del nivel freático tras las lluvias provocó la incorporación, al colector de saneamiento, de un caudal importante. Esto motiva que el margen de desviación estandar sea mayor.

La Directiva 271/91/CEE fija una concentración máxima de DBO₅ en vertido de 25 mg O₂/l o un rendimiento de eliminación de DBO₅ superior al 70%. Del total de analíticas realizadas, el 34% ha tenido un valor de concentración inferior a 25 mg O₂/l.

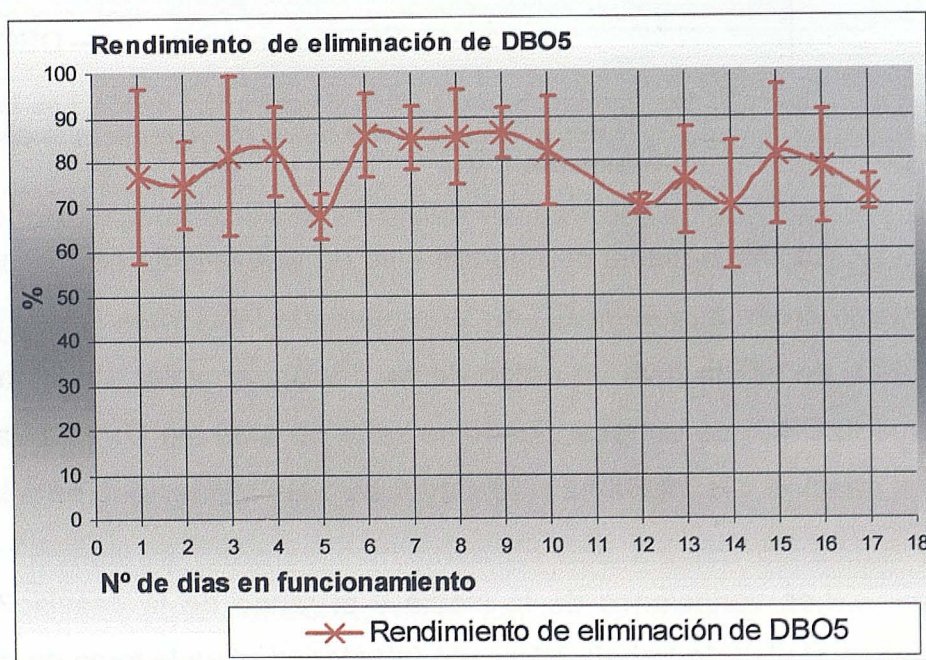


Figura VI.41.- Evolución de la Media de la variable rendimiento de eliminación de DBO₅. Las barras representan la desviación estandar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento medio obtenido para la DBO₅ fué superior al 70%. El rendimiento de eliminación de DBO₅ fué de 79 ± 14 %. El 24% de las muestras analizadas tenían un rendimiento de eliminación de DBO₅ inferior al 70%.

Las variaciones de la media y el rango de la desviación estándar se deben al plan de trabajo adoptado (aleatoriedad en la toma de muestras), cinco réplicas para cada día procedentes de ciclos de funcionamiento de los lechos diferentes. No obstante, el rango es mayor por tratarse de núcleos con una población inferior a los 2000 habitantes equivalentes (h-eq) donde las oscilaciones diarias son mayores que en núcleos de mayor tamaño. A esto se añade los fenómenos climáticos y de estacionalidad, resultando una evolución oscilante de la media y rangos de desviación estándar diferentes. En el rendimiento se unen las oscilaciones de las entradas y las salidas lo que repercute en una mayor variación en cuanto a rendimientos.

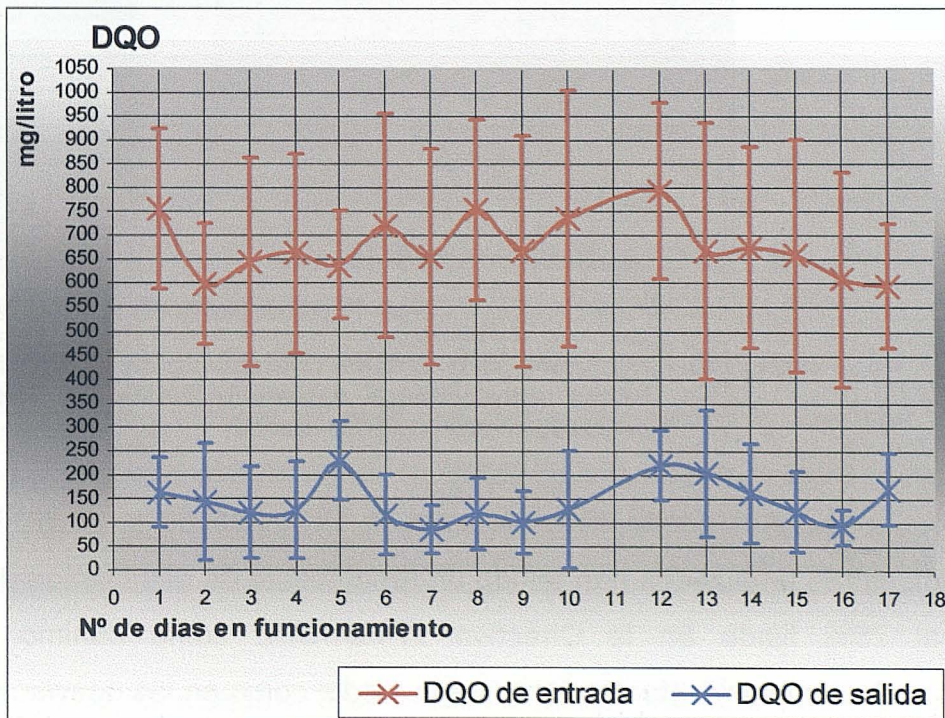


Figura VI.42.- Evolución de la DQO de entrada y salida a la ED de Torrecardela. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

La DQO de entrada a la ED tuvo un valor de 674 ± 204 mg O₂/l frente a los 617 ± 125 mg O₂/l de Villanueva de las Torres. La DQO es mas alta y la desviación estándar mucho mayor.

La DQO de salida ha resultado con un valor de 134 ± 88 mg O₂/l mientras que la ED de Villanueva de las Torres tuvo una salida en DQO de 156 ± 80 mg O₂/l. El 57% de las muestras analizadas ha presentado una DQO inferior a 125 mg O₂/l, marcado en la Directiva 271/91/CEE como máxima concentración de DQO para el vertido de aguas residuales urbanas.

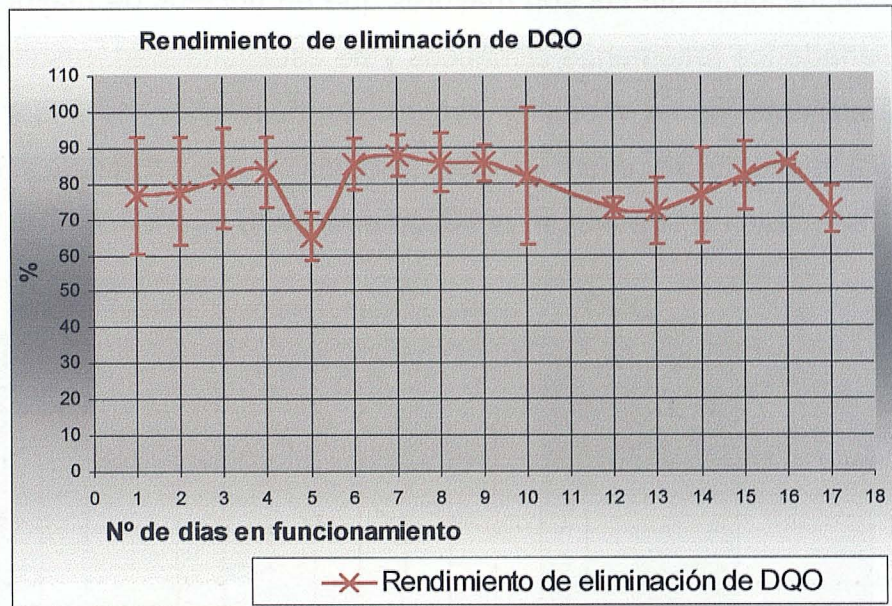


Figura VI.43.- Evolución de la variable rendimiento de eliminación de DQO. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento obtenido para la DQO fué 80 ± 13 %. El 27% de las muestras analizadas han tenido un rendimiento de eliminación de DQO inferior al 75% fijado en la Directiva 271/91/CEE como mínimo. Se observan oscilaciones importantes tanto en la media como en las desviaciones estándar. Esta variabilidad, como ya se ha comentado antes se debe a factores climáticos, cierta estacionalidad de la población y a la aleatoriedad de la toma de muestras.

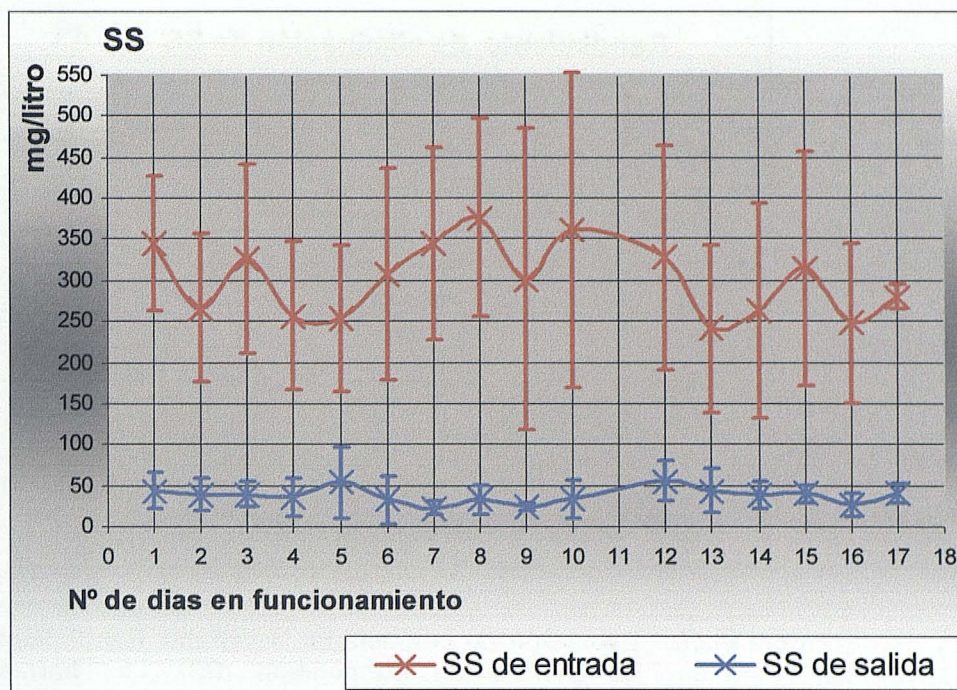


Figura VI.44.- Evolución de los Sólidos en Suspensión (SS). Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

Los sólidos en suspensión (SS) del agua de entrada a la ED de Torrecardela fueron 304 ± 123 mg/l, frente a los 247 ± 54 mg/l en Villanueva de las Torres. Los SS del efluente de salida de la depuradora, presentaron un valor de 35 ± 19 mg/l, frente a 49 ± 35 mg/l de Villanueva de las Torres. Estas dos depuradoras tenían un mantenimiento y explotación adecuados

El rango de variación en cada uno de los días del ciclo operativo de los lechos fué mayor que el observado en la ED de Villanueva de las Torres. Esto es así por las variaciones climáticas que durante mas de dos meses hubo en la ED de Torrecardela.

El 56% de las muestras analizadas ha presentado una concentración de SS inferior a 35 mg/l, marcada en la Directiva 271/91/CEE como máxima concentración de SS para cualquier vertido.

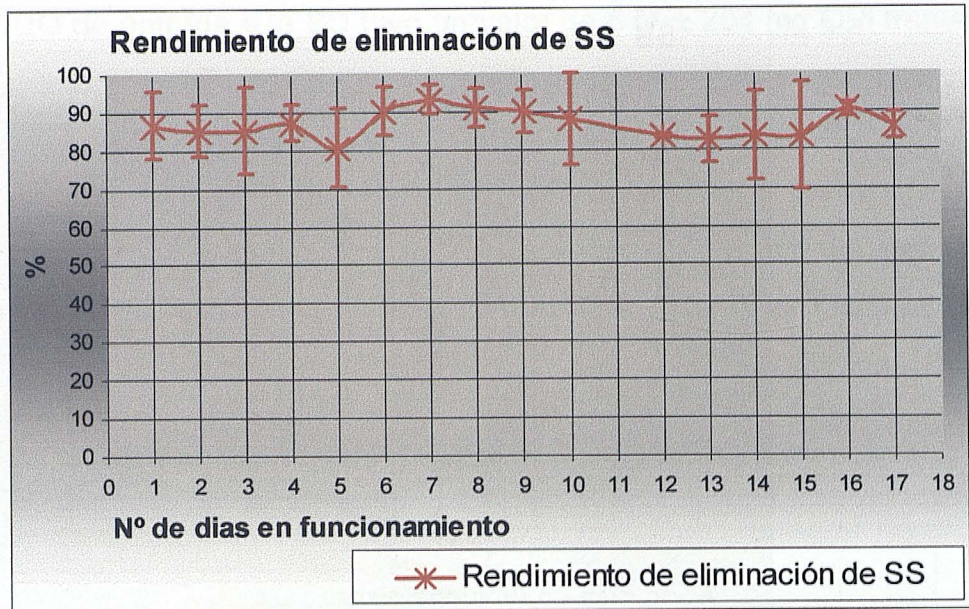


Figura VI.45.- Evolución de la Media de la variable Rendimiento de eliminación de Sólidos en Suspensión (SS). Las barras representan la desviación estandar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento medio obtenido para los SS fué del 86 ± 13 % frente al 79 ± 10 % de Villanueva de las Torres.

El 53% de las muestras analizadas han tenido un rendimiento de eliminación de SS inferior al 90% fijado en la Directiva 271/91/CEE como mínimo (aunque esta Directiva da mayor margen en cuanto a los sólidos en suspensión). La referencia de los resultados a la normativa será comentado en la discusión posterior.

La evolución de la curva de rendimiento de eliminación de SS no sigue ninguna tendencia ni patrón, oscilando en torno a un valor medio (indicado anteriormente), por lo que, aunque afecte el número de días significativamente a la variable de respuesta rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión no existe ninguna curva que se ajuste a los resultados con un coeficiente de regresión aceptable.

VI.6.3.- PIÑAR

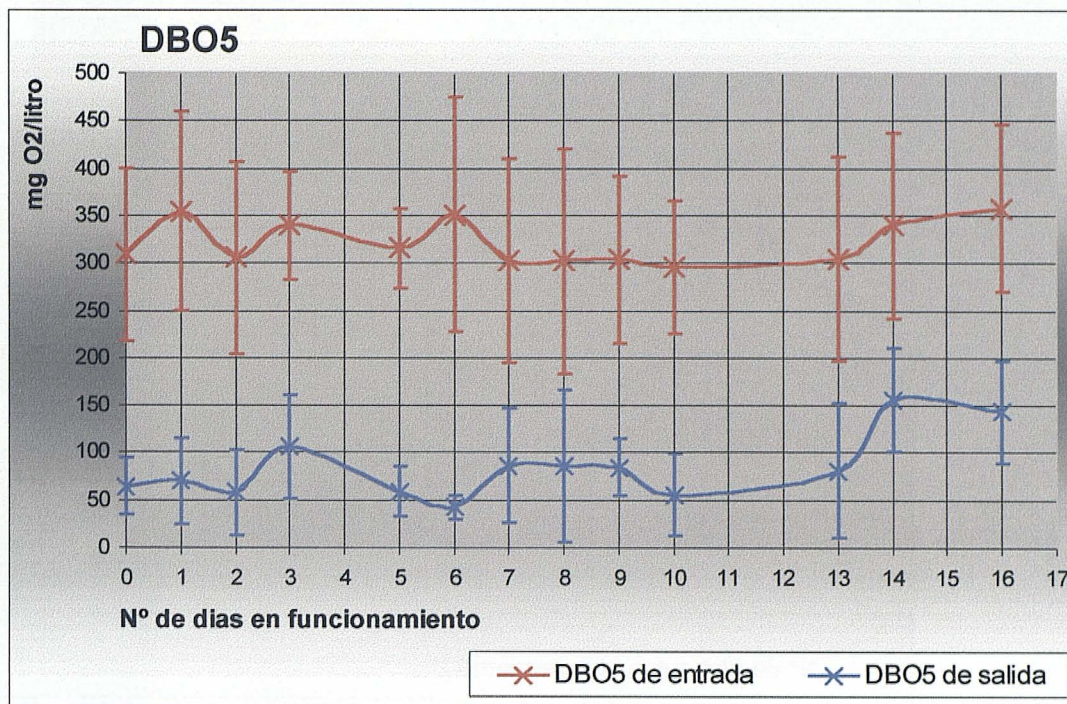


Figura VI.46.- Evolución de la DBO₅ de entrada y salida. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

La DBO₅ media de entrada tuvo un valor medio de 320 ± 86 mg O₂/l, mas elevada que la DBO₅ de entrada a la ED de Torrecardela (271 ± 151 mg O₂/l) y que en la ED de Villanueva de las Torres (258 ± 96 mg O₂/l). La DBO₅ de salida ha tenido una media de salida superior a 25 mg O₂/l, siendo su valor 84 ± 55 mg O₂/l, superior a los 56 ± 39 mg O₂/l de la ED de Torrecardela y los 61 ± 33 mg O₂/l en Villanueva de las Torres. El 13% de las muestras analizadas han tenido un valor inferior a 25 mg O₂/l.

Las variaciones, tanto de la DBO₅ de entrada como de salida, así como las desviaciones estándar se deben, al igual que en la ED de Villanueva de las Torres y Torrecardela, a la aleatoriedad de la toma de muestras. No obstante las variaciones estacionales ha colaborado a este comportamiento oscilante, ya

que se está analizando las medias de cinco muestras en días diferentes (cubriendo el máximo número de días de un ciclo de funcionamiento).

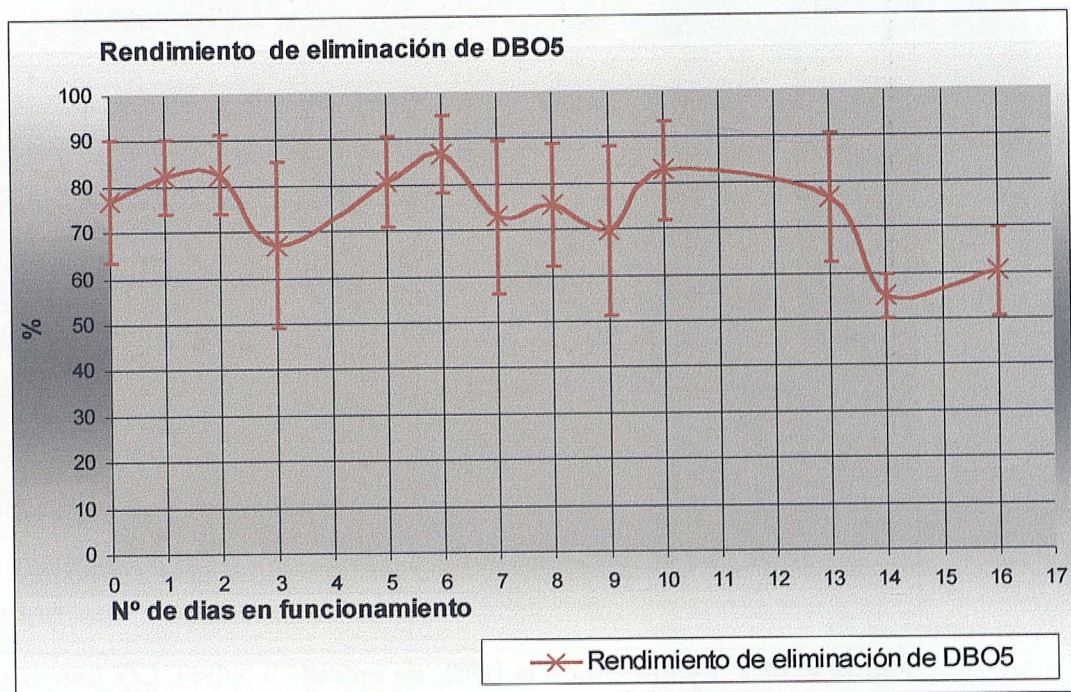


Figura VI.47.- Evolución del Rendimiento de eliminación de DBO₅. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento medio obtenido para la DBO₅ ha sido de 75 ± 14 %. El rendimiento medio de eliminación de DBO₅ en Villanueva de las Torres ha sido de 75 ± 13 % y en Torrecardela de 79 ± 14 %.

El 34% de las muestras analizadas han tenido un rendimiento de eliminación de DBO₅ inferior al 70% marcado en la Directiva 271/91/CEE como mínimo. En análisis del parámetro DBO₅ en relación a la normativa se realizará en la Discusión.

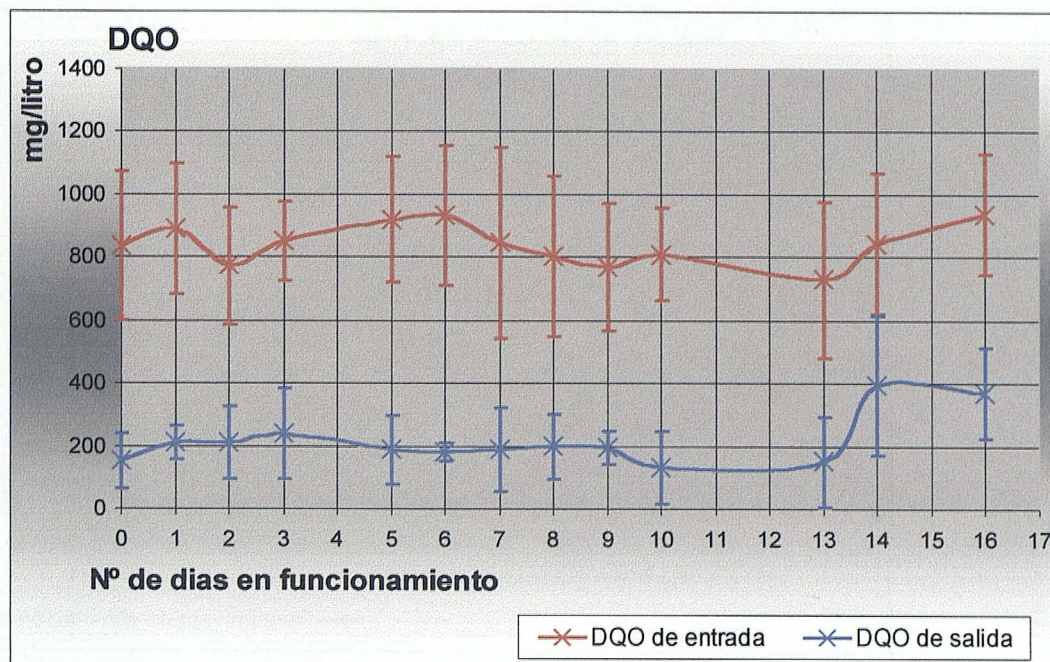


Figura VI.48.- Evolución de la DQO de entrada y salida en la ED de Piñar. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

La DQO de entrada fué de 842 ± 203 mg O_2/l frente a 674 ± 204 mg O_2/l de Torrecardela y 617 ± 125 mg O_2/l de Villanueva de las Torres. La DQO media es bastante mas alta.

La DQO de salida tuvo una media de 213 mg O_2/l con una desviación estándar de 125 mg O_2/l (En la ED de Villanueva de las Torres resultó una DQO de salida de 156 ± 80 mg O_2/l y en la ED de Torrecardela de 134 ± 88 mg O_2/l).

El 26% de las muestras analizadas presentaron una DQO inferior a 125 mg O_2/l , marcado en la Directiva 271/91/CEE como máxima concentración de DQO para cualquier vertido de aguas residuales urbanas (ARU). Durante la discusión de los resultados obtenidos que se realizará a continuación, se comentan en relación a la normativa aplicable a los vertidos de ARU.

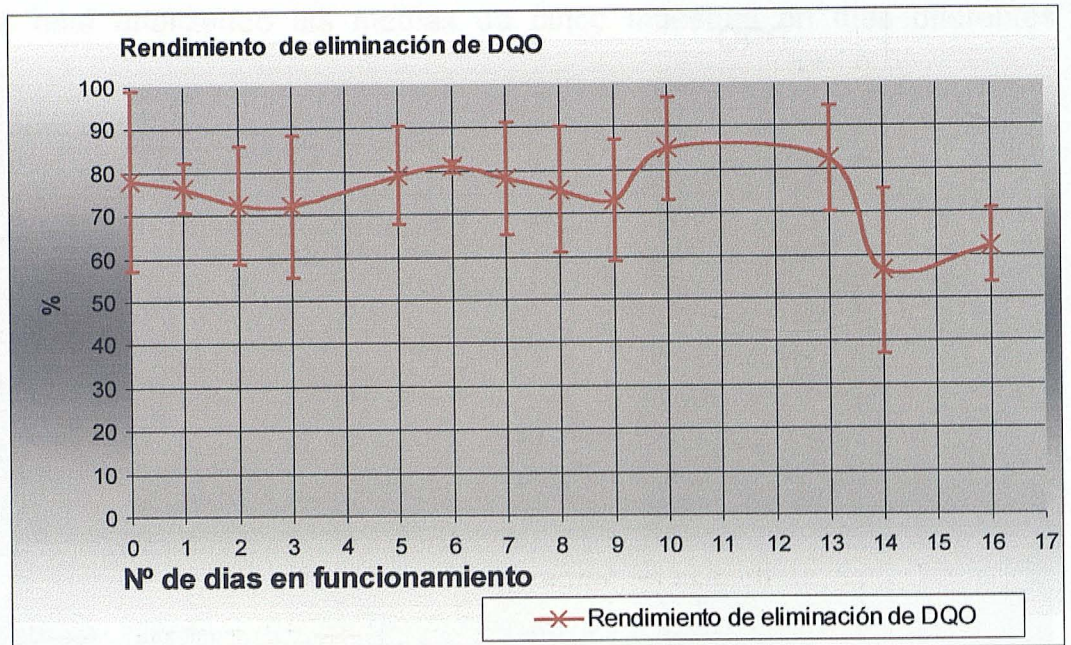


Figura VI.49.- Evolución del rendimiento de eliminación de DQO en la ED de Piñar. Las barras representan la desviación estandar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento medio obtenido para la DQO ha sido oscilado en torno al 75%. El rendimiento de eliminación de DQO ha sido de 75 ± 14 %. El 43% de las muestras analizadas han tenido un rendimiento de eliminación de DQO inferior al 75% fijado en la Directiva 271/91/CEE como mínimo.

La figura VI.49 muestra una evolución de los rendimientos de eliminación de DQO mayor que las curvas de rendimiento de las depuradoras de Villanueva de las Torres y Torrecardela. El mantenimiento observado de esta depuradora ha sido muy malo, no realizándose las labores habituales necesarias en los lechos de turba (alternancia de los lechos y volteo de la turba). El bombeo de cabecera de planta era interrumpido a voluntad del operario de planta, poniendo el caudal de entrada en by-pass. No realizaba volteo y desterronado de la turba antes de cada ciclo de funcionamiento de los lechos de turba, por lo que la capacidad filtrante de los lechos era muy limitada.

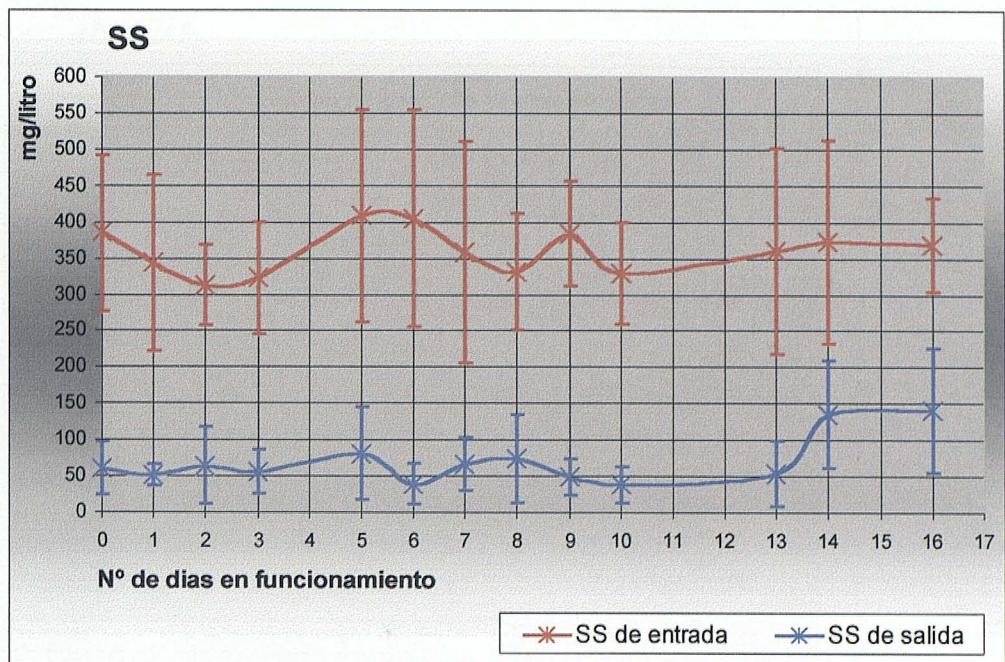


Figura VI.50.- Evolución de los SS de entrada y salida en la ED de Piñar. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

La oscilación para los SS de entrada estuvo en 356 ± 103 mg/l, frente a los 247 mg/l (247 ± 54 mg/l) de Villanueva de las Torres y 304 ± 123 mg/l de Torrecardela. Los SS de salida fueron 70 ± 51 mg/l, frente a 49 ± 25 mg/l de Villanueva de las Torres y los 35 ± 19 mg/l de Torrecardela.

El 30% de las muestras analizadas ha presentado una concentración de SS inferior a 35 mg/l, marcada en la Directiva 271/91/CEE como máxima concentración de SS para cualquier vertido.

Los lechos de turba, una vez colmatada de fangos su superficie, pierde capacidad filtrante y parte del caudal de entrada es evacuado por los aliviaderos de seguridad de los lechos. Así, se pierde calidad de las aguas por mezcla de efluente que pasa a través del lecho y parte que no pasa por los mismos al hacerlo a través de los aliviaderos de seguridad.

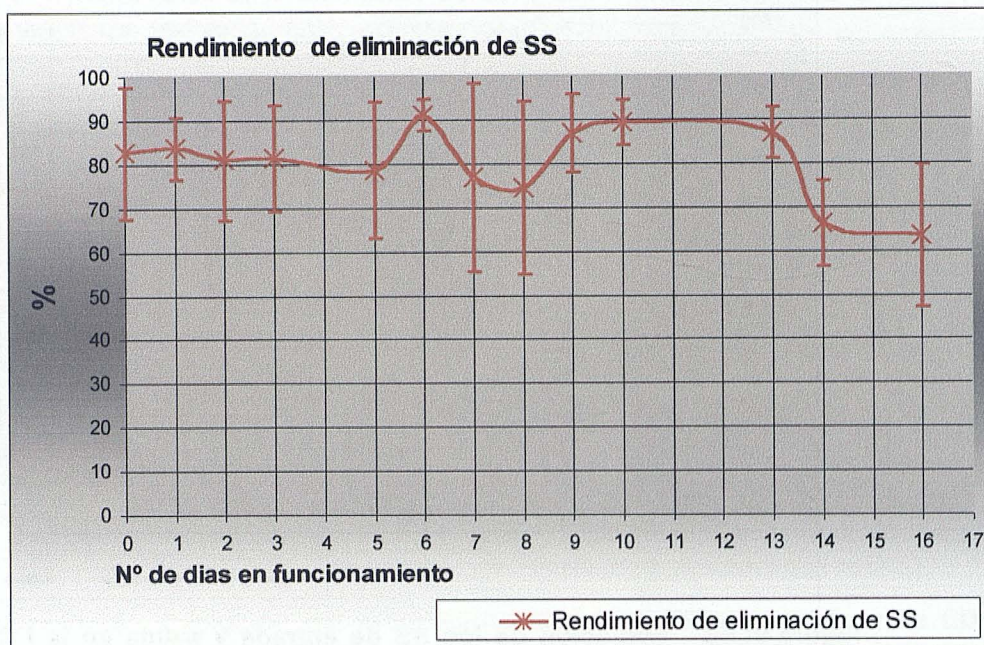


Figura VI.51.- Evolución del rendimiento de eliminación de SS en la ED de Piñar. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento medio obtenido para los SS fué del 79 ± 15 %. En Villanueva de las Torres se obtuvieron rendimientos de 79 ± 10 % y en Torrecardela 86 ± 13 mg/l. El 72% de las muestras analizadas tuvieron un rendimiento de eliminación de SS inferior al 90% fijado en la Directiva 271/91/CEE como mínimo.

La variabilidad observada en los rendimientos responde a los motivos ya expuestos para otros parámetros de control. Mala explotación, con alternancias de lechos inadecuada y ausencia de labores de volteo de la turba. Esto provoca colmatación mas rápida y aliviado frecuente de los lechos. Esto explica los picos bajos de rendimiento y la curva de rendimientos oscilante.

VI.6.4.- JAYENA

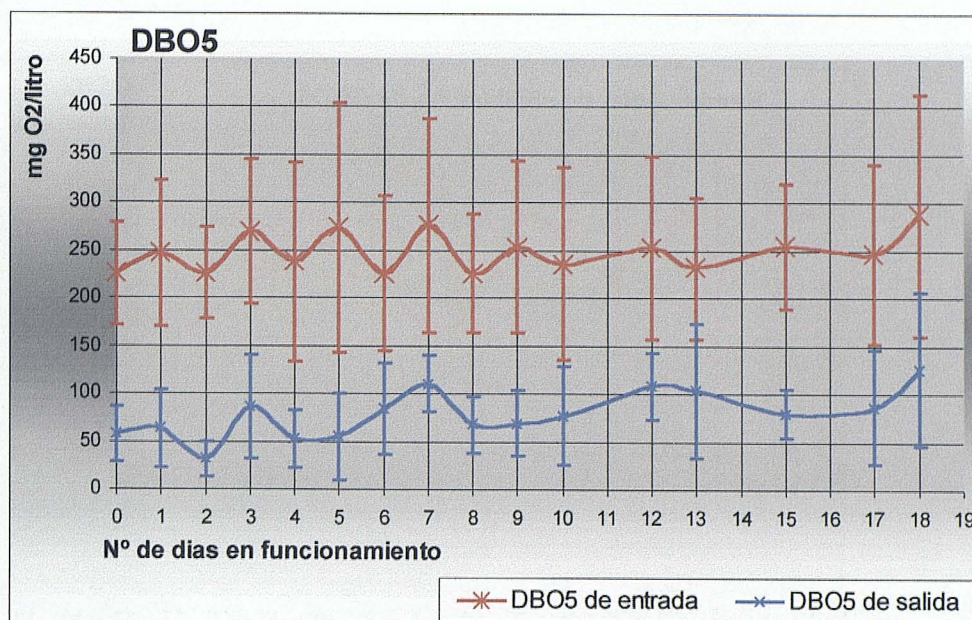


Figura VI.52.- Evolución del rendimiento de eliminación de DBO₅ en la ED de Jayena. Las barras representan la desviación estandar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

La DBO₅ media de entrada ha tenido un valor de 245 ± 82 mg O₂/l, mas baja que los 320 ± 86 mg O₂/l de Piñar, 270 ± 82 mg O₂/l de Torrecardela y los 256 ± 61 mg O₂/l de Villanueva de las Torres. La DBO₅ de salida ha tenido una media de salida superior a 25 mg O₂/l, siendo su valor 76 ± 43 mg O₂/l, inferior a 84 ± 55 mg O₂/l de Piñar y superior a los 56 ± 39 mg O₂/l de la ED de Torrecardela y los 61 ± 33 mg O₂/l en Villanueva de las Torres. El 12% de las muestras analizadas han tenido un valor inferior a 25 mg O₂/l.

La explotación de esta depuradora fué la peor de las cuatro. La DBO₅ media de entrada fué inferior, pero esto no se ha correspondido con una media de salida inferior. Las circunstancias que concurren en esta estación depuradora han motivado esta situación. Por un lado una explotación deficiente, con alternancia de los lechos inadecuada y ausencia de volteo de la

turba previa a cada ciclo de funcionamiento, y por otro cargas hidráulicas excesivas.

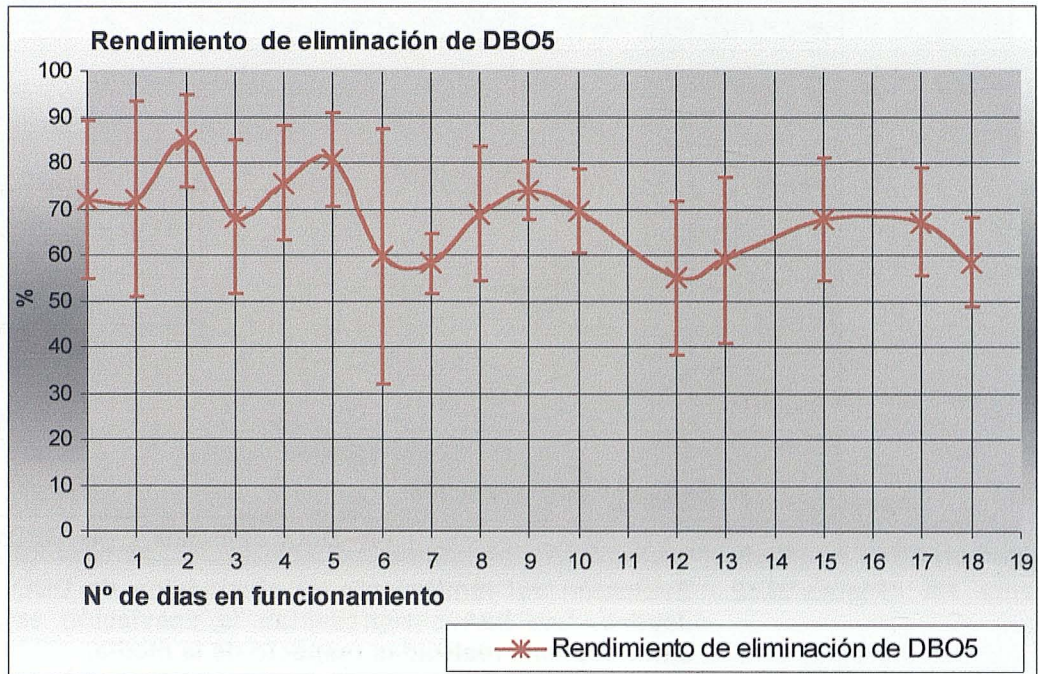


Figura VI.53.- Evolución del rendimiento de eliminación de DBO₅ en la ED de Jayena. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento medio de eliminación obtenido para la DBO₅ fué de 68 ± 18 %, más bajo que los 75 ± 14 % de Piñar, 75 ± 13 % en Villanueva de las Torres y 79 ± 14 % en Torrecardela. El 48% de las muestras analizadas mostraron un rendimiento de eliminación de DBO₅ inferior al 70%.

Como ya se podía ver de la figura VI.52, los rendimientos son igualmente los mas bajos de las cuatro estaciones depuradoras observadas. Existe una gran oscilación en la curva de rendimientos. Esto es así, por las razones ya mencionadas anteriormente. El agua de entrada a la ED presentó gran oscilación, tanto en sus valores medios, como en sus desviaciones estándar. Esto sucede en núcleos de pequeño tamaño como son todos los

observados, además, la explotación deficiente y las cargas hidráulicas excesivas.

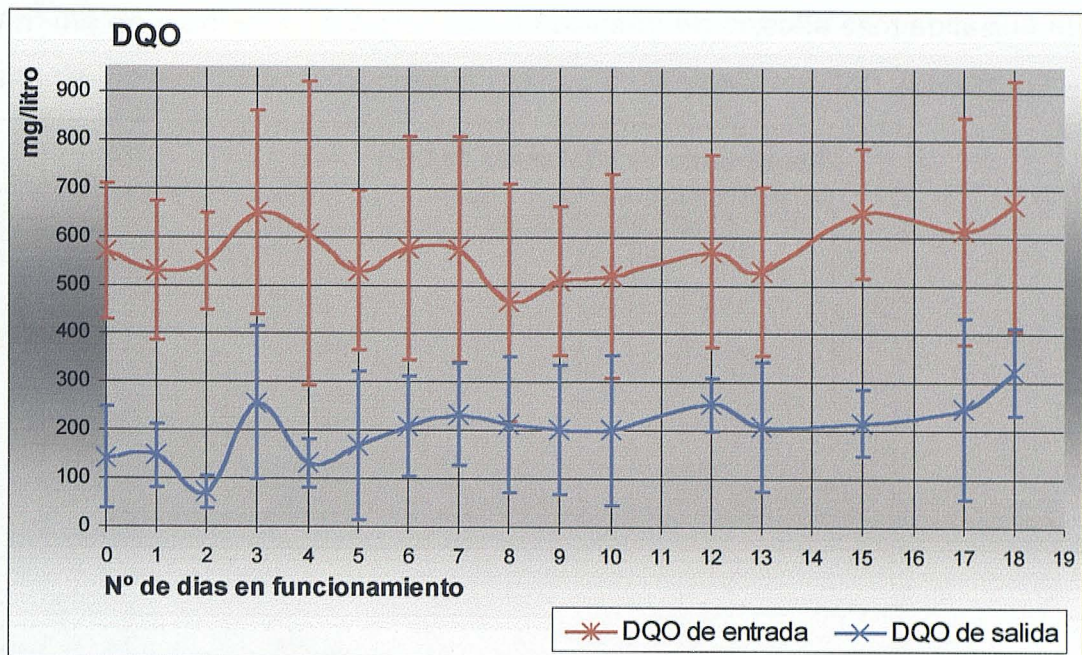


Figura VI.54.- Evolución de la DQO en la ED de Jayena. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

La DQO de entrada fué de 555 ± 198 mg O_2/l . En Piñar 842 ± 203 mg O_2/l , 674 ± 204 mg O_2/l en Torrecardela y 617 ± 125 mg O_2/l en Villanueva de las Torres.

La DQO de salida ha tenido un valor de 192 ± 109 mg O_2/l , algo mas baja que los 213 ± 125 mg O_2/l de Piñar (Villanueva de las Torres había presentado una salida de 156 ± 80 mg O_2/l , Torrecardela de 134 ± 88 mg O_2/l y Piñar 213 ± 125 mg O_2/l). El 29% de las muestras analizadas ha presentado una DQO inferior a 125 mg O_2/l , marcado en la Directiva 271/91/CEE como máxima concentración de DQO para cualquier vertido.

La curva de DQO de salida tiene tendencia a subir, pasando de una media de unos 150 mg O₂/l a unos 300 mg O₂/l, lo que indica que el transcurrir de los días afecta a la DQO de salida consiguiéndose parámetros de DQO de salida mas altos.

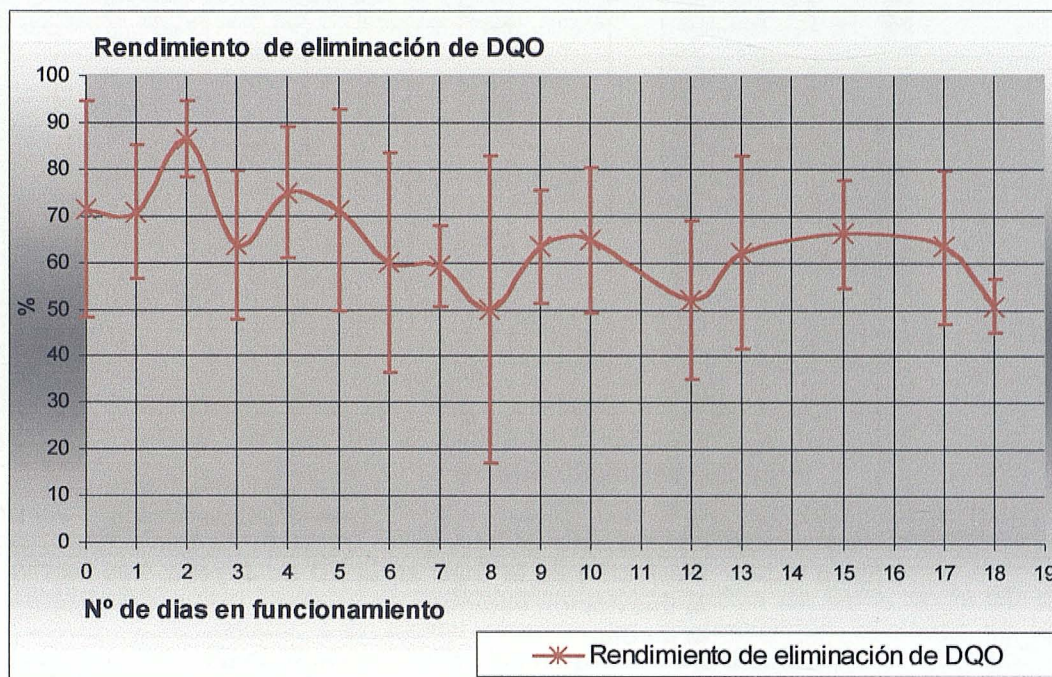


Figura VI.55.- Evolución del rendimiento de eliminación de DQO en la ED de Jayena. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento medio obtenido para la DQO fué inferior al 75%. El rendimiento de eliminación de DQO fué del 64 ± 20 %. El 67% de las muestras analizadas han tenido un rendimiento de eliminación de DQO inferior al 75% fijado en la Directiva 271/91/CEE como mínimo.

La figura VI.55 muestra el comportamiento variable de las medias y las desviaciones estándar de los rendimientos, aunque se observa cierta tendencia a la disminución de rendimientos con el paso de los días de funcionamiento.

Estas variaciones responden a una explotación deficiente y a una entrada de caudal en planta mayor a la inicialmente prevista en fase de diseño. Así, las cargas hidráulicas en los lechos de turba son demasiado altas (3250 litros/m²-día de media) lo que produce un aliviado en pocos días por lo que el efluente de los lechos de turba es una mezcla de caudal con y sin tratamiento.

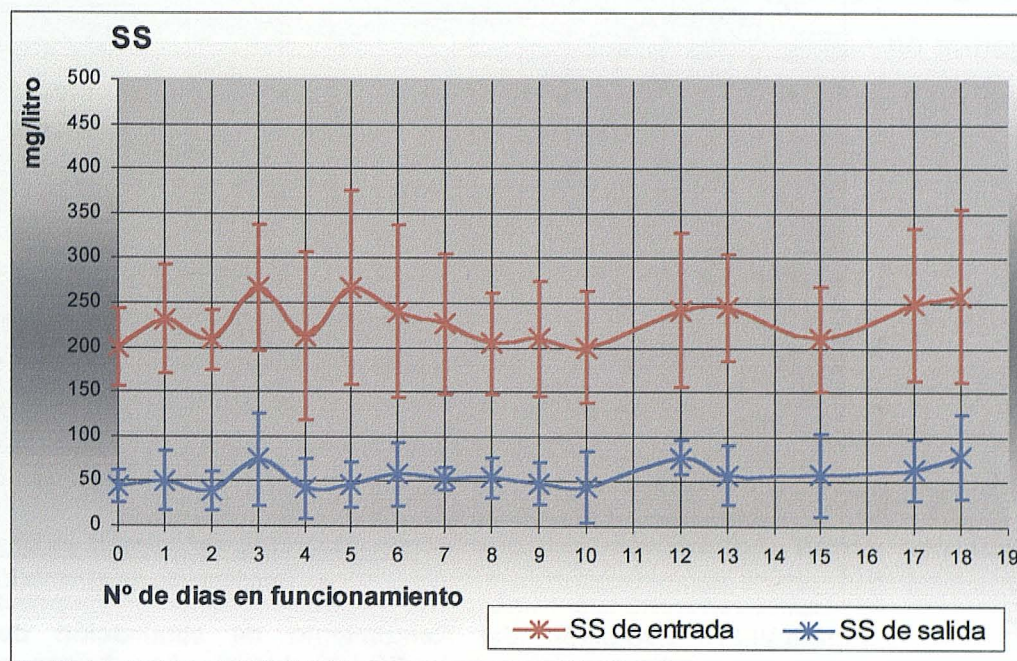


Figura VI.56.- Evolución de los Sólidos en Suspensión en la ED de Jayena. Las barras representan la desviación estándar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

La oscilación para los SS de entrada ha estado en torno a 228 mg/l (228 ± 73 mg/l). En Piñar 356 ± 103 mg/l, 247 ± 54 mg/l en Villanueva de las Torres y 304 ± 123 mg/l en Torrecardela. Los SS de salida han tenido una media de 52 mg/l con una desviación estándar de 30 mg/l. En Torrecardela se ha obtenido 35 ± 19 mg/l, 49 ± 25 mg/l en Villanueva de las Torres y 70 ± 51 en Piñar.

El 29% de las muestras analizadas ha presentado una concentración de SS inferior a 35 mg/l, marcada en la Directiva 271/91/CEE como máxima concentración de SS para cualquier vertido.

Al igual que ocurre con la DBO₅ y la DQO, los SS tienen una gran variabilidad. La curva de SS de salida es más constante en su media. Las razones de esto han sido expuestas anteriormente: explotación deficiente y cargas hidráulicas elevadas que provocan aliviado en el lecho de turba.

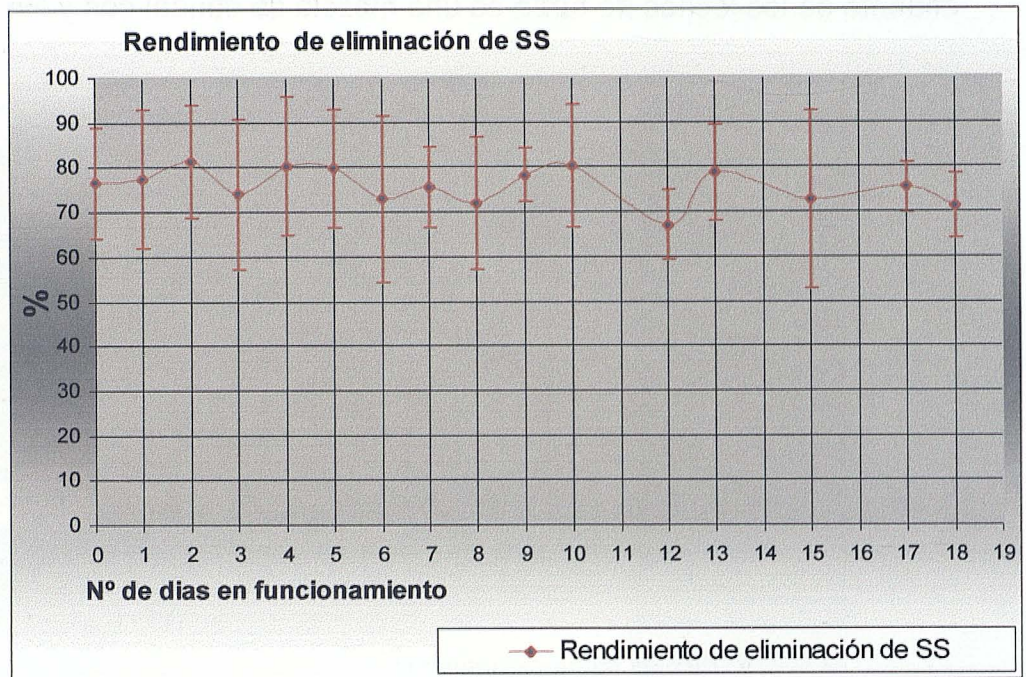


Figura VI.37.- Evolución del Rendimiento de eliminación de Sólidos en Suspensión en la ED de Jayena. Las barras representan la desviación estandar de las cinco réplicas realizadas respecto de la media.

El rendimiento medio obtenido para los SS ha sido del 76 ± 13 %. En Piñar se ha obtenido 79 ± 15 %. En Villanueva de las Torres se obtuvieron rendimientos de 79 ± 10 % y en Torrecardela 86 ± 13 mg/l. El 83% de las muestras analizadas han tenido un rendimiento de eliminación de SS inferior al 90% fijado en la Directiva 271 como mínimo. La variabilidad observada en los rendimientos responde a los motivos ya expuestos para otros parámetros de control. Mala explotación, con alternancias de lechos inadecuada y ausencia de labores de volteo de la turba. Esto provoca colmatación más rápida y aliviado frecuente de los lechos. Esto explica los picos bajos de rendimiento y la curva de rendimientos oscilante.

VI.7.- DISCUSIÓN

El trabajo realizado en la investigación de choque ha estado enfocado a estudiar la realidad del funcionamiento de los lechos de turba en condiciones reales. Tras las numerosas visitas realizadas, los mas de 400 muestreos realizados, el estudio estadístico y la representación gráfica, se puede afirmar que las cuatro estaciones que forman parte de esta investigación no trabajan de forma adecuada, tal como cabía esperar a tenor de las investigaciones previas (Viraraghavan, 1993; Couillard, 1994).

Las depuradoras, cuyo funcionamiento se ha analizado, siendo muy similares en su concepción y diseño, han tenido ciertas diferencias que hacían mas interesante su estudio y seguimiento. Como puede verse en la documentación aportada en esta investigación de choque los parámetros de funcionamiento de los lechos de turba han sido diferentes, especialmente los parámetros considerados para el diseño de los lechos, como son carga hidráulica y carga orgánica.

Del estudio estadístico comparativo entre los distintos núcleos (ANCOVA) se desprende que han existido diferencias estadísticamente significativas para todas las variables de respuesta entre los efluentes de las depuradoras. No obstante, es necesario hacer las siguientes indicaciones:

- 1.- El caudal que cada núcleo ha aportado a la depuradora es tal, que según el dimensionamiento de los lechos de turba realizado, los parámetros de carga hidráulica han sido diferentes para cada estación depuradora. Por tanto, y ya que existen diferencias significativas entre las depuradoras, la causa evidente son las diferentes cargas, hidráulica y orgánica, de funcionamiento de los lechos de turba. Las cargas hidráulicas obtenidas durante el año de muestreo pueden verse en la

Tabla VI.8, teniendo en cuenta la desviación típica de las medidas realizadas.

Tabla VI.8.- Cargas hidráulica y orgánica en las ED.

Parámetros	V.de las Torres	Torrecardela	Piñar	Jayena
Carga hidráulica (l/m ² -d)	1560 ± 340	1700 ± 900	850 ± 250	3250 ± 800
Carga orgánica (kg.DBO ₅ /m ³ d)	0,805 ± 0,07	0,921 ± 0,236	0,541 ± 0,066	1,573 ± 0,218

El resumen de los resultados obtenidos en los diferentes parámetros puede verse en la tabla VI.9:

Tabla VI.9.- Resultados medios y desviaciones estandar en las ED.

Parámetros	V.de las Torres	Torrecardela	Piñar	Jayena
DBO₅ de entrada	256 ± 61 ppm	270 ± 82 ppm	320 ± 86 ppm	245 ± 82 ppm
DBO₅ de salida	61 ± 33 ppm	56 ± 39 ppm	84 ± 55 ppm	76 ± 43 ppm
Rendimiento DBO₅	75 ± 13 %	79 ± 14 %	75 ± 14 %	68 ± 18 %
DQO de entrada	617 ± 125 ppm	674 ± 204 ppm	842 ± 203 ppm	555 ± 198 ppm
DQO de salida	156 ± 80 ppm	134 ± 88 ppm	213 ± 125 ppm	192 ± 109 ppm
Rendimiento DQO	74 ± 14 %	80 ± 13 %	75 ± 14 %	64 ± 20 %
SS de entrada	247 ± 54 ppm	304 ± 123 ppm	356 ± 103 ppm	228 ± 73 ppm
SS de salida	49 ± 25 ppm	35 ± 19 ppm	70 ± 51 ppm	54 ± 30 ppm
Rendimiento SS	79 ± 10 %	86 ± 13 %	79 ± 15 %	76 ± 13 %

Los valores medios de salida, reflejan un comportamiento similar para las estaciones depuradoras de Villanueva de las Torres y Torrecardela. Los valores medios son del mismo orden, así como las desviaciones estandar de los distintos parámetros.

La ED de Jayena presentó las cargas más elevadas, mientras que Piñar las más bajas, siendo los valores similares para Torrecardela Y

Villanueva de las Torres, estaciones depuradoras para las que se registraron los mejores resultados. Los peores resultados mostrados por Jayena en DBO₅ y DQO pueden justificarse por los mayores valores de carga con los que se trabajó (Brooks et al, 1984), sin embargo no son justificables en este sentido los de Piñar para la cual se observaron los peores valores de SS parámetro que no se afecta de forma destacada por variación de carga (Viraraghavan and Ayyaswami, 1989; Rana y Viraraghavan, 1987). Tanto Piñar como Jayena fueron explotadas con ciertas irregularidades, tal como se ha comentado con anterioridad, la cual muestra una negativa influencia sobre los rendimientos del sistema. Estas variaciones han sido previamente observadas para plantas a escala real con iguales características de diseño y funcionamiento (Colmenarejo et al., 1997).

La Directiva europea 271/91/CEE, en el Anexo I, apartado D, punto 4, indica en que forma las muestras de las aguas deben respetar los valores paramétricos que marca la Directiva. En este mismo apartado en el punto 3 se indica el número mínimo anual de muestras que, según el tamaño, deberán tomarse. Textualmente la Directiva dice lo siguiente:

3. *El número mínimo anual de muestras se establecerá según el tamaño de la instalación de tratamiento y se recogerá a intervalos regulares durante el año:*
 - *de 2000 a 99990e – h:*
 - *12 muestras durante el primer año.*
 - *4 muestras los siguientes años, siempre que pueda demostrarse que el agua del primer año cumple las disposiciones de la presente Directiva; si una de las 4 muestras no resultara conforme, se tomarán 12 muestras al año siguiente.*
 - *de 10000 a 49999 e – h: - 12 muestras.*
 - *50000 e – h o más: - 24 muestras.*

4. Se considerará que las aguas residuales tratadas se ajustan a los parámetros correspondientes cuando, para cada uno de los parámetros pertinentes, las muestras de dichas aguas indiquen que éstas respetan los valores paramétricos de que se trate, de la siguiente forma:
- a) para los parámetros especificados en el cuadro 1 y en el punto 7) del artículo 2, un número máximo de muestras que pueden no cumplir los requisitos expresados en reducciones de porcentaje y/o concentraciones del cuadro 1 y del punto 7) del artículo 2 se especifican en el cuadro 3;
 - b) respecto de los parámetros del cuadro 1 expresados en concentración, las muestras no conformes tomadas en condiciones normales de funcionamiento no deberán desviarse de los valores paramétricos de concentración relativos al total de sólidos en suspensión, se podrán aceptar desviaciones de hasta un 150%;
 - c) por lo que se refiere a los parámetros fijados en el cuadro 2, la media anual de las muestras deberá respetar los valores correspondientes para cada uno de los parámetros.

Para el rango de población para el cual son aplicables los lechos de turba (hasta 5000 habitantes equivalentes) el número de muestras mínimo anual es de 12 muestras durante el primer año. Para esta cantidad de muestras anual, el máximo número permitido de muestras no conformes es de 2. Esto supone un 16,67% de muestras que no cumplan los parámetros exigidos. La media anual debe respetar los valores para cada uno de los parámetros.

En cuanto al total de sólidos en suspensión expresados como concentración, se aceptan desviaciones de hasta el 150%.

En la tabla VI.10 se indica el porcentaje de analíticas realizadas que cumplen las exigencias de la Directiva 271/91/CEE.

Tabla VI.10.- Porcentaje de muestras del total realizado que cumplen la Directiva 271/91/CEE

% de muestras que cumplen la Directiva europea 271/91		V. de las Torres	Torrecardela	Piñar	Jayena
DBO₅ de salida		17%	38%	15%	14%
Rendimiento DBO₅		64%	70%	68%	47%
DQO de salida		36%	60%	28%	33%
Rendimiento DQO		45%	61%	51%	31%
SS de salida					
> de 10.000 h-e	< 35 mg/l	37%	57%	32%	34%
2.000 á 10.000 h-e	< 60 mg/l	74%	88%	60%	62%
	<90 mg/l	94%	99%	77%	86%
Rendimiento SS					
> de 10.000 h-e	> 90 %	12%	39%	28%	10%
2.000 á 10.000 h-e	> 70 %	74%	78%	72%	60%
DBO₅ + DQO		45%	61%	51%	31%
DBO₅ + DQO + SS (opcional)					
	> de 10.000 h-e	23%	46%	32%	18%
	2.000 á 10.000 h-e	41%	61%	49%	30%
	2.000 á 10.000 h-e (SS < 90 mg/l)	44%	61%	49%	31%

Los rendimientos medios obtenidos para estos ensayos fueron inferiores a los mostrados en los ensayos a escala laboratorio (Rana and Viraraghavan, 1987; Lends et al., 1994; Rock et al., 1984), mientras que se asemejan a los desprendidos de ensayos a escala real (Bustos et al., 1997; Colmenarejo et al., 1997) con los que con dificultad se alcanzan los valores exigibles para la legislación.

Como puede verse en las tablas VI.9 y VI.10, no se cumplen las especificaciones de la Directiva 271, si el sistema estuviera ubicado en núcleos de población con mas de 2000 h-e. No obstante, y dado que estos pueblos presentan una población inferior a los 2000 h-e, el tratamiento que la Directiva exige es el adecuado, por lo que sería

necesario realizar el estudio del medio al que se vierte para posteriormente fijar el grado de depuración que hay que exigir.

Las depuradoras estudiadas presentan una línea de agua constituida por pretratamiento, lechos de turba y vertido al medio. Ninguna de las depuradoras analizadas tiene un tratamiento primario previo a los lechos de turba. Las instalaciones de Piñar y Jayena disponen de tamiz estático, con una separación de 3 mm. Con este tamiz se consigue un pretratamiento mejor pero no se llega a tratamiento primario, definido en la Directiva 271/91/CEE como *“el tratamiento de las aguas residuales urbanas mediante cualquier proceso físico y/o químico que incluya la sedimentación de sólidos en suspensión, u otros procesos en los que la DBO₅ se reduzca por lo menos un 20% antes del vertido y el total de sólidos en suspensión en las aguas residuales de entrada se reduzca por lo menos en un 50%”*.

Espesor de la turba. Se han realizado mediciones de espesores de la turba en dos o tres puntos de los lechos. En el cuadro resumen se indican los espesores en cada punto (en centímetros):

EDAR	Lecho	Media estimada	Puesta en marcha	Nº ciclos
Villanueva de las Torres	1º	42	1995	20
	2º	31		
	3º	34		
Torrecardela	1º	39	1995	22
	2º	27		
	3º	30		
Piñar	1º	36	1995	18
	2º	41		
	3º	42		
Jayena	1º	34	1995	24
	2º	34		
	3º	33		

La experiencia que se tiene, indica que con espesores menores de 35 cm. se crean caminos preferentes por fisuración de la capa de turba, por lo que se hace necesario añadir turba en las instalaciones (Viraraghavan y Rana, 1991). Del estudio se desprende que existe una pérdida de turba de aproximadamente $0,7 \pm 0,23$ cm en cada ciclo. Luego, si consideramos ciclos de funcionamiento de 15 días para cada lecho, deberemos añadirles turba en un período de entre 2 años y 2 años y medio, dependiendo del cuidado del explotador, para que los lechos no presenten problemas en su funcionamiento.

Es evidente que estos gastos de turba deben ser repercutidos a los costes de explotación y tenerlos en cuenta en el precio del metro cúbico de agua depurada. No obstante, la turba debe reponerse a los 5-7 años de funcionamiento. Del análisis de costes (Año 1999) de las estaciones depuradoras de lechos de turba seguidas, se obtienen unos costes por reposición de turba de unas 8 pesetas el metro cúbico, 16 pesetas por metro cúbico por gastos de personal (Variable en función del tamaño de la población) y unos costes de 4 pesetas por metro cúbico de reposición. El coste de la turba se ha deducido de los cambios de turba realizados por la Diputación Provincial de Granada en las cuatro estaciones depuradoras a las cuales se les ha hecho la campaña de analítica de la investigación de choque. Los costes reales han sido 9000 pesetas por metro cúbico de turba repuesta, incluyendo este precio el coste de turba nueva y su manipulación (7000 ptas/m^3 de turba), y la retirada, carga y transporte a vertedero de la turba usada (3000 ptas/m^3 de turba). Los gastos de personal han repercutido en un valor variable pero que puede estimarse en unas 20 pesetas por metro cúbico. En esta situación tenemos que para una estación depuradora de lechos de turba para unos 1000 habitantes equivalentes tenemos un coste por metro cúbico de agua depurada de unas 30 pesetas el metro cúbico. Este aspecto es fundamental para la valoración de las alternativas de depuración en un núcleo.

VII.- CONCLUSIONES PREVIAS

El objetivo primordial de la investigación de choque consiste en clarificar procedimientos metodológicos para organizar la investigación de fondo, además de plantearse si sus bases de partida son las adecuadas, revisando variables, parámetros y objetivos.

Una vez realizada el análisis de la investigación de choque y realizada la discusión se llega a las siguientes conclusiones:

- 1.- Las características del control y explotación en plantas de lechos de turba incide de manera importante en los rendimientos de eliminación obtenidos en los distintos parámetros de control.
- 2.- En pequeños núcleos la fluctuación de los parámetros de partida fundamentales son grandes. Se han detectado variaciones importantes en los parámetros del agua de entrada a la estación depuradora tanto en su media como en su desviación estandar.
- 3.- No se cumplen las especificaciones de la Directiva 271/91/CEE, si consideramos que el sistema está ubicado en núcleos de población de entre 2000 y 10000h-e (rango de población donde encuentra aplicabilidad esta tecnología de depuración). No obstante, y dado que estos pueblos presentan una población inferior a los 2000 h-e, el tratamiento que la Directiva 271/91/CEE exige es el adecuado, por lo que sería necesario realizar el estudio del medio al que se vierte para posteriormente fijar el grado de depuración que hay que exigir.

- 4.- Cada ciclo de funcionamiento de los lechos de turba, incluida la fase de separación del fango escarificado supone una pérdida media de turba de $0,7 \pm 0,23$ cm, la cual obliga a reposiciones de turba cada 2 años. Esto supone un incremento en los costes de explotación a tener en cuenta en la valoración de alternativas en el diseño de una estación depuradora de aguas residuales.

- 5.- De la investigación de choque se concluye que los lechos de turba no han funcionado con las cargas hidráulicas y cargas recomendables, los rendimientos no son los adecuados y el consumo de turba es importante. Así, y dado que no se han alcanzado las exigencias de la Directiva 271/91/CEE, se plantea la necesidad de estudiar otras turbas en un tratamiento con lechos de turba como tratamiento único, y comprobar si es posible obtener rendimientos que cumplan con las especificaciones de la legislación. De esta manera se deben probar cargas hidráulicas diversas con distintas turbas para poder fijar la relación carga-rendimiento esperable en función del tipo de turba.

Es preciso igualmente ver los rendimientos esperables con un funcionamiento en régimen de inundación. La pérdida de cota hidráulica es menor con los lechos funcionando inundados que percolando, donde la pérdida de cota de agua sería como mínimo de 1,2 metros de columna de agua. En caso de no contar con esta cota sería necesario realizar un gasto energético en un posible bombeo.

**VIII.- MODIFICACIÓN DE LA
INVESTIGACIÓN DE
CHOQUE Y PLANTA
PILOTO**

VIII.- MODIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN DE CHOQUE Y PLANTA PILOTO

Tras la última conclusión de la investigación de choque, se ve la necesidad de utilización de plantas a escala semitécnica.

Puesto que el grupo de investigación MITA, para el desarrollo de la línea de investigación en sistemas blandos de depuración de aguas residuales urbanas, diseñó y construyó tres plantas piloto tipo para la realización de la investigación de Cardenete (1997), se utilizó este tipo de diseño, construyendo las necesarias para alcanzar los nuevos objetivos.

Se necesitaron 5 nuevas plantas, ya que se va a trabajar con 4 turbas lo que hizo necesario contar con un total de 8 lechos. De las 4 turbas, tres procedían del territorio nacional y la otra es de Lituania.



Fig.VIII.1.- Foto panorámica de las plantas piloto utilizadas en la investigación.

Así pues, se diseñó y se construyó un tipo de planta piloto experimental que es el modelo que se va a volver a seguir. Los objetivos funcionales del diseño fueron:

- Trabajo con pequeños caudales. Para conseguir dosificar caudales tan pequeños como 5 litros por hora, se utilizó una bomba peristáltica. La bomba peristáltica era de la marca Masterflex (Fig.VIII.2) contando con un cabezal de cartuchos que admite hasta 4 cartuchos. Características técnicas: Potenciómetro de precisión de 1 vuelta, rango de velocidad de 6 a 300 r.p.m., caudal de 0.36 a 1150 ml/min. en función del tamaño del tubo, y flujo reversible.

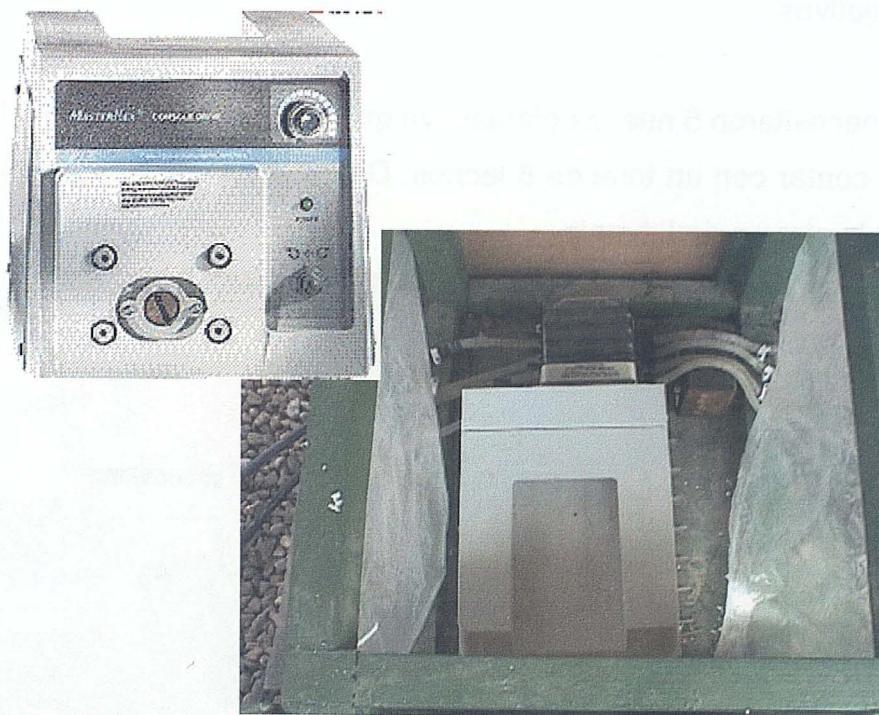


Fig.VIII.2.- Bomba peristáltica multicanal. Imagen de la bomba dispuesta para entrar en funcionamiento

- Disponer de un depósito de regulación que permita la entrada de un carga contaminante homogénea. De esta manera podíamos conocer, durante el funcionamiento de las plantas experimentales, los distintos parámetros del

influyente. El volumen del depósito era de 1800 litros. En el depósito se instaló una bomba centrífuga con funcionamiento en continuo para impedir la decantación y mantenga en suspensión los contaminantes del agua residual (Fig.VIII.3).



Fig.VIII.3.-Bomba de entrada de caudal al depósito sumergida en el canal de salida del desarenador y depósito de regulación a plantas experimentales.

- Disponer de piezómetros a diferentes alturas que permitan conocer en cada momento las pérdidas de carga en relación al perfil del lecho (Fig.VIII.4).



Fig.VIII.4.-Piezómetros instalados en los laterales de las plantas piloto. Están hechos en metacrilato y se dispone de válvulas para su limpieza.

- Ubicación en la zona cercana al desarenador-desengrasador, de donde se tomó el caudal influente.



Fig.VIII.5.-Vista general de las plantas piloto junto al canal de salida del desarenador.

- El sistema de fondo se planteó con distribución troncopiramidal para facilitar el drenaje.
- Se dispuso de un sifón de salida para poder poner el sistema inundado, o dejarlo trabajar mediante percolación.



Fig.VIII.6.-Vista de los sifones dispuestos para salida de agua de los lechos de turba. Esto posibilita el trabajo por inundación

Se dispuso de un sistema de distribución de agua residual a los 8 lechos mediante tuberías de PVC horizontales, tratando de minimizar la posible influencia en el rendimiento de la distribución del agua (Brocks et al., 1983).

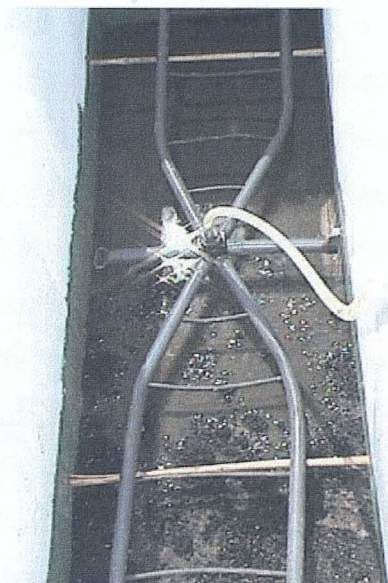


Fig.VIII.7.-Sistema de reparto dispuestos para cada uno de los lechos experimentales

Para poder medir las pérdidas de carga o presión del agua que se producían a lo largo del perfil del lecho (turba, arena y grava), se instalaron 3 piezómetros en la capa de turba (a 10, 20 y 40 cm de la superficie de la turba), uno en el límite turba-arena y otro en el contacto arena-grava.

La superficie útil del lecho fué de 0,4 m². El volumen total de cada lecho fué de unos 473 litros, de los cuales aproximadamente 200 estarán ocupados por la turba y 73 por la arena y la grava. Los 200 litros restantes quedaron como margen de seguridad para funcionamiento de los lechos.

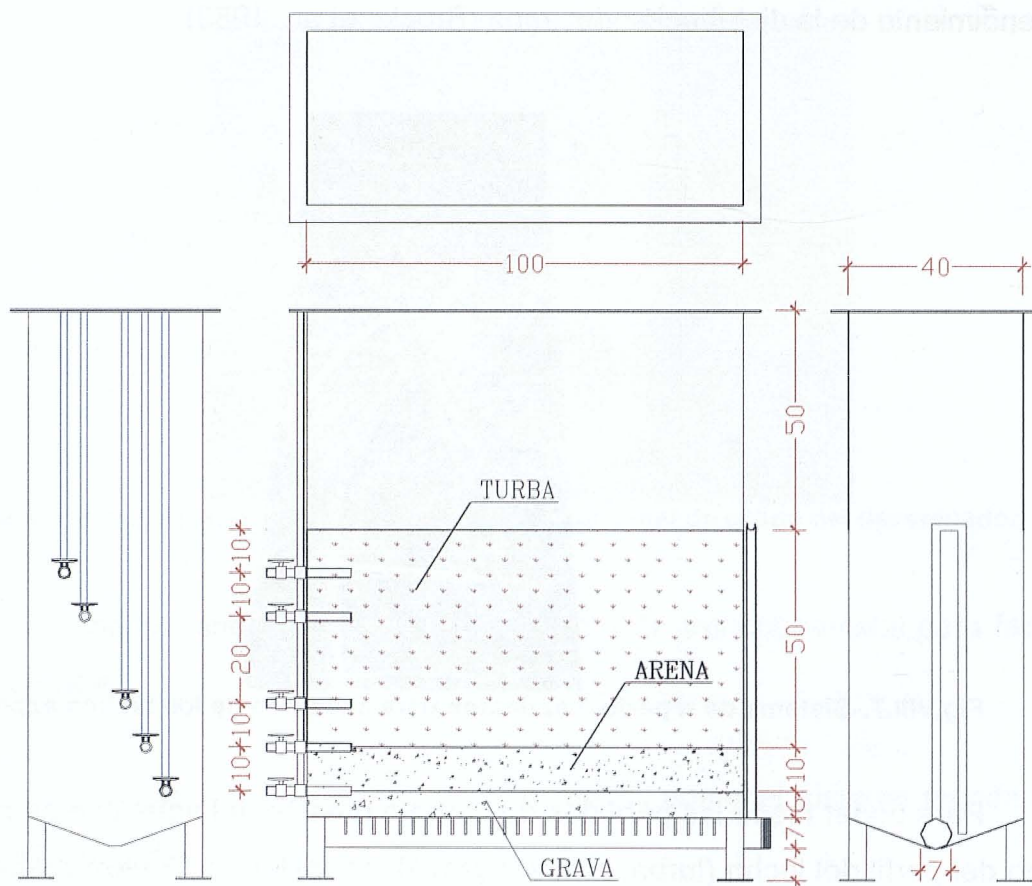


Fig.VIII.8.- Esquema de los lechos de turba empleados en la investigación

El relleno consta de 3 capas perfectamente diferenciadas. La primera, de 6 cm mas la parte troncocónica de la planta piloto, se llenó de grava de una granulometría comprendida entre 4 y 9 mm.; la segunda, de 10 cm de espesor, de arena sílicea con una granulometría comprendida entre 0,5 y 2 mm.; por último la capa superior es de turba con un espesor de 50 centímetros.

En la investigación se han emplearon cuatro tipos de turba, cuyas características (tabla VIII.1) se determinaron según los procedimientos descritos en la metodología analítica.

- De las **turberas de El Padul (Granada)**. La depresión de Padul, con una superficie de 14 km², se sitúa a unos 20 km al Sur de la Ciudad de Granada, y constituye el drenaje natural de una amplia cuenca hidrológica. La altitud es 740 m, y se encuentran en una cubeta de subsidencia sobre arenas y limos, y son turbas fibricas sobre sápricas. La potencia media es la siguiente: 4 metros de turba rubia, después un nivel de limos y arenas con una potencia de 1 a 4 m., y debajo turba rubia mas madura que llega a 50 m de potencia. El tipo de turba es fibrica sobre sáprica, ésta última con restos vegetales reconocibles pero que se destruyen. La vegetación de la turbera es la siguiente: framíneas, ericáceas, ciperáceas, etc. Existen capas decimétricas arcillosas.

- De las **turberas de la Sierra del Buyo (Lugo)**. Son turbas pardas de alta montaña, libre de sales y con un elevado contenido en materia orgánica y sustancias húmicas. Procedente de musgos Sphagnum y de ericáceas, gramíneas y juncáceas. La altitud es de 600 m y la potencia media de la turbera es de 2 metros, y se encuentran en ladera sobre granitos. La turba es rubia, Fíbrica, de carácter hémico, encontrándose mas evolucionada en profundidad.

- De las **turberas de Castellón**. Se encuentran en la región de lagunas y marjales costeros de Torreblanca (Castellón). Son turbas negras de elevado grado de descomposición. Se encuentran a nivel del mar en litoral sobre arenas y arcillas. La potencia de la turbera es de 3 a 6 metros de turba negra (Sáprica). Son turbas sápricas muy descompuestas con pocos restos vegetales

identificables. La vegetación de la turbera es la siguiente: *Juncus maritimus*, *Tamarix*, gramíneas, etc. No presentan capas limnias en el espesor reconocido.

- De las turberas de Lituania. La turba *Sphagnum lituana* es una turba poco descompuesta procedente de las turberas altas (Rock et al., 1985). Se extraen de turberas en Lituania.

Tabla VIII.1.- Parámetros analizados para cada una de las turbas empleadas.

PARAMETROS TURBA				
DENOMINACION	PADUL	CASTELLON	BUYO	LITUANA
% HUMEDAD SECA AL AIRE	12,29	13,36	11,75	14,11
POROSIDAD (%)	49,02	57,31	62,39	86,99
DENSIDAD APARENTE (gr/cm ³)	0,77	0,61	0,50	0,12
DENSIDAD REAL (gr/cm ³)	1,51	1,42	1,32	0,92
INTERCAMBIO CATIONICO (meq./100gr)	180,00	165,00	160,00	175,00
CONDUCTIVIDAD HIDRAULICA (l/m ² -dia)	3107,67	4945,25	4195,36	9576,35
CONDUCTIVIDAD ELECTR. uS/cm 1/25	1867,00	1480,00	441,00	259,00
Ph 1/25	5,89	7,50	4,90	3,83
CENIZA (%)	65,92	43,20	39,47	8,33
CARBONO TOTAL (%)	19,80	16,40	22,70	44,20
MATERIA ORGANICA INCINERACION (%s.m.s.)	34,08	56,80	60,53	91,67
NITROGENO TOTAL (%)	0,70	0,66	0,68	0,80
C/N	28,29	24,85	33,38	55,25
Ácidos húmicos (%)	23,23	9,67	18,73	7,97
Ácidos fúlvicos (%)	11,47	3,02	9,76	4,17

IX.- INVESTIGACIÓN DE FONDO

IX.- INVESTIGACIÓN DE FONDO

IX.1.- OBJETIVOS

Es necesario fijar unos nuevos objetivos que guíen la investigación de fondo tras las modificaciones que la investigación de choque ha motivado y que están indicadas en las conclusiones previas.

Los objetivos para esta investigación de fondo son los siguientes, utilizando en todo momento los lechos de turba como sistema de tratamiento único de las aguas residuales urbanas:

- 1.- Comparar el comportamiento de las turbas de El Padul, del Buyo, de Castellón y de Lituania, turbas de diferentes características y propiedades de las que se buscaran recomendaciones de diseño.
- 2.- Probar dos funcionamientos hidráulicos posibles para los lechos de turba: mediante percolación e inundación. Fijar los rendimientos alcanzables para cada uno de los funcionamientos en función de las cargas hidráulica.
- 3.- Comprobar si es posible ajustarse con este sistema de depuración a la legislación, en concreto a la Directiva 271/91/CEE.

En esta fase de la investigación, evidentemente, no habrá influencia del control y la explotación como sucedía en la investigación de choque. Ya que el explotador es siempre el mismo y el seguimiento continuo.

Las plantas piloto diseñadas se ubicaron junto al desarenador-desengrasador de la estación depuradora de Granada ED Sur Puente de los Vados. Esto permite trabajar con agua pretratada.



Fig.IX.1.- Foto panorámica de la EDAR Sur de Granada (Puente de Los Vados). Se indica el punto de ubicación de las plantas piloto y se adjunta foto ampliada de lugar de ubicación.

Puesto que el caudal de alimentación se toma del canal de salida del desarenador-desengrasador de la ED, las concentraciones de los parámetros de contaminación fluctuarán, aunque no sea de manera relevante, en períodos largos. Esto permite tener distintas cargas orgánicas mediante cambios del caudal de la bomba de entrada. Así, conseguimos variar la carga hidráulica y como consecuencia la carga orgánica.

IX.2.- VARIABLES A CONSIDERAR

En esta fase de la investigación las variables que podemos controlar son las siguientes:

1.- Tipo de turbas.

Las cuatro turbas seleccionadas de distintas propiedades y procedencia se seleccionan para ver la incidencia sobre los rendimientos de eliminación de los distintos parámetros de contaminación.

2.- Régimen de funcionamiento.

Es muy importante saber los rendimientos que se pueden esperar al diseñar una instalación mediante lechos de turba en régimen de inundación. Esta forma de funcionar implica una pérdida de cota hidráulica inferior al régimen de percolación, por lo que un hipotético bombeo inicial se realizaría a una altura menor lo que implicaría un menor coste energético. Además, este tipo de funcionamiento no genera ningún problema para conseguir un reparto homogéneo de caudal en toda la superficie. De esta manera, los parámetros de funcionamiento carga hidráulica y orgánica son más constantes en toda la superficie del lecho de

IX.5.- FASE I:

CARGA HIDRÁULICA = 0,6 m³/m²-día

TURBA DE EL PADUL (GRANADA):

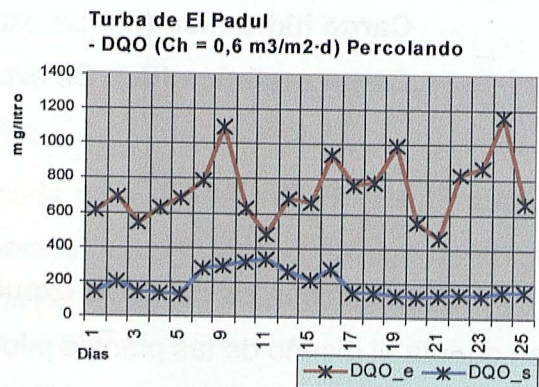
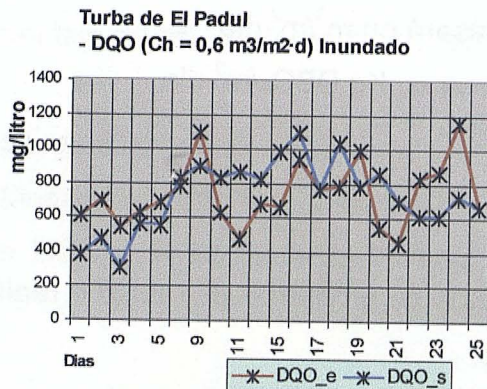


Fig.IX.2.- Representación de la DQO de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

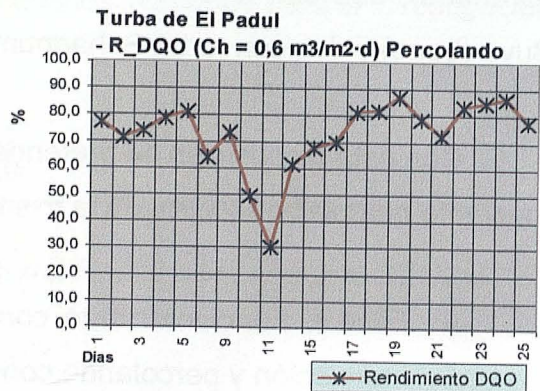
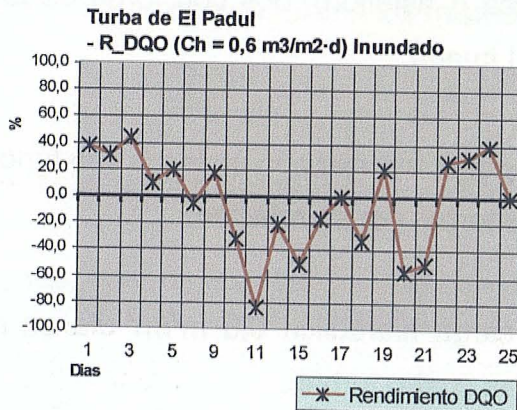


Fig.IX.3.- Representación del rendimiento de eliminación de DQO en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

La DQO vió incrementado su valor a su paso por el lecho de turba de El Padul con funcionamiento inundado, y carga hidráulica de $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$. Para cargas hidráulica mayores esto no sucedió.

Esta turba contiene una cantidad de ácidos húmicos y fúlvicos mayor que el resto de turbas (Tabla IX.1), así a cargas hidráulicas bajas en régimen de inundación donde el tiempo de retención es mas elevado, estos compuestos se incorporan al agua, produciendo un incremento en los valores de DQO. Estos problemas fueron detectados para sistemas trabajando en régimen de percolación debido a la disolución de este tipo de compuestos orgánicos de difícil biodegradabilidad (Rock et al., 1984).

La DQO pasó de un valor medio de $737 \pm 190 \text{ mgO}_2/\text{l}$ a $730 \pm 206 \text{ mgO}_2/\text{l}$ (rendimiento medio de eliminación de $-3,5 \pm 36\%$) en régimen de inundación mientras que en régimen de percolación los valores medios en el efluente fueron de $188 \pm 73 \text{ mgO}_2/\text{l}$ (rendimiento medio de eliminación de $73 \pm 13\%$). (Fig.IX.2 y IX.3).

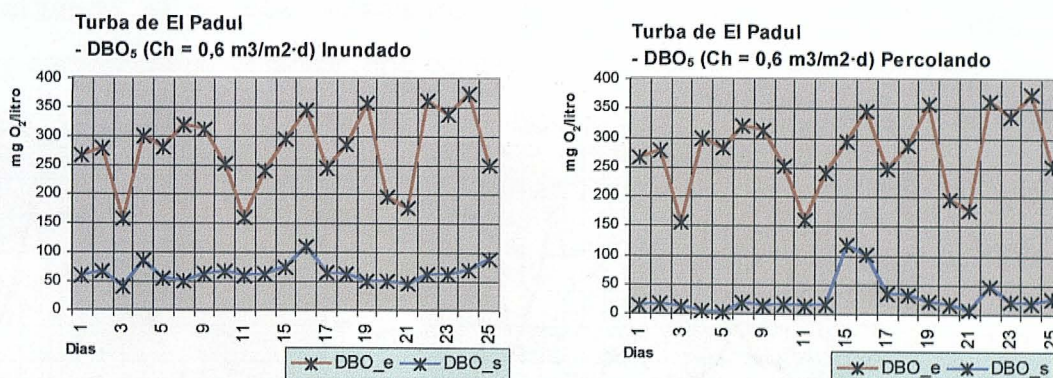


Fig.IX.4.- Representación de la DBO₅ de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$. Funcionando por inundación y percolación.

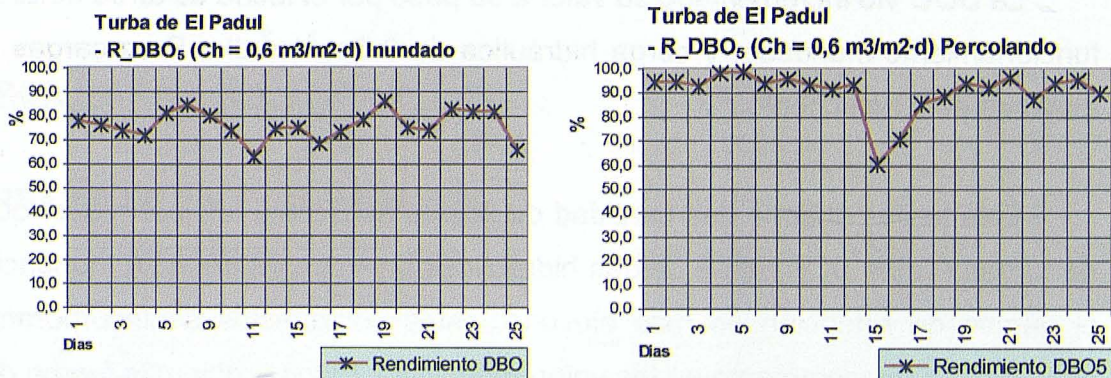


Fig.IX.5.- Representación del rendimiento de eliminación de DBO₅ en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

Para la DBO₅ el sistema alcanzó mejores resultados disminuyendo de 275±65 mgO₂/l a 64±16 mgO₂/l (rendimiento medio de 76±6%) funcionando inundado y a 27±29 mgO₂/l (rendimiento medio de 90±9%) percolando. Estos resultados corroboran la presencia de ácidos húmicos y fúlvicos complejos de lenta biodegradabilidad, al no observarse igual efecto en estos datos que para la DQO en régimen de funcionamiento inundado.

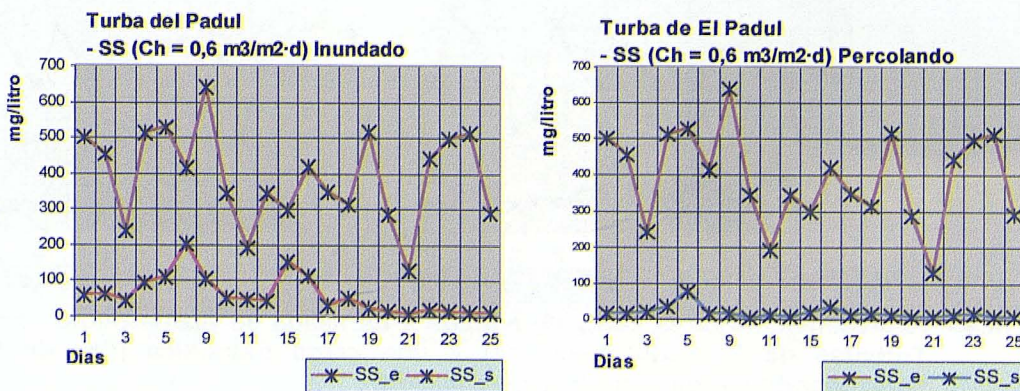


Fig.IX.6.- Representación del rendimiento de eliminación de Sólidos en suspensión (SS) en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

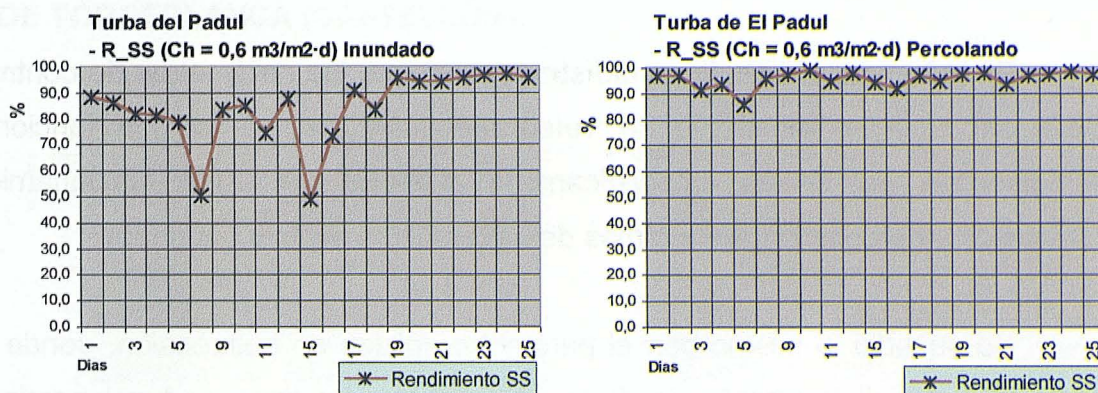


Fig.IX.7.- Representación del rendimiento de eliminación de Sólidos en suspensión (R_SS) en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

El rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión fue muy alto para el funcionamiento por percolación alcanzando resultados del 96±3% con valores de salida de 17±15 mg/l, frente al 84±14% en régimen inundado con concentraciones de salida de 61±52 mg/l (Fig.IX.6 y IX.7).

Realizando el estudio estadístico (ANCOVA) para las variables DQO_s y R_DQO, y considerando el factor “tipo de funcionamiento (T_f)” y las covariables DQO de entrada (DQO_e) y número de días en funcionamiento, se han encontrado diferencias estadísticamente significativas en la variable de respuesta para T_f (p-valor<0,01). Esto mismo fue apreciado para los valores de DBO₅.

Para las variables sólidos en suspensión de salida (SS_s) y rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión (R_SS), el estudio estadístico (ANCOVA con factor el tipo de funcionamiento y covariables el número de días de trabajo del lecho y los sólidos en suspensión de entrada) no detecta diferencias estadísticamente significativas (al 95% de intervalo de confianza) en la variable respuesta según el tipo de funcionamiento, inundado o percolando.

En resumen, el estudio estadístico reveló que los parámetros de control DQO y DBO₅ en el agua de salida se veían afectados por el tipo de funcionamiento, detectándose diferencias estadísticamente significativas entre funcionamiento por inundación y percolación, siendo mas desfavorable el régimen inundado.

No sucedió lo mismo con el parámetro sólidos en suspensión, donde no hubo diferencias estadísticamente significativas entre los dos tipos de funcionamiento. Esto es así por el funcionamiento de los lechos con turba de El Padul que actúan como un filtro, régimen descrito para otro tipo de lechos trabajando con diferente tipo de turba (Bélanger and Buelna, 1990; Viraraghavan and Ayyaswami, 1987).

TURBA DE TORREBLANCA (CASTELLÓN):

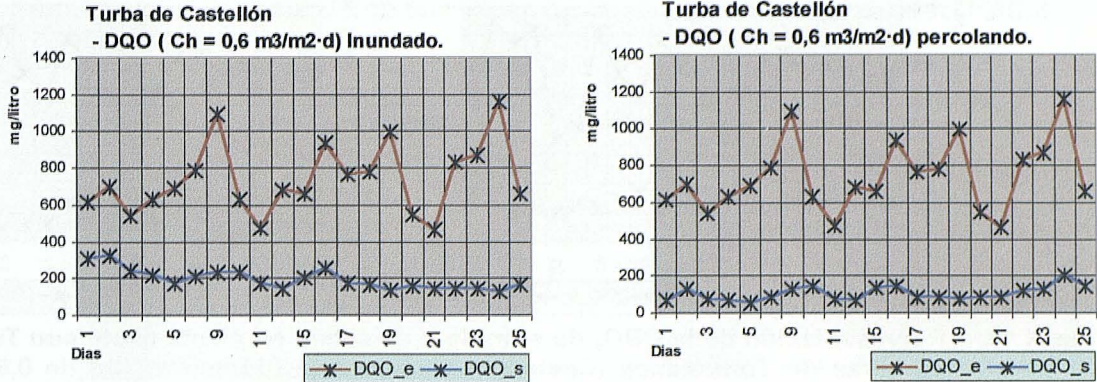


Fig.IX.8.- Representación de la DQO de entrada (DQO_e) y de salida (DQO_s) en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

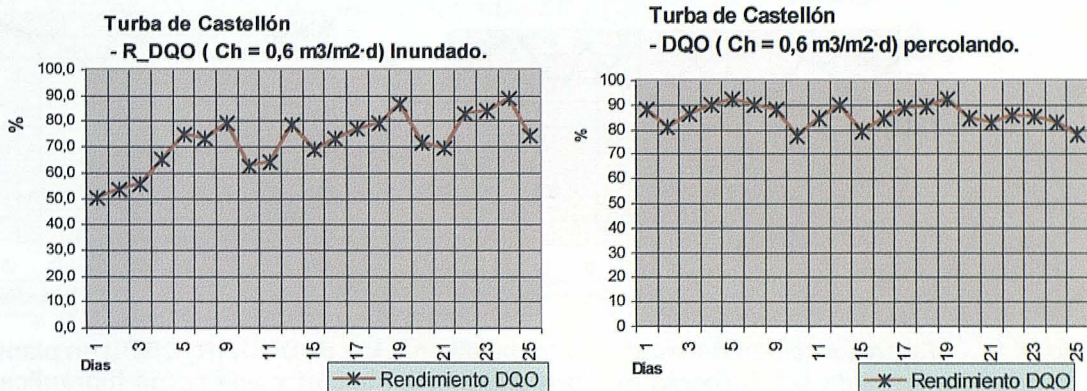


Fig.IX.9.- Representación del rendimiento de eliminación de DQO (R_DQO) en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

La DQO de salida en régimen de inundación fue de 193 ± 55 mg O₂/l con un rendimiento medio de $72 \pm 11\%$ mientras que para el funcionamiento por percolación fue de 103 ± 38 mg O₂/l con un rendimiento medio de $86 \pm 4\%$ (Fig.IX.8 y IX.9). Nuevamente el funcionamiento inundado fué mas irregular que percolando, para la DQO.

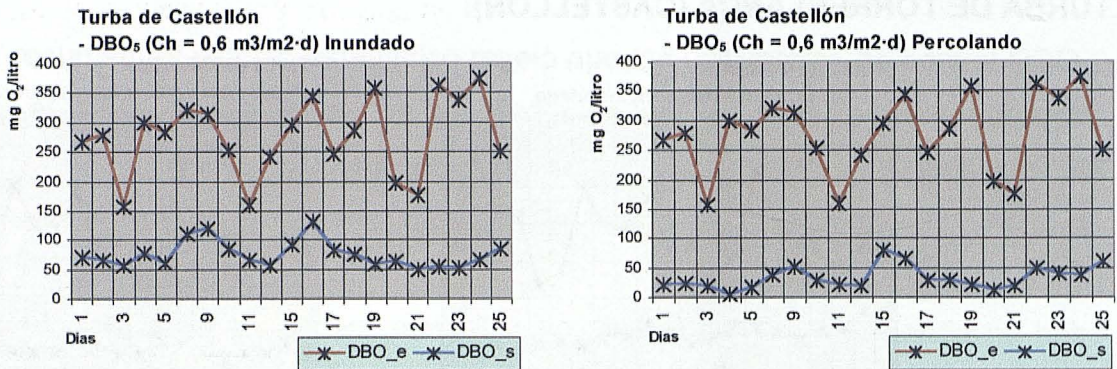


Fig.IX.10.- Representación de la DBO₅ de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

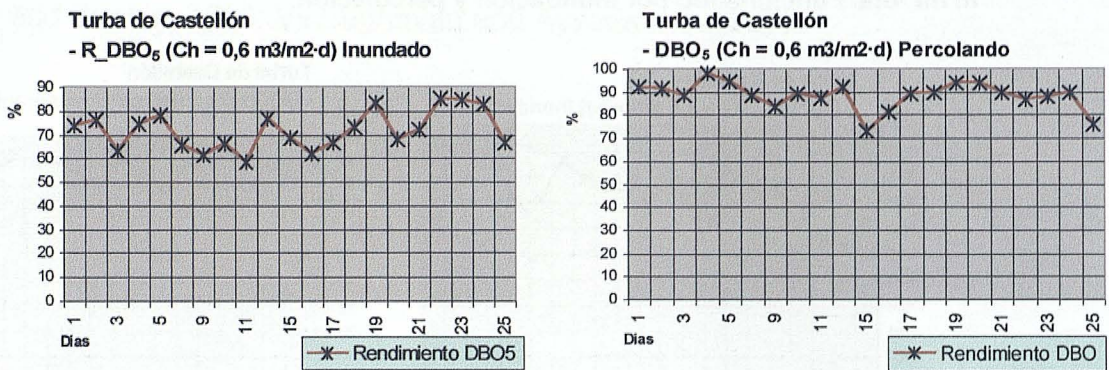


Fig.IX.11.- Representación del rendimiento de eliminación de DBO₅ (R_DBO₅) en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación.

La DBO₅ de salida en régimen de inundación fué de 75±23 mg O₂/l con un rendimiento medio de 72±8%. Para el funcionamiento percolando fue de 32±19 mg O₂/l con un rendimiento medio de 89±6% (Fig.IX.10 y IX.11). El funcionamiento inundado fue mas irregular que percolando además de presentar de forma general valores mas bajos. Estos datos revelan un comportamiento similar a los presentados por el sistema con turba de El Padul en DBO₅, estando en este caso correlacionados con los valores

de DQO. Atendiendo a esto podemos pensar en una menor aportación al agua tratada de ácidos húmicos y fúlvicos tal como sucedía en los ensayos con turba de El Padul.

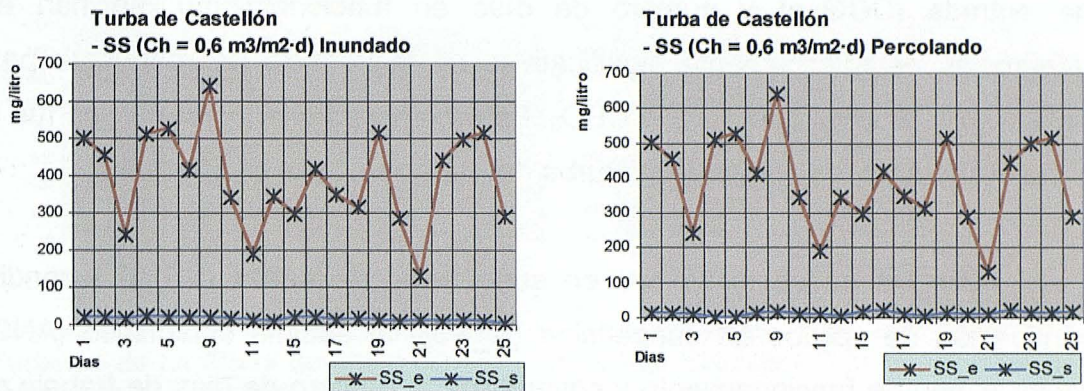


Fig.IX.12.-Representación de los sólidos en suspensión (SS) de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

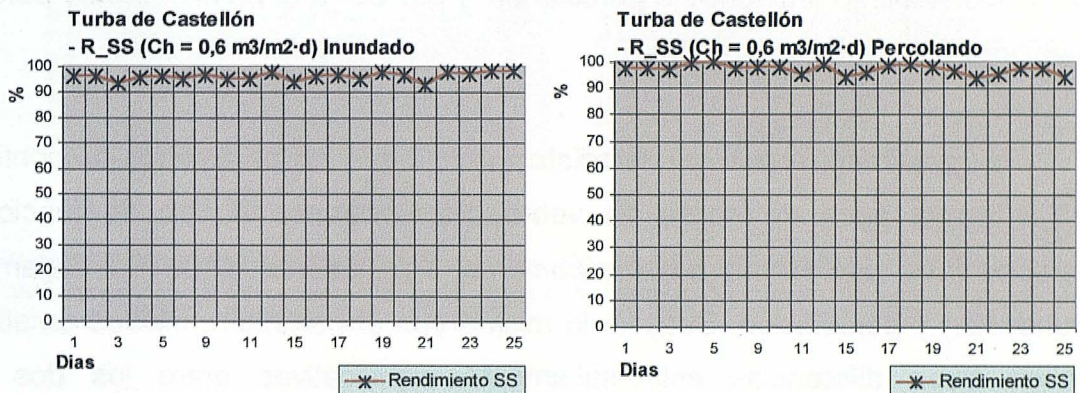


Fig.IX.13.-Representación del rendimiento de eliminación de Sólidos en suspensión (R_SS) en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

Los rendimientos en eliminación de sólidos en suspensión fueron muy altos para los dos tipos de funcionamiento, superior al 95% de media, siendo los valores de salida 14±5 mg/l para el régimen de inundación y 10±6 mg/l para percolación. Nuevamente se pone de manifiesto el excelente comportamiento del sistema como filtro.

Realizando el estudio estadístico (ANCOVA) para las variables DQO_s y R_DQO, y considerando el factor "tipo de funcionamiento (T_f)" y las covariables DQO de entrada (DQO_e) y número de días en funcionamiento, se han encontrado diferencias estadísticamente significativas en la variable de respuesta para T_f (p-valor<0,01), al igual que para la DBO₅. Este comportamiento estadístico fue semejante al detallado para los ensayos con turba de El Padul.

Para las variables sólidos en suspensión de salida (SS_s) y rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión (R_SS), el estudio estadístico (ANCOVA con factor el tipo de funcionamiento y covariables el número de días de trabajo del lecho y los sólidos en suspensión de entrada) detectó diferencias estadísticamente significativas (al 95% de intervalo de confianza) en la variable respuesta según el tipo de funcionamiento, inundado o percolando. Para SS_s el p-valor=0,02 y para R_SS el p-valor=0,03.

En resumen, el estudio estadístico reveló que los parámetros de control DQO y DBO₅ en el agua de salida se veían afectados por el tipo de funcionamiento, detectándose diferencias estadísticamente significativas entre funcionamiento por inundación y percolación. Sucedió lo mismo con el parámetro sólidos en suspensión, donde hubo diferencias estadísticamente significativas entre los dos tipos de funcionamiento. Sin embargo, en este caso los resultados de ambos procesos fueron similares.

TURBA DE LA SIERRA DEL BUYO (LUGO):

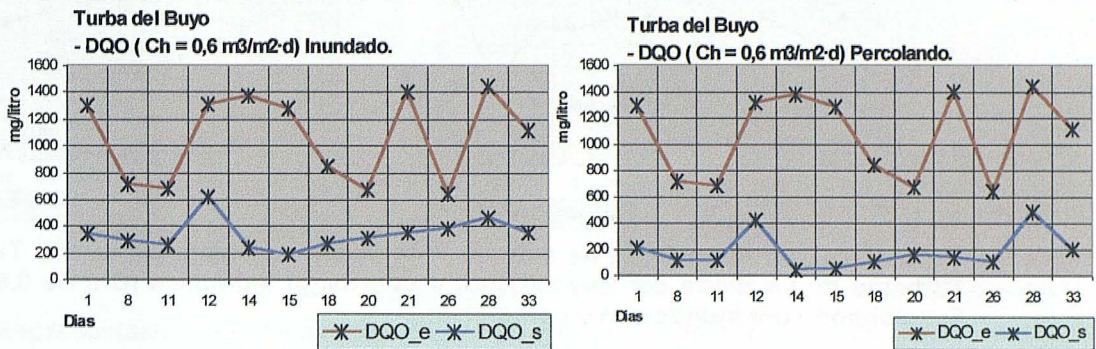


Fig.IX.14.- Representación de la DQO de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de La Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación.

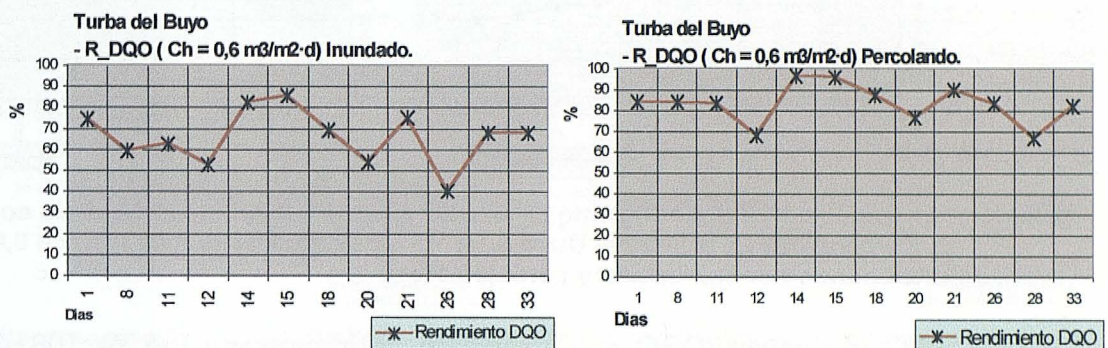


Fig.IX.15.- Representación del rendimiento de eliminación de DQO en planta piloto con Turba de las Turberas de La Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

La DQO de salida (DQO_s) en régimen de inundación fue de 337±116 mg O₂/l con un rendimiento medio (R_DQO) de 66±13%. Para el funcionamiento percolando fué de 178±136 mg O₂/l con un rendimiento medio de 83±9% (Fig.IX.14 y IX.15). El funcionamiento inundado fue mas irregular que percolando. Para las variables DQO_s y R_DQO, considerando el factor “tipo de funcionamiento (T_f)” y las covariables DQO de entrada (DQO_e) y número de días en funcionamiento, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la variable de respuesta para T_f (p-valor<0,01) aunque las covariables no provocaron diferencias estadísticamente significativas.

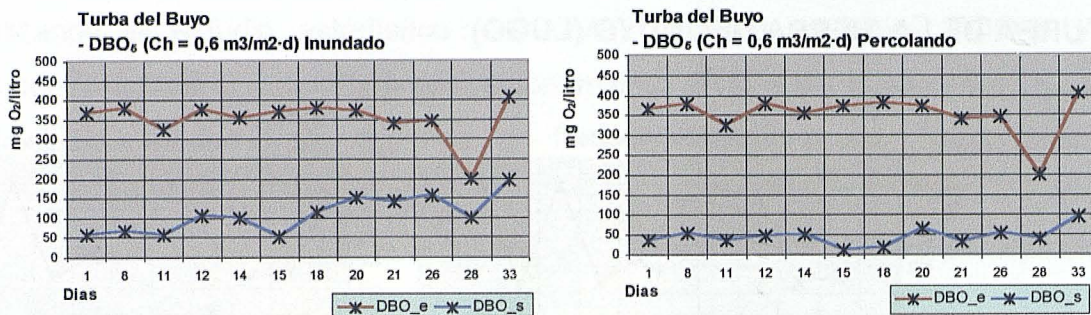


Fig.IX.16.- Representación de la DBO₅ de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de La Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

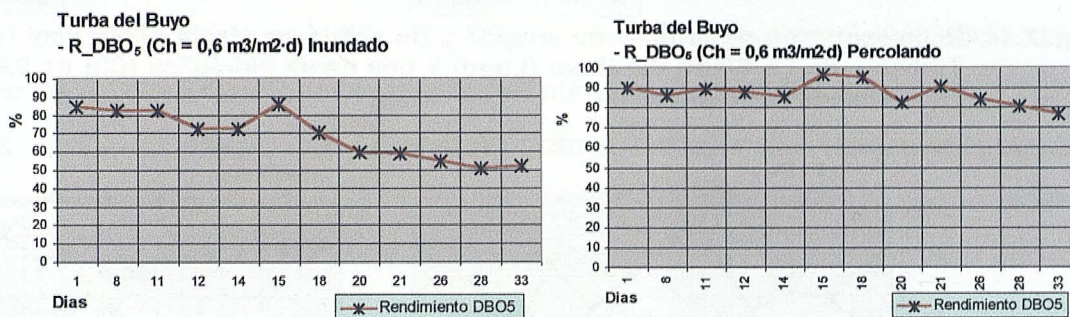


Fig.IX.17.- Representación del rendimiento de eliminación de DBO₅ en planta piloto con Turba de las Turberas de La Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

La DBO₅ de salida (DBO_s) en régimen de inundación fué de 108±46 mg.O₂/l con un rendimiento medio (R_DBO) de 69±13%. Para el funcionamiento percolando fue de 45±22 mg.O₂/l con un rendimiento medio de 87±6% (Fig.IX.16 y IX.17). Nuevamente el funcionamiento inundado fue mas irregular que percolando además de presentar de forma general valores mas bajos. Por otro lado hay que destacar pérdida de rendimiento con el tiempo para el funcionamiento inundado. El análisis estadístico (ANCOVA, con factor el tipo de funcionamiento y covariables la DBO₅ de entrada y el número de días de funcionamiento de los lechos) detectó diferencias estadísticamente significativas para la DBO_s y R_DBO con p-valores < 0,01. La correlación entre DBO₅ y DQO pone nuevamente de manifiesto la menor aportación de ácidos húmicos y fúlvicos al agua por parte de las turbas.

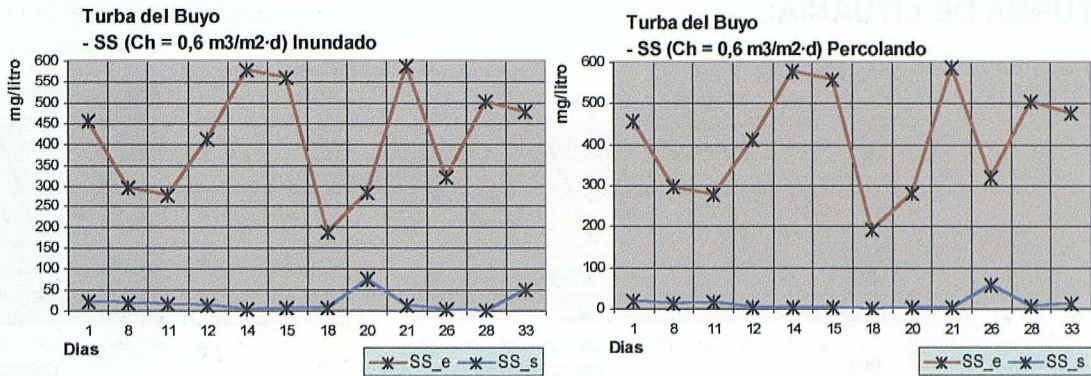


Fig.IX.18.- Representación de los sólidos en suspensión (SS) de entrada y de salida en planta piloto con Turba de la Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

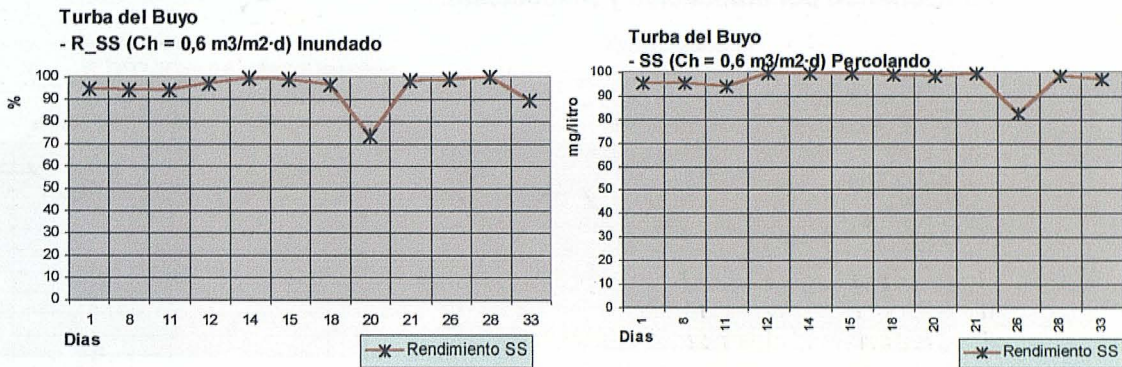


Fig.IX.19.- Representación del rendimiento de eliminación de Sólidos en suspensión (R_SS) en planta piloto con Turba de la Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

Los rendimientos en eliminación de sólidos en suspensión fueron muy altos para los dos tipos de funcionamiento, superior al 95% de media, siendo los valores de salida 19 ± 12 mg/l para el régimen de inundación y 14 ± 9 mg/l para percolación (Fig.IX.18 y IX.19). El estudio estadístico (ANCOVA con factor el tipo de funcionamiento y covariables el número de días de trabajo del lecho y los sólidos en suspensión de entrada) no detectó diferencias estadísticamente significativas en la variable respuesta según el tipo de funcionamiento, inundado o percolando, comportamiento semejante a los dos realizados anteriormente.

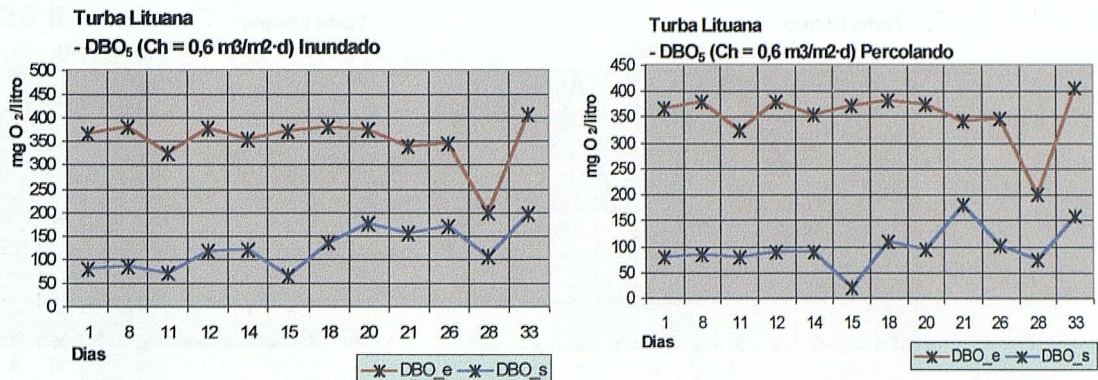


Fig.IX.22.- Representación de la DBO₅ de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de Lituania y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

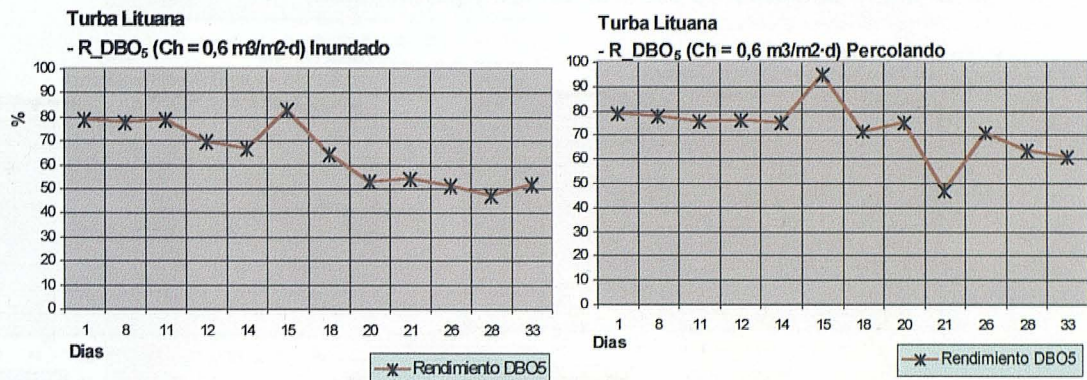


Fig.IX.23.- Representación del rendimiento de eliminación de DBO₅ (R_DBO₅) en planta piloto con Turba de las Turberas de Lituania y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

La DBO₅ de salida en régimen de inundación fué de 123±44 mg O₂/l con un rendimiento medio (R_DBO) de 65±13%. Para el funcionamiento percolando fue de 96±41 mg O₂/l con un rendimiento medio de 72±12% (Fig.IX.22 y IX.23). Se observa tendencia a la pérdida de rendimiento con el tiempo para el funcionamiento inundado y percolando. El análisis estadístico (ANCOVA, con factor el tipo de funcionamiento y covariables la DBO₅ de entrada y el número de días de funcionamiento (N_dias) de los lechos) detectó diferencias estadísticamente significativas para la DBO_s (p-valor<0,01) y R_DBO con p-valor=0,047). El N_dias afectó a ambas variables.

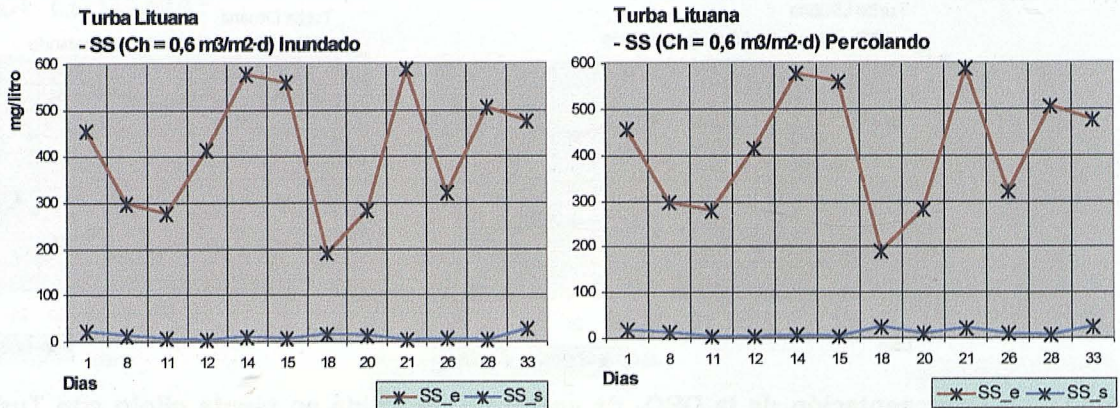


Fig.IX.24.- Representación de los sólidos en suspensión (SS) de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de Lituania y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

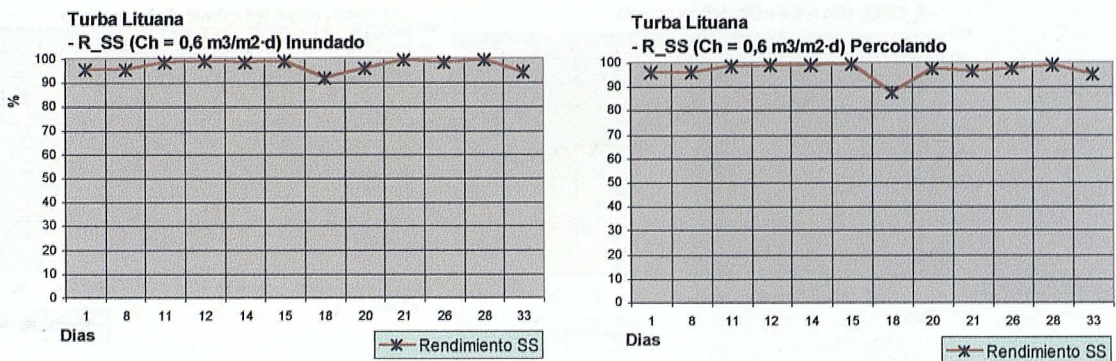


Fig.IX.25.- Representación del rendimiento de eliminación de Sólidos en suspensión (R_SS) en planta piloto con Turba de las Turberas de Lituania y una carga hidráulica (Ch) de 0,6 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

Los rendimientos en eliminación de sólidos en suspensión fueron muy altos para los dos tipos de funcionamiento, superior al 96% de media. Los valores de salida fueron 10±7 mg/l para el régimen de inundación y 11±8 mg/l para percolación. El estudio estadístico (ANCOVA con factor el tipo de funcionamiento y covariables el número de días de trabajo del lecho y los sólidos en suspensión de entrada) no detectó diferencias estadísticamente significativas en la variable respuesta SS_s (p-valor=0,72) ni en la variable R_SS (p-valor= 0,72) según el tipo de funcionamiento, inundado o percolando.

IX.6.- FASE II:

CARGA HIDRÁULICA = 0,9 m³/m²-día

TURBA DE EL PADUL (GRANADA):

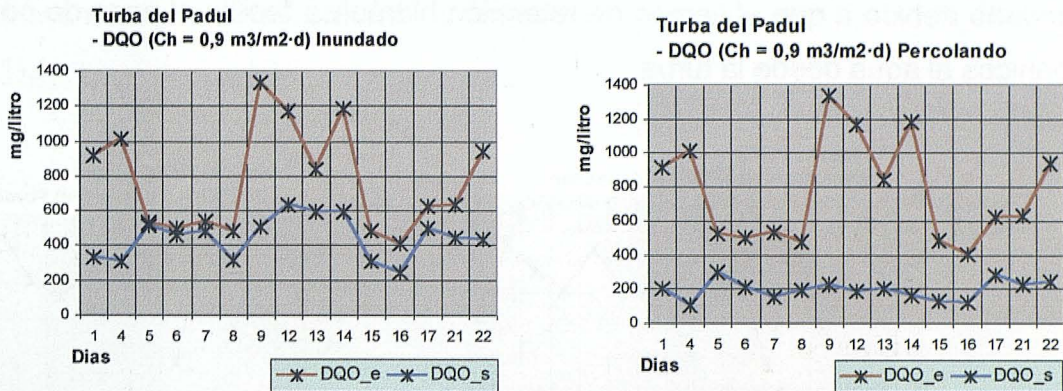


Fig.IX.26.- Representación de la DQO de entrada (DQO_e) y de salida (DQO_s) en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

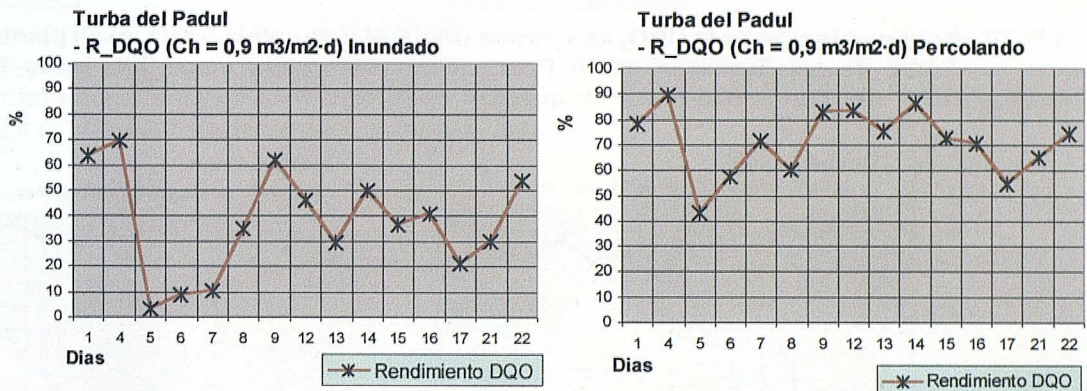


Fig.IX.27.- Representación del rendimiento de eliminación de DQO (R_DQO) en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

La DQO de salida (DQO_s) en régimen de inundación fue de 443±120 mg O₂/l con un rendimiento medio (R_DQO) de 37±21%. Para el funcionamiento percolando fue de 197±56 mg O₂/l con un rendimiento medio de 71±13% (Fig.IX.26 y IX.27). Para las variables DQO_s y R_DQO, considerando el factor “tipo de funcionamiento (T_f)” y las

covariables DQO de entrada (DQO_e) y número de días en funcionamiento, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la variable de respuesta para T_f (p -valores $< 0,01$). Los rendimientos logrados fueron semejantes para las dos cargas hidráulicas ensayadas en régimen de percolación, no sucediendo lo mismo en régimen inundado debido a que el tiempo de retención hidráulica facilita el paso de compuestos orgánicos al agua desde la turba.

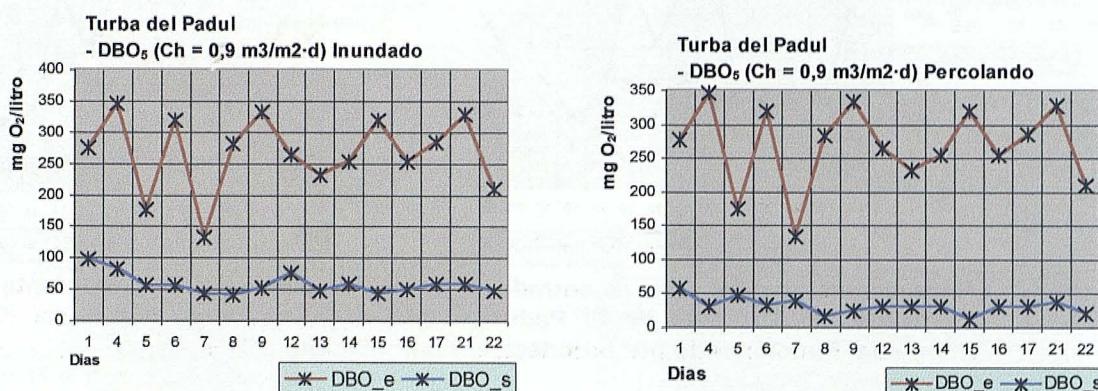


Fig.IX.28.- Representación de la DBO₅ de entrada (DBO_e) y de salida (DBO_s) en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

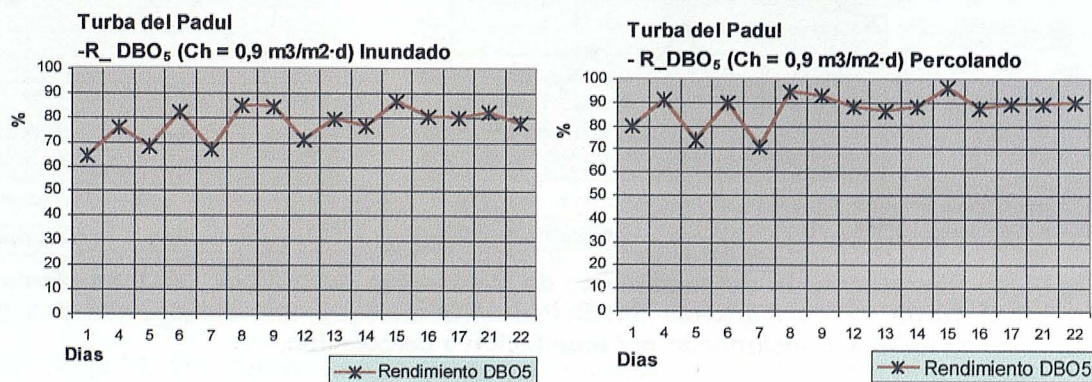


Fig.IX.29.- Representación del rendimiento de eliminación de DBO₅ (R_DBO₅) en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

La DBO₅ de salida (DBO_s) en régimen de inundación fué de 58 ± 16 mg.O₂/l con un rendimiento medio (R_DBO) de $77 \pm 7\%$. Para el funcionamiento percolando la

DBO_s fué de 31 ± 11 mg.O₂/l con un rendimiento medio de $87 \pm 7\%$ (Fig.IX.28 y IX.29). Estos rendimientos apenas diferían de los encontrados para una carga hidráulica de $0,6$ m³/m²·día. El análisis estadístico (ANCOVA, con factor el tipo de funcionamiento y covariables la DBO₅ de entrada y el número de días de funcionamiento de los lechos) detectó diferencias estadísticamente significativas para la DBO_s y R_DBO (p-valor<0,01).

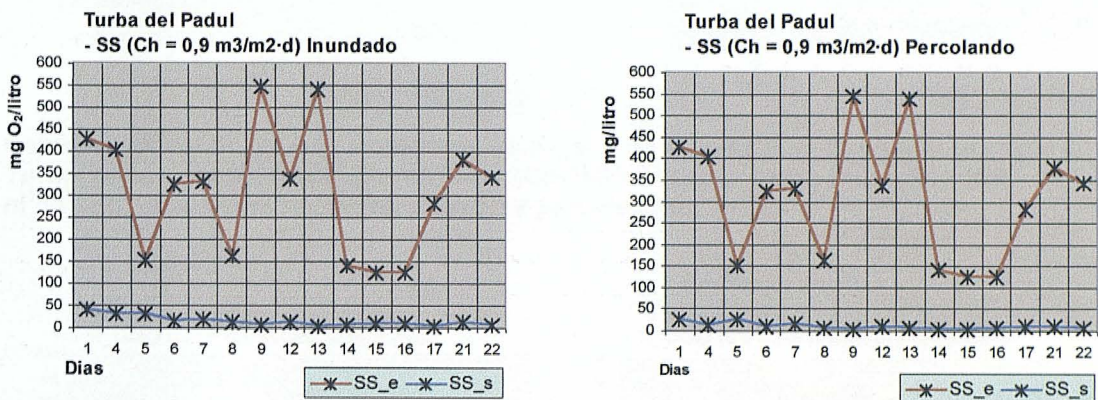


Fig.IX.30.- Representación de los sólidos en suspensión (SS) de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de $0,9$ m³/m²·día. Funcionando por inundación.

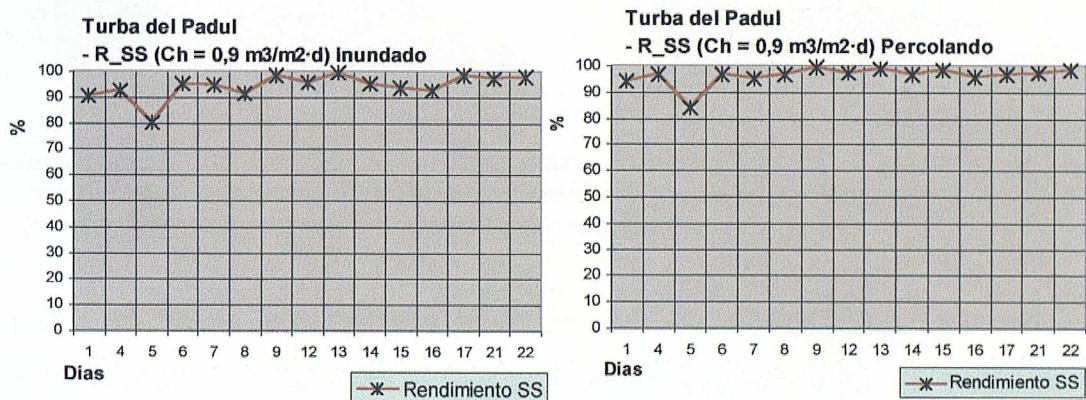


Fig.IX.31.- Representación del rendimiento de eliminación de Sólidos en suspensión (R_SS) en planta piloto con Turba de las Turberas de El Padul (Granada) y una carga hidráulica (Ch) de $0,9$ m³/m²·día. Funcionando por inundación.

El rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión para los dos tipos de funcionamiento tuvo una media superior al 94%. Los valores de salida fueron 15 ± 11 mg/l para el régimen inundado y 10 ± 7 mg/l para percolación (Fig.IX.30 y IX.31). El estudio estadístico (ANCOVA con factor el tipo de funcionamiento y covariables el número de días de trabajo del lecho y los sólidos en suspensión de entrada) no detectó diferencias estadísticamente significativas en la variable respuesta SS_s (p-valor=0,06) ni en la variable R_SS (p-valor= 0,08) según el tipo de funcionamiento.

TURBA DE TORREBLANCA (CASTELLÓN):

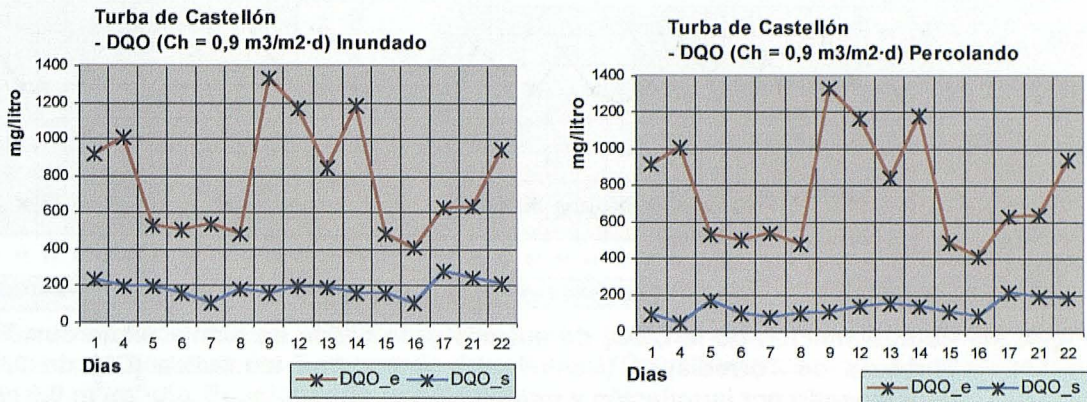


Fig.IX.32.- Representación de la DQO de entrada (DQO_e) y de salida (DQO_s) en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

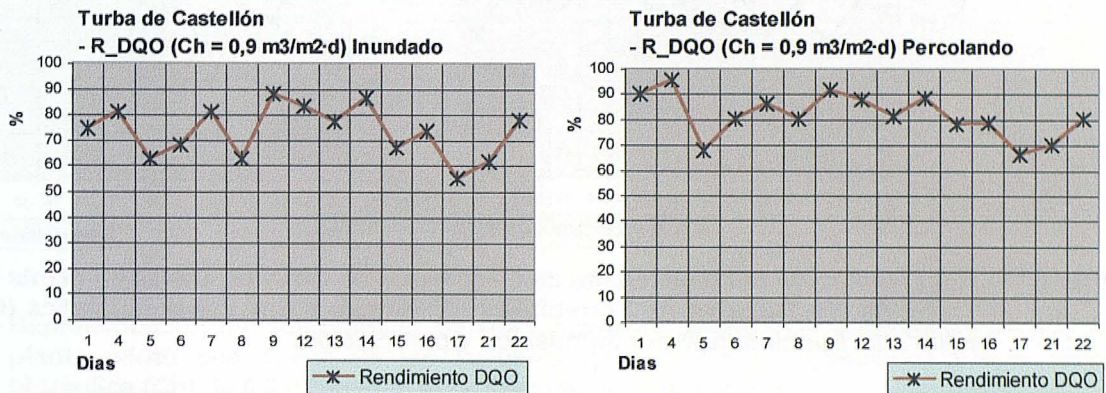


Fig.IX.33.- Representación del rendimiento de eliminación de DQO (R_DQO) en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

La DQO de salida en régimen inundado fue de 184±47 mg O₂/l con un rendimiento medio del 74±10%. Para el funcionamiento percolando fue de 126±48 mg O₂ con un rendimiento medio de 82±9% (Fig.IX.32 y IX.33).

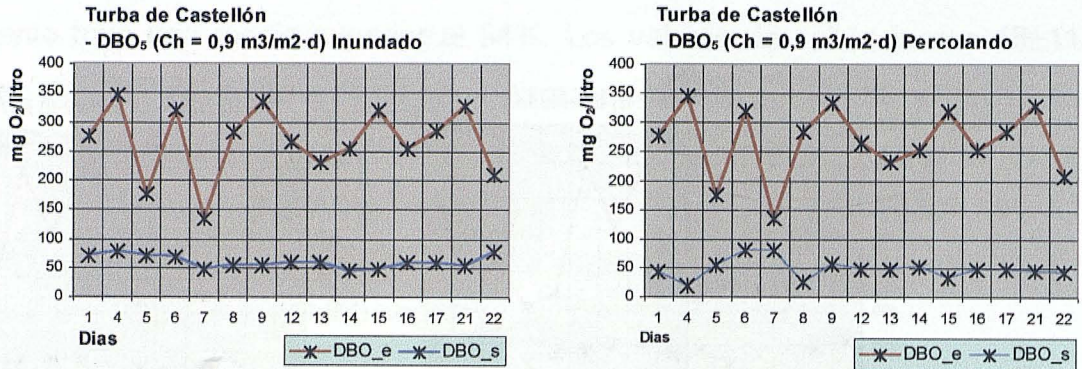


Fig.IX.34.- Representación de la DBO₅ de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

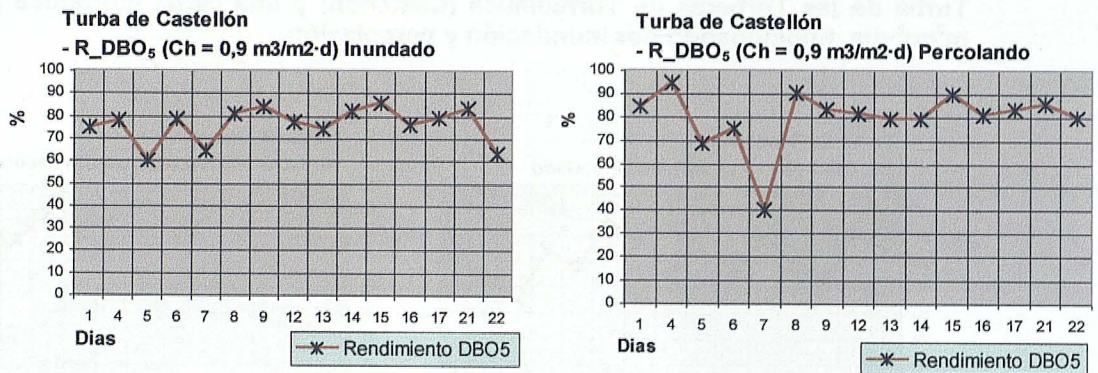


Fig.IX.35.- Representación del rendimiento de eliminación de DBO₅ (R_DBO₅) en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

Los valores de DBO₅ de salida en régimen inundado fué de 60±10 mg O₂/l con un rendimiento medio de 76±8%. Para el funcionamiento percolando fue de 48±17 mg O₂/l con un rendimiento medio de 80±13% (Fig.IX.34 y IX.35).

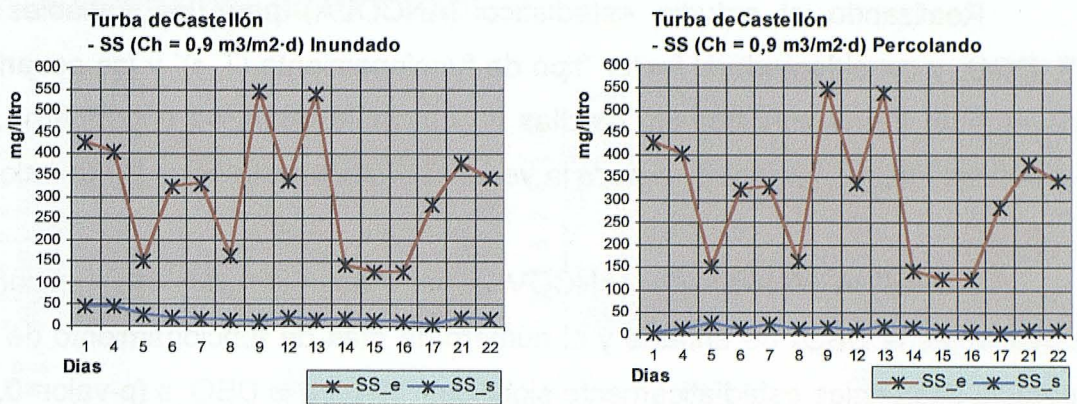


Fig.IX.36.- Representación de los sólidos en suspensión (SS) de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación.

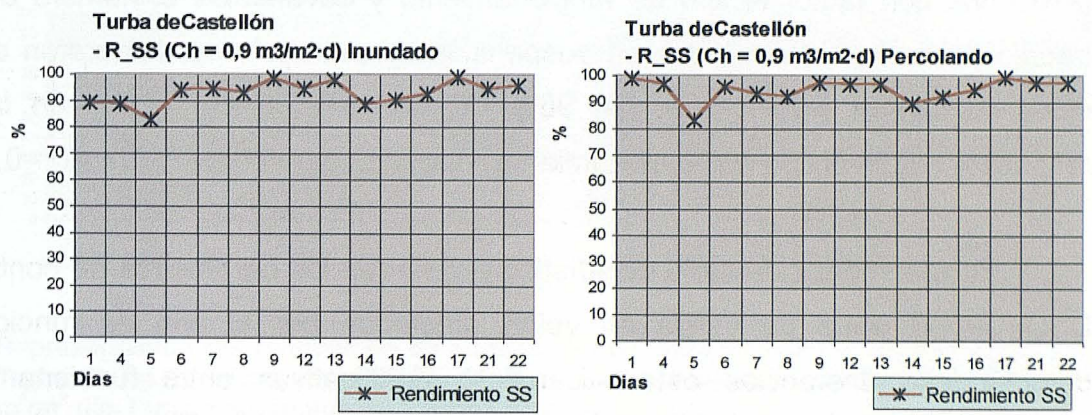


Fig.IX.37.- Representación del rendimiento de eliminación de Sólidos en suspensión (R_SS) en planta piloto con Turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación.

Los rendimientos de eliminación de sólidos en suspensión fueron muy altos para los dos tipos de funcionamiento, superior al 93% de media, siendo los valores de salida 19±12 mg/l para el régimen de inundación y 12±6 mg/l para percolación (Fig.IX.36 y Fig.IX.37).

Realizando el estudio estadístico (ANCOVA) para las variables DQO_s y R_DQO, y considerando el factor "tipo de funcionamiento (T_f)" y las covariables DQO de entrada (DQO_e) y número de días en funcionamiento, se encontraron diferencias estadísticamente significativas para la variable de respuesta para T_f (p-valor<0,01).

El análisis estadístico (ANCOVA, con factor el tipo de funcionamiento y covariables la DBO₅ de entrada y el número de días de funcionamiento de los lechos) detecta diferencias estadísticamente significativas para la DBO_s (p-valor=0,02).

Para la variable sólidos en suspensión de salida (SS_s), el estudio estadístico (ANCOVA con factor el tipo de funcionamiento y covariables el número de días de trabajo del lecho y los sólidos en suspensión de entrada) se detectaron diferencias estadísticamente significativas (al 95% de intervalo de confianza) en la variable respuesta según el tipo de funcionamiento, inundado o percolando (p-valor=0,048).

En resumen, el estudio estadístico reveló que los parámetros de control DQO y DBO₅ en el agua de salida se veían afectados por el tipo de funcionamiento, detectándose diferencias estadísticamente significativas entre funcionamiento por inundación y percolación.

Sucedió lo mismo con el parámetro sólidos en suspensión, donde hubo diferencias estadísticamente significativas entre los dos tipos de funcionamiento.

TURBA DE LA SIERRA DEL BUYO (LUGO):

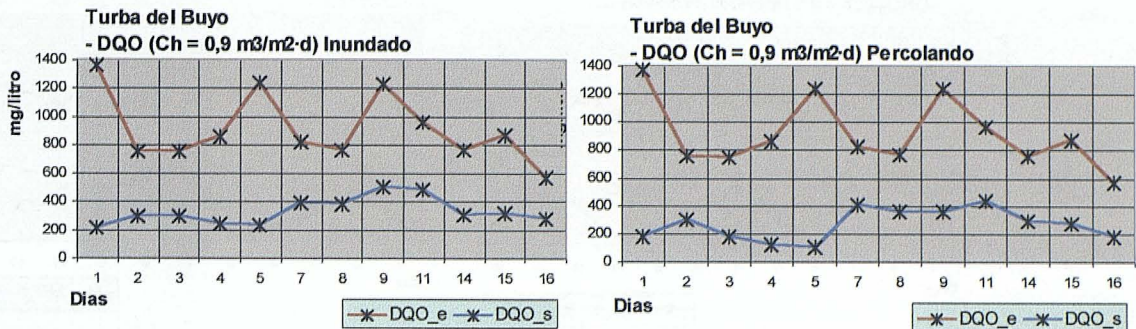


Fig.IX.38.- Representación de la DQO de entrada (DQO_e) y de salida (DQO_s) en planta piloto con Turba de La Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

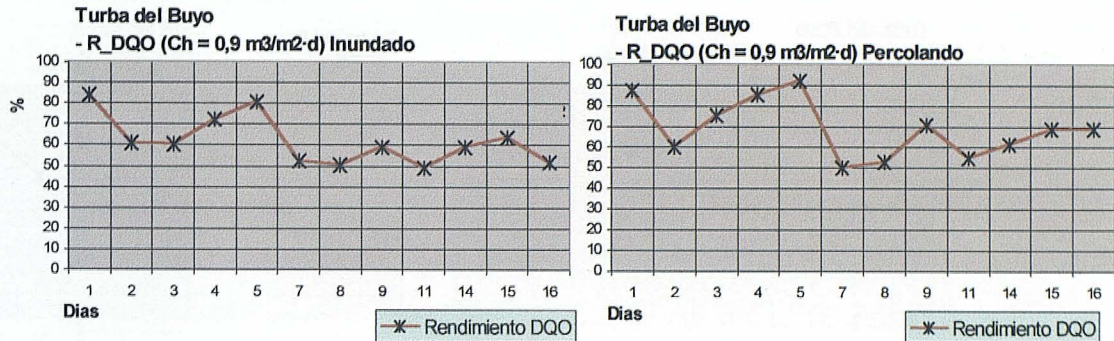


Fig.IX.39.- Representación del rendimiento de eliminación de DQO (R_DQO) en planta piloto con Turba de las Turberas de La Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

La DQO de salida (DQO_s) en régimen de inundación fue de 330±95 mg O₂/l con un rendimiento medio (R_DQO) de 62±12%. Para el funcionamiento percolando fue de 267±113 mg O₂/l con un rendimiento medio de 69±14% (Fig.IX.38 y IX.39). Para las variables DQO_s y R_DQO, considerando el factor “tipo de funcionamiento (T_f)” y las covariables DQO de entrada (DQO_e) y número de días en funcionamiento, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la variable de respuesta para T_f (p-valor=0,16 para DQO_s, y p-valor=0,11 para R_DQO).

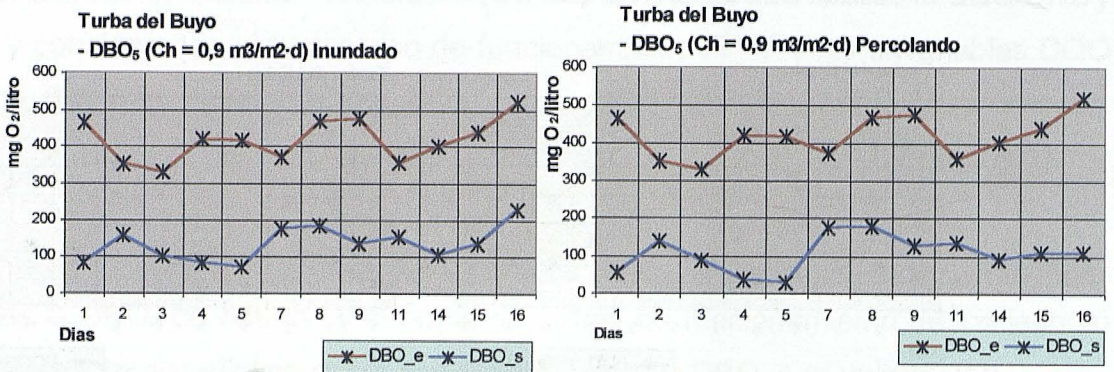


Fig.IX.40.- Representación de la DBO₅ de entrada (DBO_e) y de salida (DBO_s) en planta piloto con Turba de La Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

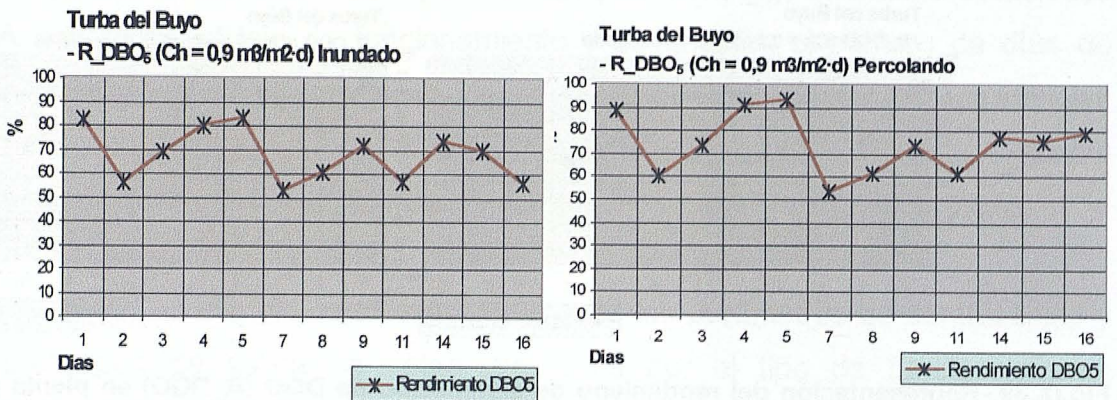


Fig.IX.41.- Representación del rendimiento de eliminación de DBO₅ (R_DBO) en planta piloto con Turba de las Turberas de La Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

La DBO₅ de salida (DBO_s) en régimen de inundación fué de 134±48 mg.O₂/l con un rendimiento medio (R_DBO) de 68±11%. Para el funcionamiento percolando fue de 106±49 mg.O₂/l con un rendimiento medio de 74±13% (Fig.IX.40 y IX.41). El análisis estadístico (ANCOVA, con factor el tipo de funcionamiento y covariables la DBO₅ de entrada y el número de días de funcionamiento de los lechos) no detectó diferencias estadísticamente significativas para la DBO_s (p-valor=0,16) ni para el R_DBO (p-valor=0,19).

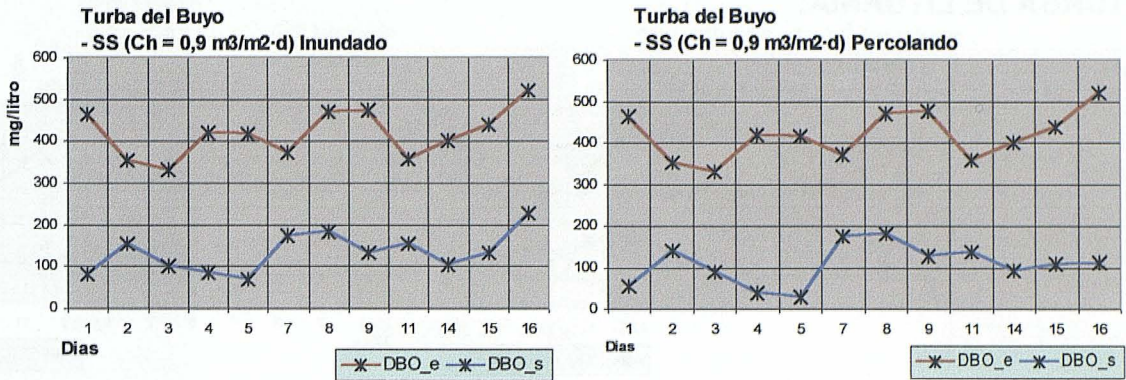


Fig.IX.42.- Representación de los sólidos en suspensión (SS) de entrada y de salida en planta piloto con Turba de La Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

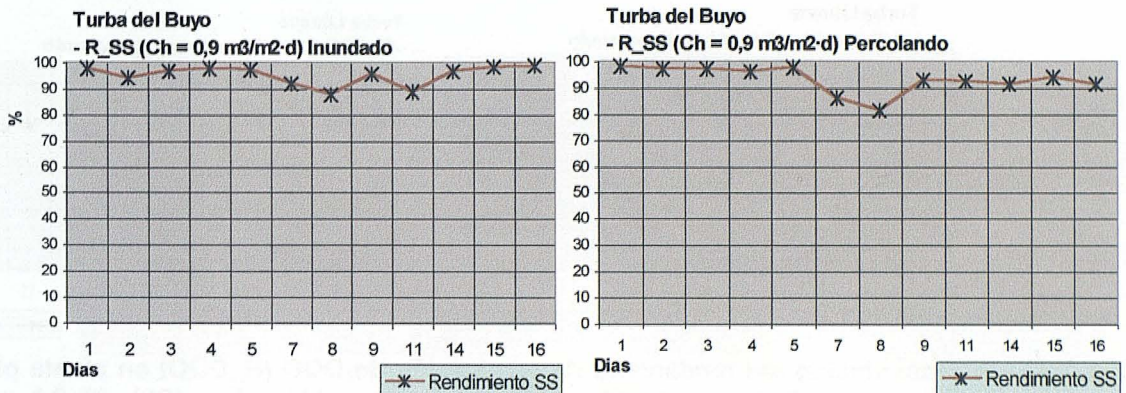


Fig.IX.43.- Representación del rendimiento de eliminación de Sólidos en suspensión (R_SS) en planta piloto con Turba de La Sierra del Buyo (Lugo) y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

Los rendimientos en eliminación de sólidos en suspensión (R_SS) fueron muy altos para los dos tipos de funcionamiento, superior al 93% de media. Los valores de salida fueron 14±8 mg/l para el régimen de inundación y 21±14 mg/l para percolación. El estudio estadístico (ANCOVA con factor el tipo de funcionamiento y covariables el número de días de trabajo del lecho y los sólidos en suspensión de entrada) no detectó diferencias estadísticamente significativas en la variable respuesta según el tipo de funcionamiento (p-valor=0,13 para SS_s, y p-valor=0,18 para R_SS).

TURBA DE LITUANIA:

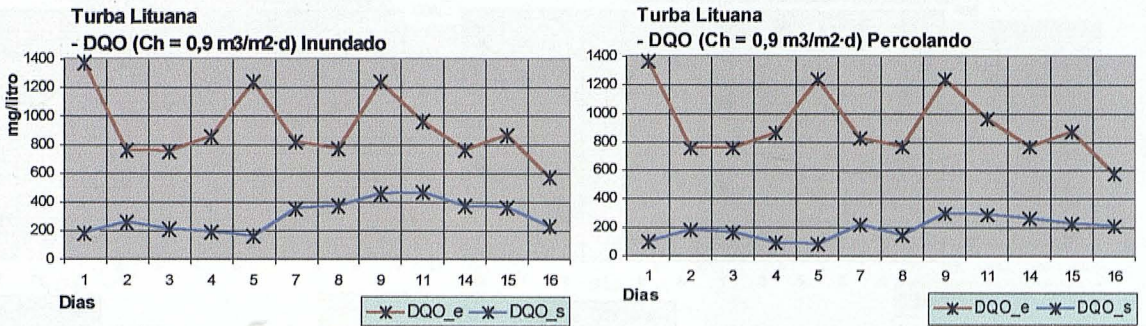


Fig.IX.44.- Representación de la DQO de entrada (DQO_e) y de salida (DQO_s) en planta piloto con Turba de las Turberas de Lituania y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

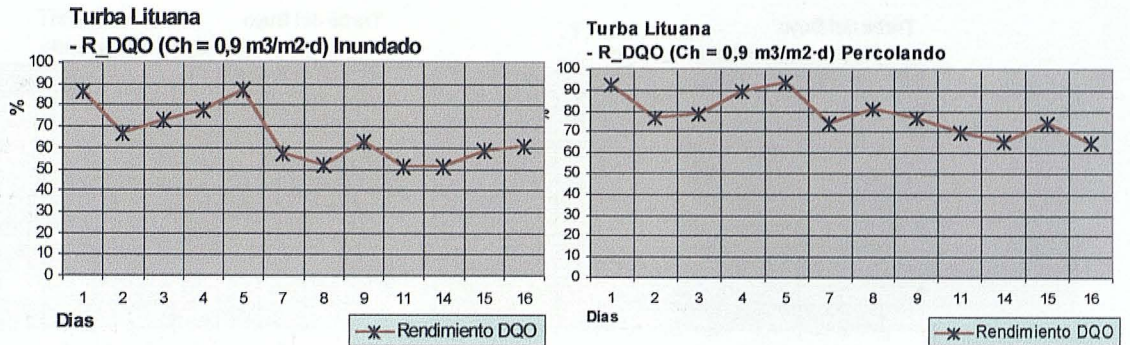


Fig.IX.45.- Representación del rendimiento de eliminación de DQO (R_DQO) en planta piloto con Turba de las Turberas de Lituania y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación y percolación.

La DQO de salida (DQO_s) en régimen de inundación fue de 301±110 mg O₂/l con un rendimiento medio (R_DQO) de 65±13%. Para el funcionamiento percolando fué de 187±74 mg O₂/l con un rendimiento medio de 78±10% (Fig.IX.44 y IX.45). Para las variables DQO_s y R_DQO, considerando el factor “tipo de funcionamiento (T_f)” y las covariables DQO de entrada (DQO_e) y número de días en funcionamiento, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la variable de respuesta para T_f (p-valor<0,01).

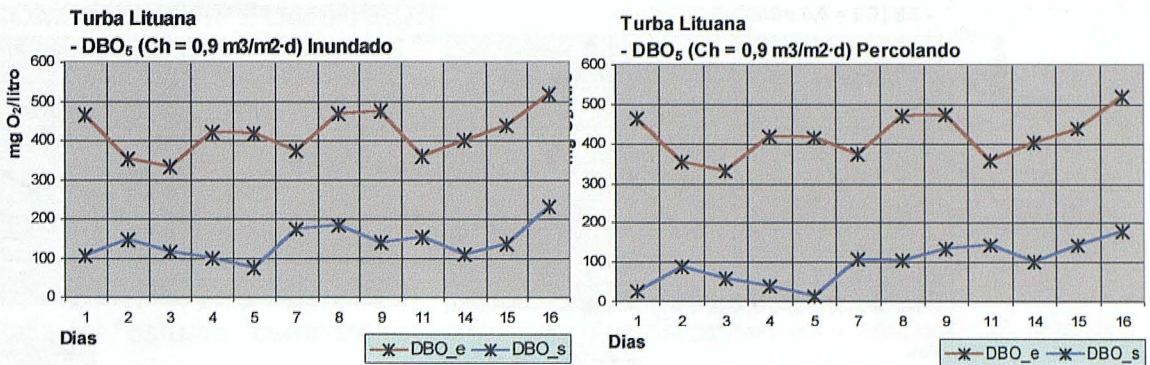


Fig.IX.46.- Representación de la DBO₅ de entrada y de salida en planta piloto con Turba de las Turberas de Lituania y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación.

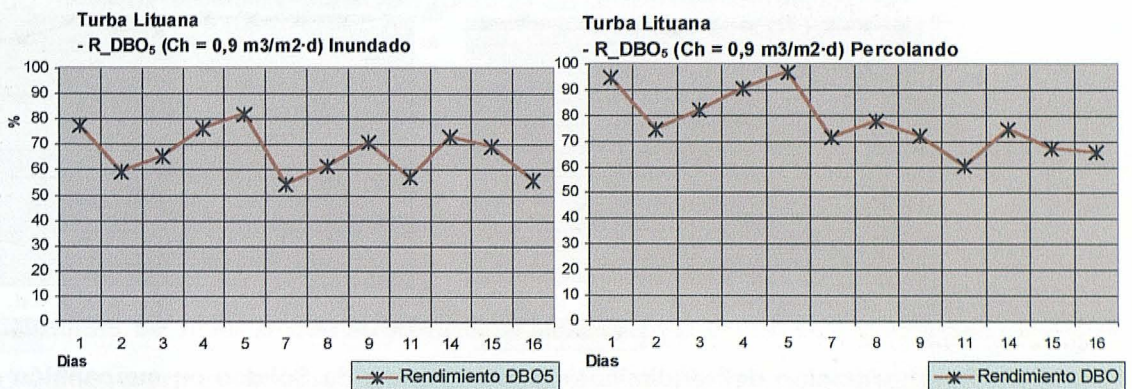


Fig.IX.47.- Representación del rendimiento de eliminación de DBO₅ (R_DBO₅) en planta piloto con Turba de las Turberas de Lituania y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación.

La DBO₅ de salida (DBO_s) en régimen de inundación fué de 138±42 mg.O₂/l con un rendimiento medio (R_DBO) de 67±9%. Para el funcionamiento percolando fué de 95±52 mg.O₂/l con un rendimiento medio de 77±12% (Fig.IX.46 y IX.47). El análisis estadístico (ANCOVA, con factor el tipo de funcionamiento y covariables la DBO₅ de entrada y el número de días de funcionamiento de los lechos) detectó diferencias estadísticamente significativas para la DBO_s y R_DBO (p-valor<0,01). El número de días en funcionamiento afectó a ambas variables.

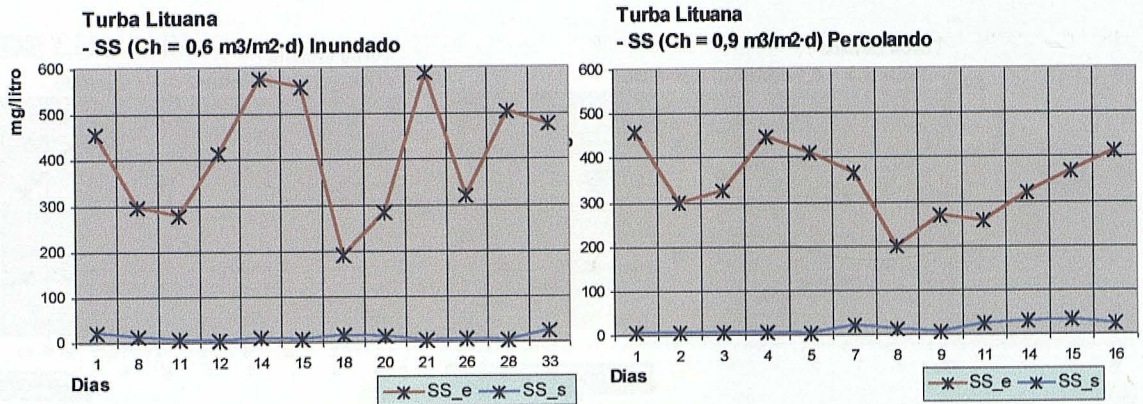


Fig.IX.48.- Representación de los sólidos en suspensión de entrada (SS_e) y de salida (SS_s) en planta piloto con Turba de las Turberas de Lituania y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación.

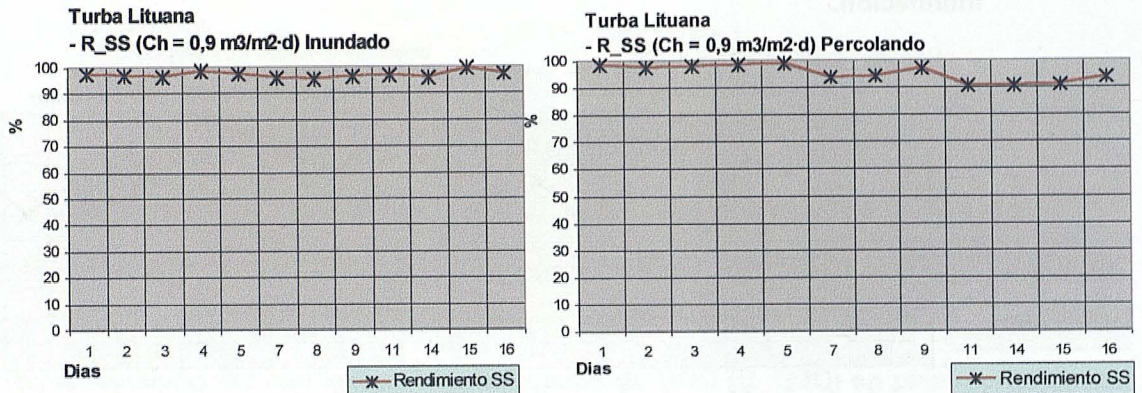


Fig.IX.49.- Representación del rendimiento de eliminación de Sólidos en suspensión (R_SS) en planta piloto con Turba de las Turberas de Lituania y una carga hidráulica (Ch) de 0,9 m³/m²-día. Funcionando por inundación.

El rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión fueron muy altos para los dos tipos de funcionamiento, superior al 95% de media. Los valores de salida han sido 10 ± 3 mg/l para el régimen de inundación y 15 ± 11 mg/l para percolación (Fig.IX.48 y IX.49). El estudio estadístico (ANCOVA con factor el tipo de funcionamiento y covariables el número de días de trabajo del lecho y los sólidos en suspensión de entrada) no detectó diferencias estadísticamente significativas en la variable respuesta SS_s (p-valor=0,09) ni en la variable R_SS (p-valor= 0,07) según el tipo de funcionamiento, inundado o percolando.

IX.7.- COMPARACIÓN Y DISCUSIÓN

TURBA DE EL PADUL (GRANADA)

Funcionamiento inundado. Turba de las Turberas de El Padul (Granada)

Para el estudio comparativo previo a la discusión se recurrió al estudio estadístico mediante análisis de la varianza (ANOVA y/o ANCOVA), para ello se estudiaron para cada tipo de turba y funcionamiento prestando atención a si había o no diferencias estadísticamente significativas para cada valor de carga hidráulica, analizando el rendimiento obtenido en función de todas las variables.

La turba de las Turberas de El Padul mostraron diferencias estadísticamente significativas para funcionamientos con cargas hidráulicas (C_h) de 0,6 y 0,9 m^3/m^2 -día para la variable de respuesta DQO del agua de salida de los lechos (DQO_s).

El análisis se realizó considerando dicha variable de respuesta, como factor la carga hidráulica y como covariables el número de días de funcionamiento (N_{dias}) y la DQO de entrada al lecho (DQO_e). Así, la carga hidráulica afectó significativamente a la variable de respuesta DQO_s (p -valor $< 0,01$). Este mismo comportamiento estadístico se apreció para los rendimientos de eliminación de DQO.

Para la variable DBO_5 de salida (DBO_s) se obtenía que la carga hidráulica (p -valor=0,29) no afectaba. El rendimiento de eliminación de DBO_5 (R_{DBO}) presentó un análisis estadístico muy similar.

Para los sólidos en suspensión de salida (SS_s), el estudio estadístico indica que los sólidos en suspensión de entrada (SS_e) no afectaban de manera estadísticamente significativa a la variable respuesta SS_s (p-valor = 0,56) ni al rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión (R_{SS}) p-valor = 0,11. Si se vieron afectadas ambas variables por la carga hidráulica (C_h) y el número de días en funcionamiento (N_{días}) con p-valores < 0,01.

Tabla IX.- Resumen de los parámetros analizados para el funcionamiento de los lechos con Turba de El Padul (Granada) en régimen de inundación.

Parámetros	C _h : 0,6 m ³ /m ² -día	C _h : 0,9 m ³ /m ² -día
DQO _e (mg/litro)	737 ± 190	773 ± 302
DQO _s (mg/litro)	730 ± 206	443 ± 120
R _{DQO} (%)	-3,5 ± 32	37 ± 21
DBO _e (mg/litro)	276 ± 65	268 ± 61
DBO _s (mg/litro)	64 ± 16	58 ± 16
R _{DBO} (%)	76 ± 6	77 ± 7
SS _e (mg/litro)	392 ± 129	308 ± 142
SS _s (mg/litro)	61 ± 52	15 ± 11
R _{SS} (%)	84 ± 14	94 ± 5

La Directiva 271/91/CEE no se cumplió en ninguna muestra analizada. Esto fue así por el efecto, que la turba del Padul en regimen de funcionamiento inundado, causó sobre la DQO. Al no cumplir este parámetro en ningún caso es imposible que se respete la citada directiva.

Funcionamiento percolando. Turba de las turberas de El Padul (Granada)

La turba de las Turberas de El Padul (Granada) con funcionamiento en percolación no mostró diferencias estadísticamente significativas para funcionamientos con cargas hidráulicas (C_h) de 0,6 y 0,9 $m^3/m^2 \cdot día$ para la variable de respuesta DQO del agua de salida de los lechos (DQO_s). El análisis se realizó considerando dicha variable de respuesta, como factor la carga hidráulica y como covariables el número de días de funcionamiento ($N_{días}$) y la DQO de entrada al lecho (DQO_e). Así, la carga hidráulica no afectó significativamente a la variable de respuesta DQO_s (p -valor=0,83).

Si se considera la variable rendimiento de eliminación de DQO (R_{DQO}) como variable de respuesta, y los mismos factores y covariables descritos anteriormente se concluye que la carga hidráulica (C_h) tampoco ha afectado de manera significativa al R_{DQO} (p -valor=0,50). Igualmente la covariable $N_{días}$ no afecta significativamente a la variable respuesta (p -valor = 0,41). La DQO_e sí afecta al R_{DQO} (p -valor < 0,01).

Para la variable DBO_5 de salida (DBO_s) se obtuvo del estudio estadístico que la carga hidráulica (p -valor=0,54) no afectó. Este mismo comportamiento se detectó para los rendimientos

Para los sólidos en suspensión de salida (SS_s), el estudio estadístico indicó que los sólidos en suspensión de entrada (SS_e) no afectaban de manera estadísticamente significativa a la variable respuesta SS_s (p -valor = 0,23) ni al rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión (R_{SS}) p -valor = 0,06. Sí se vieron afectadas ambas variables por el número de días en funcionamiento ($N_{días}$) con p -valores < 0,05. La carga hidráulica (C_h) no afecta al la salida de sólidos en suspensión (p -valor = 0,07) ni al R_{SS} (p -valor = 0,10).

Tabla IX.2.- Tabla resumen de los parámetros analizados para el funcionamiento de los lechos con Turba de El Padul (Granada) en régimen de percolación.

Parámetros	C _h : 0,6 m ³ /m ² ·día	C _h : 0,9 m ³ /m ² ·día
DQO _e (mg/litro)	737 ± 190	773 ± 302
DQO _s (mg/litro)	188 ± 73	197 ± 56
R _{DQO} (%)	73 ± 13	71 ± 13
DBO _e (mg/litro)	276 ± 65	268 ± 61
DBO _s (mg/litro)	27 ± 29	31 ± 11
R _{DBO} (%)	90 ± 9	87 ± 7
SS _e (mg/litro)	392 ± 129	308 ± 142
SS _s (mg/litro)	17 ± 15	10 ± 7
R _{SS} (%)	96 ± 3	96 ± 4

Para el funcionamiento por percolación con carga hidráulica de 0,6 m³/m²·día, la turba de El Padul cumple la normativa (Directiva 271/91/CEE) en el 52% de las muestras tomadas. Para una carga hidráulica de 0,9 m³/m²·día la cumplió en el 47% de los casos.

CONCLUSIÓN

La Directiva 271/91/CEE exige, para el seguimiento analítico del efluente de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas, una muestra mensual. Esto implica que el número total de muestras al año sería de 12 (durante el primer año). De estas 12 muestras, la citada directiva admite un máximo de 2 no conformes con los parámetros exigidos, lo que quiere decir que un 83% de las muestras deben estar acordes con la misma. El muestreo aleatorio diario realizado acerca, estadísticamente, al comportamiento del sistema a lo largo del tiempo. En consecuencia, no se alcanzan los parámetros mínimos exigidos. Se ha considerado que se cumple la legislación si se alcanza la concentración máxima exigida o en su defecto los rendimientos mínimos.

Con estas consideraciones, no se cumplió la Directiva ni en régimen de inundación ni en régimen de percolación.

El estudio estadístico reveló que la carga hidráulica ejercía influencia en el régimen inundado para la DQO y los SS, mientras que no afectó a ningún parámetro en régimen de percolación. De los valores medios obtenidos para cada parámetro analizado se desprende que el sistema solamente es eficaz para la eliminación de sólidos en suspensión. Esto justifica que la turba de El Padul se comporta como un filtro correspondiéndose la eliminación de DBO₅ y DQO a la retención física de materia suspendida. Los piezómetros no detectaron pérdidas de carga a lo largo del filtro produciéndose la pérdida solamente en superficie, esto revela que la retención de materia particulada es mayoritaria en superficie no descartándose la adsorción en profundidad.

Estos datos contrastan con otros obtenidos en trabajos previos donde se manifiestan resultados muy superiores (Talbot et al., 1996; Lens et al., 1994) sin embargo las cargas hidráulicas y orgánicas de trabajo fueron muy inferiores. Esto obligaría a reducir las cargas de trabajo y con ella aumentaría la superficie de la instalación repercutiendo en la toma de decisiones.

El alto contenido de ácidos húmicos y fúlvicos en la turba de El Padul, pudo contribuir a un arrastre de estos principalmente cuando el lecho trabajó inundado con un tiempo de retención hidráulica mucho mayor. Esto dio lugar a que la carga hidráulica afectase a los rendimientos de DQO y SS, parámetros que varían en su concentración con la presencia de los ácidos húmicos y fúlvicos. Este efecto no se detectó en los análisis de DBO₅ debido a la lenta biodegradabilidad de estos compuestos.

TURBA DE TORREBLANCA (CASTELLÓN)

Funcionamiento inundado

La turba de las Turberas de Torreblanca no mostró diferencias estadísticamente significativas para funcionamientos con cargas hidráulicas (C_h) de 0,6 y 0,9 m^3/m^2 -día para la variable de respuesta DQO del agua de salida de los lechos (DQO_s). El análisis se realizó considerando dicha variable de respuesta, como factor la carga hidráulica y como covariables el número de días de funcionamiento (N_{días}) y la DQO de entrada al lecho (DQO_e). Así, la carga hidráulica no ha afectó significativamente a la variable de respuesta DQO_s (p-valor = 0,30). Los rendimientos de eliminación de DQO tuvieron un comportamiento similar.

Para la variable DBO₅ de salida (DBO_s) se obtiene del estudio estadístico que la carga hidráulica (p-valor<0,05) si le afectó, apreciándose diferencias estadísticamente significativas. Para los rendimientos de eliminación, se obtuco que la carga hidráulica le afectaba igualmente.

Para los sólidos en suspensión de salida (SS_s), el estudio estadístico indicó que los sólidos en suspensión de entrada (SS_e) no afectaron de manera estadísticamente significativa a la variable respuesta SS_s (p-valor = 0,19). La variable SS_S no se vió afectada por la carga hidráulica (C_h) donde el p-valor fue 0,12. Tampoco la variable de respuesta R_{SS} se vió afectada por la C_h , p-valor=0,06. La covariable número de días en funcionamiento (N_{días}) influyó en ambas variables de respuesta (SS_s y R_{SS}) con p-valores < 0,01.

Tabla IX.3.- Tabla resumen de los parámetros analizados para el funcionamiento de los lechos con Turba de Torreblanca (Castellón) en régimen de inundación.

Parámetros	C_h: 0,6 m ³ /m ² -día	C_h: 0,9 m ³ /m ² -día
DQO_e (mg/litro)	737 ± 190	773 ± 302
DQO_s (mg/litro)	193 ± 55	184 ± 47
R_DQO (%)	72 ± 11	74 ± 10
DBO_e (mg/litro)	276 ± 65	268 ± 61
DBO_s (mg/litro)	75 ± 23	60 ± 10
R_DBO (%)	72 ± 8	76 ± 8
SS_e (mg/litro)	392 ± 129	308 ± 142
SS_s (mg/litro)	14 ± 5	19 ± 12
R_SS (%)	96 ± 2	93 ± 4

El 29% de las muestras analizadas cumplían con lo exigido en la Directiva 271/91/CEE para una carga hidráulica de 0,6 m³/m²-día. Para una carga hidráulica de 0,9 m³/m²-día lo cumplió en el 40% de las muestras. Los primeros ciclos de funcionamiento se realizaron con una carga de 0,6 m³/m²-día, durante los primeros ciclos se constató que se producía una limpieza de la turba, por la que se arrastraban elementos mas finos de la turba que distorsionan en cierta manera los resultados. Estos datos no se consideraron en el estudio estadístico.

Funcionamiento percolando. Turba de Torreblanca (Castellón)

La turba de las Turberas de Torreblanca (Castellón) con funcionamiento en percolación mostró diferencias estadísticamente significativas para funcionamientos con cargas hidráulicas (C_h) de 0,6 y 0,9 m³/m²-día para la variable de respuesta DQO del agua de salida de los lechos (DQO_s), p-valor<0,05. El análisis se realizó considerando dicha variable de respuesta, como factor la carga hidráulica y como covariables el

número de días de funcionamiento (N_días) y la DQO de entrada al lecho (DQO_e). El comportamiento de los rendimientos de eliminación fue análogo.

Para la variable DBO₅ de salida (DBO_s) se obtiene del estudio estadístico que para la carga hidráulica si han existido diferencias estadísticamente significativas (p-valor<0,01). La carga hidráulica provocó diferencias estadísticamente significativas para el rendimiento de eliminación de DBO₅ (R_DBO) siendo el p-valor < 0,01.

Para los sólidos en suspensión de salida (SS_s), el estudio estadístico indicó que los sólidos en suspensión de entrada (SS_e) no afectaron de manera estadísticamente significativa a la variable respuesta SS_s (p-valor = 0,68). Tampoco el número de días en funcionamiento (p-valor=0,52) ni la carga hidráulica (p-valor=0,28).

Tabla IX.4.- Tabla resumen de los parámetros analizados para el funcionamiento de los lechos con Turba de Torreblanca (Castellón) en régimen de percolación.

Parámetros	C_h: 0,6 m ³ /m ² -día	C_h: 0,9 m ³ /m ² -día
DQO_e (mg/litro)	737 ± 190	773 ± 302
DQO_s (mg/litro)	103 ± 38	126 ± 48
R_DQO (%)	86 ± 4	82 ± 9
DBO_e (mg/litro)	276 ± 65	268 ± 61
DBO_s (mg/litro)	32 ± 19	48 ± 17
R_DBO (%)	89 ± 6	80 ± 13
SS_e (mg/litro)	392 ± 129	308 ± 142
SS_s (mg/litro)	10 ± 6	12 ± 6
R_SS (%)	97 ± 2	95 ± 4

Para el funcionamiento por percolación con carga hidráulica de 0,6 m³/m²-día, la turba de Torreblanca cumplió la normativa (Directiva 271/91/CEE) en el 100% de las

muestras tomadas. Para una carga hidráulica de $0,9 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$ tan sólo la cumplió en el 73% de los casos.

CONCLUSIÓN

Nuevamente nos encontramos con una importante capacidad de eliminación sólidos en suspensión, siendo los rendimientos semejante a los obtenidos con turba de El Padul. Esta capacidad no se vió alterada ni por las cargas hidráulicas ensayadas ni por el régimen de funcionamiento, lo que nos indica el efecto depurador mediante eliminación física de los sólidos suspendidos, tal como ya se ha indicado en investigaciones previas (Meunier, 1985; Mclellan and Rock, 1986; Viraraghavan and Kikkeri, 1988).

La pérdida de carga hidráulica, al igual que para la turba de El Padul ocurrió en superficie, no detectándose pérdidas de carga a lo largo de la columna de turba. Esto apoya lo comentado en el parrafo anterior.

Al igual que para la turba de El Padul, el régimen de funcionamiento afectó a la capacidad de eliminación de los parámetros relativos a carga orgánica (DQO y DBO_5) no siendo en ningún momento adecuado a la legislación en régimen inundado.

A diferencia de los resultados obtenidos para la turba de El Padul, mediante la aplicación de la turba de Torreblanca (Castellón) con carga hidráulica de $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$ se consiguieron resultados acordes con las exigencias legislativas, no así con cargas hidráulicas mayores. Esto indica un efecto del sistema sobre la materia orgánica soluble, lo cual sólo puede alcanzarse mediante depuración biológica o fenómenos de

adsorción. Las propiedades de las turbas revelan una peor capacidad absorbente (Tabla IX.1) para la turba de Castellón lo que hace pensar que la materia orgánica soluble se eliminó por procesos biológicos (Brooks et al., 1983; Couillar, 1994). La relación C/N encontrada para esta turba fue inferior a la mostrada por las demás turbas, existiendo un mejor equilibrio entre estos dos nutrientes indispensables para el desarrollo de una biopelícula activa, esto podría justificar los mejores rendimientos obtenidos para esta turba, viéndose afectados por la carga hidráulica tal como se ha descrito para sistemas de biopelícula fija.

TURBA DE LA SIERRA DEL BUYO (LUGO)

Funcionamiento inundado. Turba de la Sierra del Buyo (Lugo)

La turba de la Sierra del Buyo (Lugo) no mostró diferencias estadísticamente significativas para funcionamientos con cargas hidráulicas (C_h) de 0,6 y 0,9 $m^3/m^2 \cdot día$ para la variable de respuesta DQO del agua de salida de los lechos (DQO_s). El análisis se realizó considerando dicha variable de respuesta, como factor la carga hidráulica y como covariables el número de días de funcionamiento ($N_{días}$) y la DQO de entrada al lecho (DQO_e). Así, la carga hidráulica no afectó significativamente a la variable de respuesta DQO_s (p -valor=0,49). El comportamiento de la variable de respuesta rendimiento de eliminación de DQO (R_{DQO}) tuvo un comportamiento análogo y la carga hidráulica no le afectó provocando diferencias estadísticamente significativas.

Para la variable DBO_5 de salida (DBO_s) se obtuvo del estudio estadístico que la carga hidráulica (p -valor<0,05) produjo diferencias estadísticamente significativas en la variable de respuesta. El rendimiento de eliminación de DBO_5 (R_{DBO}) presentó un análisis estadístico muy similar, existiendo diferencias estadísticamente significativas para el factor carga hidráulica.

Para los sólidos en suspensión de salida (SS_s), el estudio estadístico indicó que los sólidos en suspensión de entrada (SS_e) no afectaron de manera estadísticamente significativa a la variable respuesta SS_s (p -valor = 0,18), aunque si al rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión (R_{SS}) p -valor < 0,05. La variable de respuesta SS_s no se vió afectada estadísticamente por los SS_e (p -valor=0,18), ni por el número de días en funcionamiento ($N_{días}$, p -valor=0,56) ni por la carga hidráulica (p -

valor=0,54). Para R_SS, no existieron diferencias estadísticamente significativas para la carga hidráulica (p-valor=0,51).

Tabla IX.5.- Tabla resumen de los parámetros analizados para el funcionamiento de los lechos con Turba de la Sierra del Buyo (Lugo) en régimen de inundación.

Parámetros	C_h: 0,6 m ³ /m ² -día	C_h: 0,9 m ³ /m ² -día
DQO_e (mg/litro)	1065 ± 326	913 ± 242
DQO_s (mg/litro)	337 ± 116	330 ± 95
R_DQO (%)	66 ± 13	62 ± 12
DBO_e (mg/litro)	352 ± 52	418 ± 58
DBO_s (mg/litro)	108 ± 46	134 ± 48
R_DBO (%)	69 ± 13	68 ± 11
SS_e (mg/litro)	411 ± 135	344 ± 80
SS_s (mg/litro)	19 ± 22	14 ± 9
R_SS (%)	95 ± 7	95 ± 4

La Directiva 271/91/CEE se cumplió en el 17% de las muestras analizadas para una carga hidráulica de 0,6 m³/m²-día y el mismo porcentaje para la carga hidráulica de 0,9 m³/m²-día.

Funcionamiento percolando. Turba de la Sierra del Buyo (Lugo)

La turba de la Sierra del Buyo (Lugo) con funcionamiento en percolación mostró diferencias estadísticamente significativas para funcionamientos con cargas hidráulicas (C_h) de 0,6 y 0,9 $m^3/m^2 \cdot día$ para la variable de respuesta DQO del agua de salida de los lechos (DQO_s). El análisis estadístico se realizó considerando dicha variable de respuesta, como factor la carga hidráulica y como covariables el número de días de funcionamiento ($N_{días}$) y la DQO de entrada al lecho (DQO_e). Así, la carga hidráulica (C_h) afectó significativamente a la variable de respuesta DQO_s (p -valor $<0,05$).

Si se considera la variable rendimiento de eliminación de DQO (R_{DQO}) como variable de respuesta, y los mismos factores y covariables descritos anteriormente se concluye que la carga hidráulica (C_h) también afectó de manera significativa al R_{DQO} (p -valor $<0,05$).

Para la variable DBO_5 de salida (DBO_s) se obtuvo del estudio estadístico que la carga hidráulica (p -valor $<0,01$) provocó diferencias estadísticamente significativas. El rendimiento de eliminación de DBO_5 (R_{DBO}) presentó un análisis estadístico muy similar. La carga hidráulica (p -valor $<0,01$) provocó diferencias estadísticamente significativas en la variable de respuesta R_{DBO} .

Para los sólidos en suspensión de salida (SS_s), el estudio estadístico indicó que los sólidos en suspensión de entrada (SS_e) no afectaron de manera estadísticamente significativa a la variable respuesta SS_s (p -valor = 0,23). Tampoco se vió afectada por el número de días en funcionamiento ($N_{días}$) con p -valor=0,19. La carga hidráulica (C_h) no afectó a la salida de sólidos en suspensión (p -valor = 0,11), ya que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas. Para la variable de respuesta

Rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión (R_SS), tampoco la carga hidráulica (p-valor=0,13) produjo diferencias estadísticamente significativas en el comportamiento de la variable de respuesta.

Tabla IX.6.- Tabla resumen de los parámetros analizados para el funcionamiento de los lechos con Turba de la Sierra del Buyo (Lugo) en régimen de percolación.

Parámetros	C_h: 0,6 m ³ /m ² ·día	C_h: 0,9 m ³ /m ² ·día
DQO_e (mg/litro)	1065 ± 326	913 ± 242
DQO_s (mg/litro)	178 ± 136	267 ± 113
R_DQO (%)	83 ± 9	69 ± 14
DBO_e (mg/litro)	352 ± 52	418 ± 58
DBO_s (mg/litro)	45 ± 22	106 ± 49
R_DBO (%)	87 ± 6	74 ± 13
SS_e (mg/litro)	411 ± 135	344 ± 80
SS_s (mg/litro)	12 ± 15	21 ± 14
R_SS (%)	96 ± 5	93 ± 5

Para el funcionamiento por percolación con carga hidráulica de 0,6 m³/m²·día, la turba de la Sierra del Buyo cumplió la normativa (Directiva 271/91/CEE) en el 75% de las muestras tomadas. Para una carga hidráulica de 0,9 m³/m²·día la cumplió en el 33% de los casos.

CONCLUSIÓN

Al igual que las otras turbas, nos encontramos de nuevo con una importante capacidad de eliminación sólidos en suspensión, siendo los rendimientos semejantes a los obtenidos con turba de El Padul y Torreblanca. Esta capacidad no se vió alterada ni por las cargas hidráulicas ensayadas ni por el régimen de funcionamiento, lo que nos indica el efecto depurador mediante filtración. Nuevamente la pérdida de carga

hidráulica, al igual que para la turba de El Padul y Torreblanca ocurrió únicamente en superficie, no detectándose pérdidas de carga a lo largo de la columna de turba.

Al igual que para la turba de El Padul y Torreblanca, el régimen de funcionamiento afectó a la capacidad de eliminación de los parámetros relativos a carga orgánica (DQO y DBO₅) no siendo en ningún momento adecuado a la legislación en régimen inundado. El mayor tiempo de retención hidráulica presentado en el sistema inundado permitió que parte de la materia orgánica de la turba sea arrastrada reduciendo los rendimientos. Esta fue detectada igualmente para el sistema de percolación con baja carga hidráulica (Nichols and Boelter, 1982).

Los resultados obtenidos con esta turba están muy próximos a cumplir las exigencias legislativas (para una carga de 0,6 m³/m²·día), aunque no llegan a ajustarse totalmente. Para una carga hidráulica superior los rendimientos fueron mucho peores.

El comportamiento estadístico de la turba del Buyo para depuración de aguas residuales urbanas fue semejante al que mostró la turba de Torreblanca (Castellón). A diferencia de los resultados obtenidos por la turba de Torreblanca, los obtenidos con la turba de la Sierra del Buyo fueron peores, no llegando a cumplir las exigencias legislativas. La carga hidráulica fue fundamental para los resultados obtenidos para los parámetros de contaminación orgánica (DQO y DBO₅) alejándose mucho de las exigencias de la Directiva 271/91/CEE para un aumento de carga hidráulica de 0,6 a 0,9 m³/m²·día. Esta parece influir en la capacidad de adsorción y degradación biológica de la materia orgánica disuelta presente en el agua (Martin, 1991; Bel'kevich et al, 1983).

TURBA DE LITUANIA

Funcionamiento inundado. Turba de Lituania

La turba de Lituania no mostró diferencias estadísticamente significativas para funcionamientos con cargas hidráulicas (C_h) de 0,6 y 0,9 $m^3/m^2 \cdot día$ para la variable de respuesta DQO del agua de salida de los lechos (DQO_s). El análisis se realizó considerando dicha variable de respuesta, como factor la carga hidráulica y como covariables el número de días de funcionamiento (N_{días}) y la DQO de entrada al lecho (DQO_e). Así, la carga hidráulica no ha afectó significativamente a la variable de respuesta DQO_s (p-valor = 0,71).

Si se considera la variable rendimiento de eliminación de DQO (R_{DQO}) como variable de respuesta, y los mismos factores y covariables descritos anteriormente se concluye que la carga hidráulica (C_h) no afectó de manera significativa al R_{DQO} (p-valor = 0,73).

Para la variable DBO₅ de salida (DBO_s) se obtiene del estudio estadístico que la carga hidráulica (p-valor=0,07) no afectó ya que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas.

Para los sólidos en suspensión de salida (SS_s), el estudio estadístico indicó que los sólidos en suspensión de entrada (SS_e) no afectaron de manera estadísticamente significativa a la variable respuesta SS_s (p-valor = 0,68). La variable SS_S no se vió afectada por la carga hidráulica (C_h) donde el p-valor=0,76. Tampoco la variable de respuesta R_{SS} se vió afectada por la C_h , p-valor=0,44. La covariable número de días

en funcionamiento (N_días) no influyó en ninguna de las dos variables de respuesta (SS_s y R_SS) con p-valores > 0,05.

Tabla IX.7.- Tabla resumen de los parámetros analizados para el funcionamiento de los lechos con Turba de Lituania en régimen de inundación.

Parámetros	C_h: 0,6 m ³ /m ² ·día	C_h: 0,9 m ³ /m ² ·día
DQO_e (mg/litro)	1065 ± 326	913 ± 242
DQO_s (mg/litro)	355 ± 194	330 ± 195
R_DQO (%)	66 ± 14	62 ± 12
DBO_e (mg/litro)	352 ± 52	418 ± 58
DBO_s (mg/litro)	123 ± 44	134 ± 48
R_DBO (%)	65 ± 13	68 ± 11
SS_e (mg/litro)	411 ± 135	344 ± 80
SS_s (mg/litro)	10 ± 7	14 ± 9
R_SS (%)	97 ± 2	95 ± 4

La Directiva 271/91/CEE se cumplió en el 8% de las muestras analizadas para una carga hidráulica de 0,6 m³/m²·día y funcionamiento inundado. Para un funcionamiento inundado y carga hidráulica de 0,9 m³/m²·día se cumplió lo exigido por la Directiva en el 25% de las muestras analizadas.

Funcionamiento percolando. Turba de Lituania

La turba de Lituania con funcionamiento en percolación no mostró diferencias estadísticamente significativas para funcionamientos con cargas hidráulicas (C_h) de 0,6 y 0,9 m^3/m^2 -día para la variable de respuesta DQO del agua de salida de los lechos (DQO_s), p -valor=0,21. El análisis se realizó considerando dicha variable de respuesta, como factor la carga hidráulica y como covariables el número de días de funcionamiento ($N_{días}$) y la DQO de entrada al lecho (DQO_e).

Si se considera la variable rendimiento de eliminación de DQO (R_{DQO}) como variable de respuesta, y los mismos factores y covariables descritos anteriormente se concluye que la carga hidráulica (C_h) no afectó de manera significativa al R_{DQO} (p -valor=0,09).

Para la variable DBO_5 de salida (DBO_s) se obtuvo del estudio estadístico que para la carga hidráulica no han existido diferencias estadísticamente significativas (p -valor=0,42). La carga hidráulica no provocó diferencias estadísticamente significativas para el rendimiento de eliminación de DBO_5 (R_{DBO}) el p -valor fue igual a 0,33.

Para los sólidos en suspensión de salida (SS_s), el estudio estadístico indicó que los sólidos en suspensión de entrada (SS_e) no afectaron de manera estadísticamente significativa a la variable respuesta SS_s (p -valor = 0,60). El número de días en funcionamiento ($N_{días}$) sí afectó a la variable respuesta (p -valor<0,05). La carga hidráulica no afectó (p -valor=0,07). El rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión (R_{SS}) tampoco se vio afectado por la carga hidráulica (p -valor=0,18).

Tabla IX.8.- Tabla resumen de los parámetros analizados para el funcionamiento de los lechos con Turba de Torreblanca (Castellón) en régimen de percolación.

Parámetros	C _h : 0,6 m ³ /m ² -día	C _h : 0,9 m ³ /m ² -día
DQO _e (mg/litro)	1065 ± 326	913 ± 242
DQO _s (mg/litro)	193 ± 136	187 ± 74
R _{DQO} (%)	82 ± 10	78 ± 10
DBO _e (mg/litro)	352 ± 52	418 ± 58
DBO _s (mg/litro)	96 ± 41	95 ± 52
R _{DBO} (%)	72 ± 12	77 ± 12
SS _e (mg/litro)	411 ± 135	344 ± 80
SS _s (mg/litro)	11 ± 8	15 ± 11
R _{SS} (%)	97 ± 3	95 ± 3

Para el funcionamiento por percolación con carga hidráulica de 0,6 m³/m²-día, la turba de Torreblanca cumplió la normativa (Directiva 271/91/CEE) en el 58% de las muestras tomadas. Para una carga hidráulica de 0,9 m³/m²-día la cumplió en el 58% de los casos igualmente.

CONCLUSIÓN

Al igual que las otras turbas, existe una gran capacidad de eliminación sólidos en suspensión, siendo los rendimientos semejantes a los obtenidos con turba de El Padul, Torreblanca y Sierra del Buyo. Esta capacidad no se vio alterada ni por las cargas hidráulicas ensayadas ni por el régimen de funcionamiento, lo que nos indica el efecto depurador mediante eliminación por filtración de sólidos suspendidos.

La pérdida de carga hidráulica, al igual que para la turba de El Padul, Torreblanca y Sierra del Buyo ocurrió únicamente en superficie, no detectándose pérdidas de carga a lo largo de la columna de turba (las pérdidas de carga superficiales se detectaron a partir de 14 ó 15 días de funcionamiento. Esto apoya lo comentado en el párrafo anterior.

Al igual que para la turba de El Padul, Torreblanca y Sierra del Buyo, el régimen de funcionamiento afectó a la capacidad de eliminación de los parámetros relativos a carga orgánica (DQO y DBO₅) no siendo en ningún momento adecuado a la legislación en régimen inundado, donde se observaron peores resultados que funcionando por percolación.

La carga hidráulica, como factor, no produjo diferencias estadísticamente significativas para los parámetros de contaminación orgánica (DQO y DBO₅) ni para los Sólidos en suspensión. alejándose de las exigencias de la Directiva 271/91/CEE para las dos cargas hidráulicas probadas (0,6 y 0,9 m³/m²·día).

De todas las turbas probadas, esta presenta un efecto depurador únicamente basado en la eliminación de contaminantes por filtración, esto viene confirmado por el estudio estadístico que no detectó diferencias estadísticamente significativas para las variables de respuesta DBO₅, DQO y SS (y sus rendimientos respectivos) en función de la carga hidráulica aplicada.

A continuación se presentan, a modo de resumen, los resultados medios y desviaciones estandar obtenidos para los distintos parámetros de control de contaminación (de las aguas residuales aplicadas a los lechos de turba) durante la investigación de fondo.

Tabla IX.9.- Resumen de los parámetros analizados para el funcionamiento de los lechos con las cuatro turbas en régimen de inundación ⁽¹⁾ y percolación ⁽²⁾.

Parámetros	Turba de El Padul		Turba de Torreblanca		Turba del Buyo		Turba Lituana	
	C _h : 0,6 m ³ /m ² -día	C _h : 0,9 m ³ /m ² -día	C _h : 0,6 m ³ /m ² -día	C _h : 0,9 m ³ /m ² -día	C _h : 0,6 m ³ /m ² -día	C _h : 0,9 m ³ /m ² -día	C _h : 0,6 m ³ /m ² -día	C _h : 0,9 m ³ /m ² -día
DQO _e (ppm)	737 ± 190	773 ± 302	737 ± 190	773 ± 302	1065 ± 326	913 ± 242	1065 ± 326	913 ± 242
DQO _s (ppm) ¹	730 ± 206	443 ± 120	193 ± 55	184 ± 47	337 ± 116	330 ± 95	355 ± 194	330 ± 195
DQO _s (ppm) ²	188 ± 73	197 ± 56	103 ± 38	126 ± 48	178 ± 136	267 ± 113	193 ± 136	187 ± 74
R _{DQO} (%) ¹	-3,5 ± 36	37 ± 21	72 ± 11	74 ± 10	66 ± 13	62 ± 12	66 ± 14	62 ± 12
R _{DQO} (%) ²	73 ± 13	71 ± 13	86 ± 4	82 ± 9	83 ± 9	69 ± 14	82 ± 10	78 ± 10
DBO _e (ppm)	276 ± 65	268 ± 61	276 ± 65	268 ± 61	352 ± 52	418 ± 58	352 ± 52	418 ± 58
DBO _s (ppm) ¹	64 ± 16	58 ± 16	75 ± 23	60 ± 10	108 ± 46	134 ± 48	123 ± 44	134 ± 48
DBO _s (ppm) ²	27 ± 29	31 ± 11	32 ± 19	48 ± 17	45 ± 22	106 ± 49	96 ± 41	95 ± 52
R _{DBO} (%) ¹	76 ± 6	77 ± 7	72 ± 8	76 ± 8	69 ± 13	68 ± 11	65 ± 13	68 ± 11
R _{DBO} (%) ²	90 ± 9	87 ± 7	89 ± 6	80 ± 13	87 ± 6	74 ± 13	72 ± 12	77 ± 12
SS _e (ppm)	392 ± 129	308 ± 142	392 ± 129	308 ± 142	411 ± 135	344 ± 80	411 ± 135	344 ± 80
SS _s (ppm) ¹	61 ± 52	15 ± 11	14 ± 5	19 ± 12	19 ± 22	14 ± 9	10 ± 7	14 ± 9
SS _s (ppm) ²	17 ± 15	10 ± 7	10 ± 6	12 ± 6	12 ± 16	21 ± 14	11 ± 8	15 ± 11
R _{SS} (%) ¹	84 ± 14	94 ± 5	96 ± 2	93 ± 4	95 ± 7	95 ± 4	97 ± 2	95 ± 4
R _{SS} (%) ²	96 ± 3	96 ± 4	97 ± 2	95 ± 4	97 ± 5	93 ± 5	97 ± 3	95 ± 3

IX.8.- FASE III.

Se plantea, como culminación de los estudios realizados en la investigación de fondo, si existe la posibilidad de conseguir mayores rendimientos con esta tecnología. La forma de poder conseguir mayores rendimientos sin tener que recurrir a ningún otro tipo de sistema, es mediante un funcionamiento en serie. Para esto, se decide poner dos líneas en funcionamiento:

1. Turba de Torreblanca de 1ª y 2ª Etapa. Se elige esta disposición para ver, con la turba que en fase 1 y 2 consiguió mayores rendimientos, hasta donde puede llegar el sistema.
2. Turba Lituana de 1ª Etapa seguida de un lecho de turba de Torreblanca en 2ª Etapa. Para comprobar si con un filtro con menor rendimiento en DQO y DBO₅ en 1ª etapa se consiguen en 2ª Etapa los rendimientos y parámetros que se obtienen en la línea 1 y si son acordes con la legislación.

Se optó por subir las cargas hidráulicas probadas anteriormente a 1,2 y 1,8 m³/m²·día para, a pesar de conseguir rendimientos menores en 1ª Etapa (especialmente en el caso de la turba de Torreblanca), ver si es posible diseñar un sistema equivalente (superficie del mismo orden de magnitud) al de única etapa que cumpla con los rendimientos exigidos en la Directiva 271/91/CEE.

Turba lituana – Turba de Torreblanca (Castellón)

DQO.-

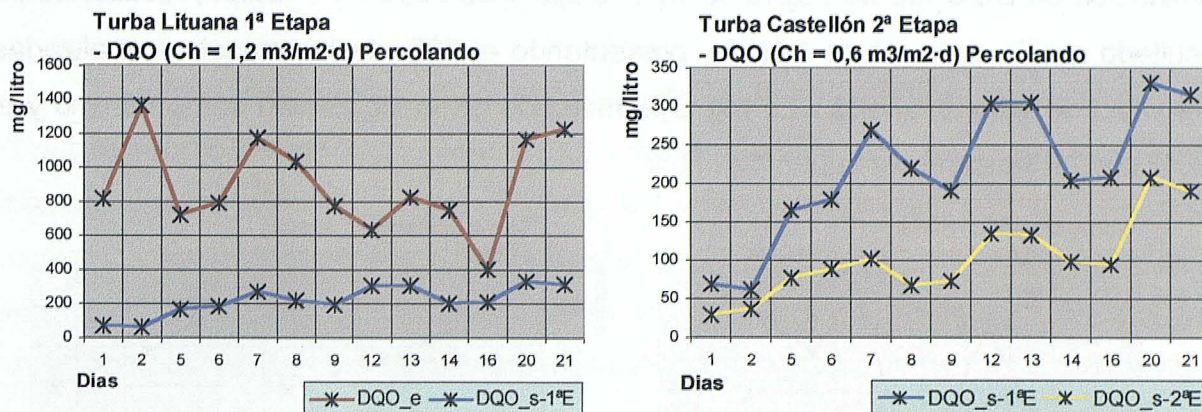


Fig.IX.50.- Representación de la DQO de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas anotadas en las figuras.

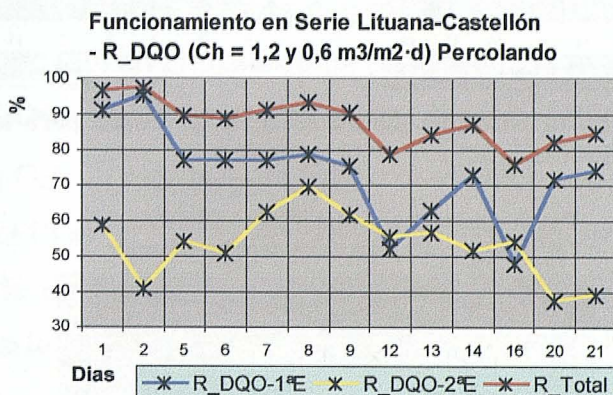


Fig.IX.51.- Rendimientos de eliminación de DQO en 1ª Etapa (Turba Lituana) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de 1,2 m³/m²-día en 1ª Etapa y 0,6 m³/m²-día en 2ª Etapa.

Se observa gráficamente (Fig.IX.50 y IX.51) como afectó a la DQO del efluente de salida del lecho en 2ª Etapa el número de días en funcionamiento así como la DQO de entrada al lecho, tal y como revelaba el estudio estadístico para esta carga hidráulica (0,6 m³/m²-día) para la turba de Torreblanca (Castellón). El rendimiento total es mayor

que con sólo una etapa, siendo la DQO inferior a 125 mg O₂/l en primera etapa el 15% de las muestras analizadas y en 2ª etapa el 69%. La DQO media de salida en 1ª etapa fue de 217±87 mg O₂/l, y en 2ª etapa de 102±41 mg O₂/l. El rendimiento medio de eliminación en DQO fue de 73±13 % en 1ª etapa y de 53±9 en 2ª etapa, resultando un resultado medio conjunto de 88±7%, presentando el 69% de las muestras analizadas una DQO de valor inferior a 125 mg O₂/l, marcado en la legislación como mínimo y el 100% con un rendimiento superior al 75%.

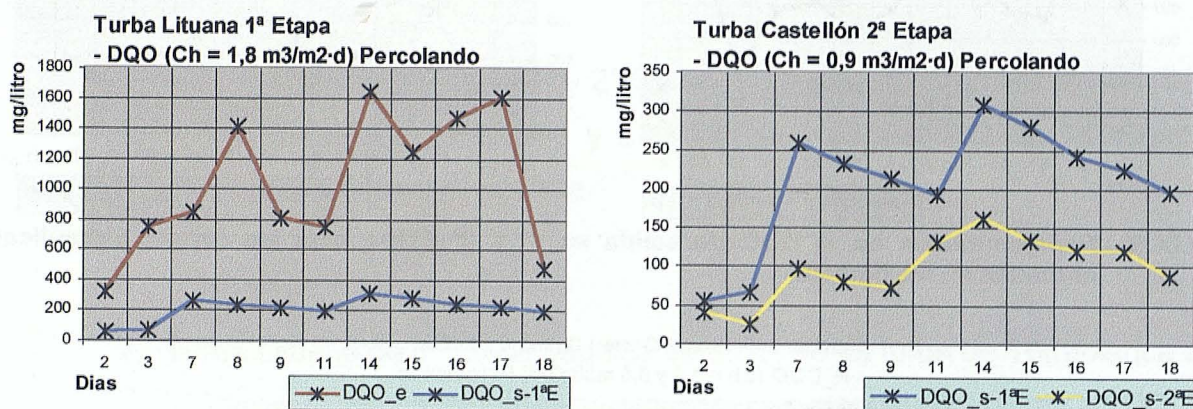


Fig.IX.52.- Representación de la DQO de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas anotadas en las figuras.

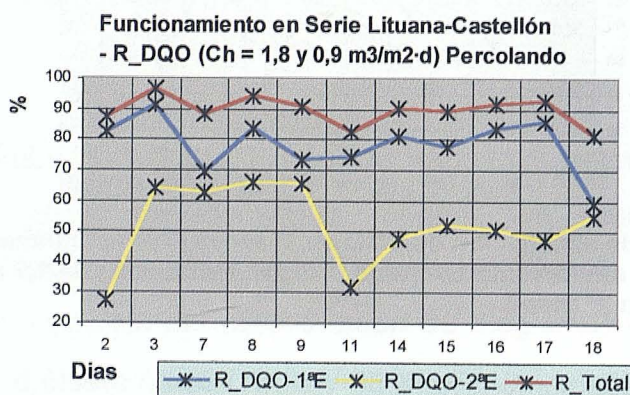


Fig.IX.53.- Rendimientos de eliminación de DQO en 1ª Etapa (Turba Lituana) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de 1,8 m³/m²-día en 1ª Etapa y 0,9 m³/m²-día en 2ª Etapa.

Se observa gráficamente (Fig.IX.52 y IX.53) como afecta a la DQO del efluente de salida del lecho en 2ª Etapa el número de días en funcionamiento así como la DQO de entrada al lecho, tal y como revelaba el estudio estadístico para esta carga hidráulica ($0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{día}$) para la turba de Torreblanca (Castellón).

Se aprecian escalones de funcionamiento, perdiendo rendimiento en un día y los días posteriores recuperando parte del rendimiento perdido, esto va asociado a bajadas instantáneas de la lámina de agua superficial (lámina conseguida por pérdida de carga) motivados a su vez por desprendimientos de la capa de fango acumulada en la superficie del lecho. Conforme el filtro se va obturando la retención es mayor y el rendimiento aumenta. Hay una gran correlación entre la DQO de entrada al 2º lecho en serie y la DQO de salida del mismo.

El rendimiento total, entre las dos etapas, fue mayor que con solo una, siendo la DQO inferior a $125 \text{ mg O}_2/\text{l}$ en primera etapa el 18% de las muestras analizadas y en 2ª etapa el 73%. La DQO media de salida en 1ª etapa fue de $206\pm 80 \text{ mg O}_2/\text{l}$, y en 2ª etapa de $97\pm 41 \text{ mg O}_2/\text{l}$. El rendimiento medio de eliminación en DQO fue de $78\pm 13 \%$ en 1ª etapa y de 52 ± 13 en 2ª etapa, resultando un resultado medio conjunto de $90\pm 5\%$, presentando el 73% de las muestras analizadas una DQO de valor inferior a $125 \text{ mg.O}_2/\text{l}$, marcado en la legislación como mínimo y el 100% con un rendimiento superior al 75%.

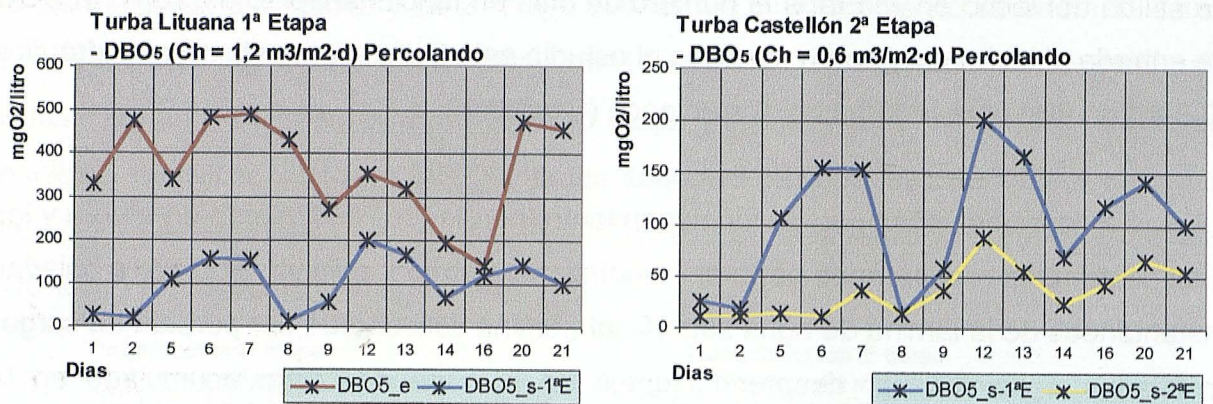
DBO₅-

Fig.IX.54.- Representación de la DBO₅ de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas anotadas en las gráficas.

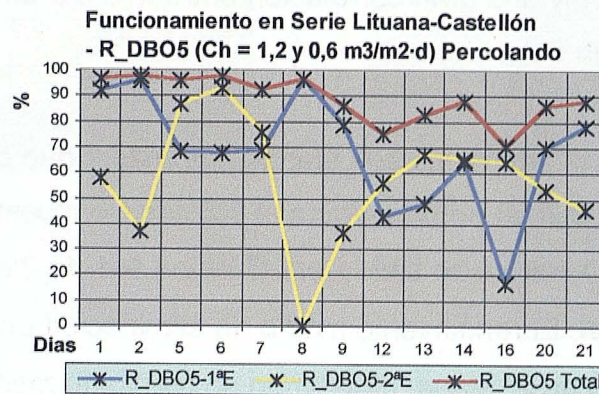


Fig.IX.55.- Rendimientos de eliminación de DBO₅ en 1ª Etapa (Turba Lituana) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de 1,2 m³/m²-día en 1ª Etapa y 0,6 m³/m²-día en 2ª Etapa.

El rendimiento de eliminación de DBO₅ (R_DBO₅) para las cargas hidráulicas indicadas en la figura IX.54 fué oscilante, cuando el lecho en 1ª etapa consiguió un R_DBO₅ menor, el lecho en 2ª Etapa tuvo un R_DBO₅ mayor. El rendimiento total fué mayor que con sólo una etapa, siendo la DBO₅ inferior a 25 mg O₂/l en primera etapa el 15% de las muestras analizadas y en 2ª etapa el 46%. La DBO₅ media de salida en 1ª etapa fue de 102±61 mg O₂/l, y en 2ª etapa de 36±25 mg O₂/l. El rendimiento medio de eliminación en DBO₅ fue de 68±13 % en 1ª etapa y de 57±24 en 2ª etapa, resultando un

resultado medio conjunto de $89 \pm 9\%$, presentando el 46% de las muestras analizadas una DBO_5 de valor inferior a 25 mg/l, marcado en la legislación como mínimo y el 100% con un rendimiento superior al 70%.

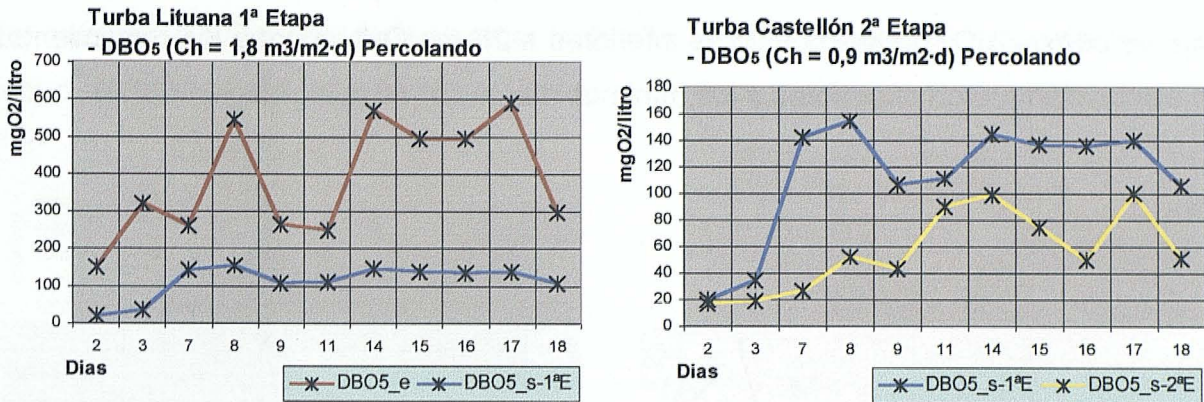


Fig.IX.56.- Representación de la DBO_5 de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas anotadas en las gráficas.

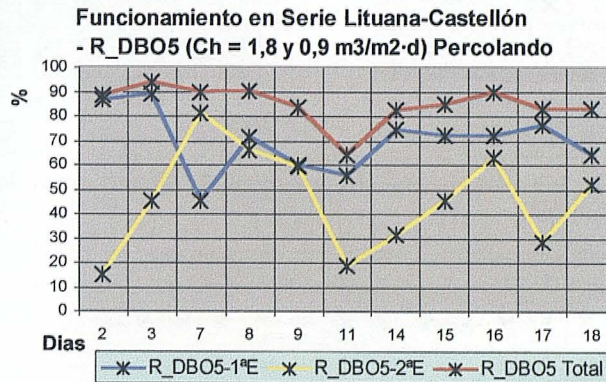


Fig.IX.57.- Rendimientos de eliminación de DBO_5 en 1ª Etapa (Turba Lituana) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de $1,8 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$ en 1ª Etapa y $0,9 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$ en 2ª Etapa.

Con las dos etapas se consiguió un mayor rendimiento que con solo una, siendo la DBO_5 inferior a 25 mg O_2/l en primera etapa el 9% de las muestras analizadas y en 2ª etapa el 18%. La DBO_5 media de salida en 1ª etapa fue de $112 \pm 45 \text{ mg } O_2/l$, y en 2ª etapa de $70 \pm 13 \text{ mg } O_2/l$. El rendimiento medio de eliminación en DBO_5 fue de $70 \pm 13 \%$

en 1ª etapa y de $39 \pm 29\%$ en 2ª etapa, resultando un resultado medio conjunto de $83 \pm 11\%$, presentando, como se ha mencionado el 18% de las muestras analizadas una DBO_5 de valor inferior a $25 \text{ mg O}_2/\text{l}$, marcado en la legislación como mínimo y el 91% con un rendimiento superior al 70%. De esto se desprende que el sistema no sirvió para obtener como DBO_5 de salida valores inferiores a $25 \text{ mg O}_2/\text{l}$, aunque los rendimientos de eliminación fueron superiores a los mínimos marcados en la legislación (70%).

SS.-

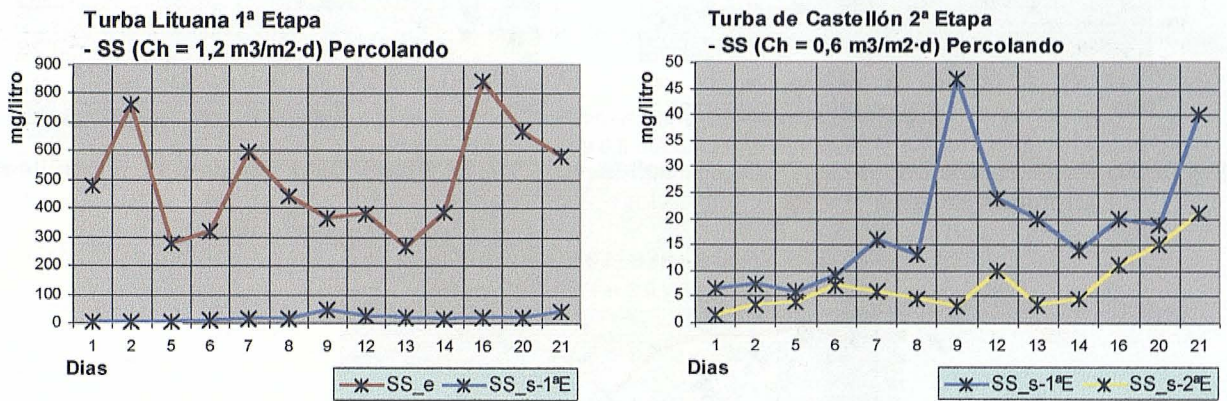


Fig.IX.58.- Representación de los SS de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas anotadas en las gráficas.

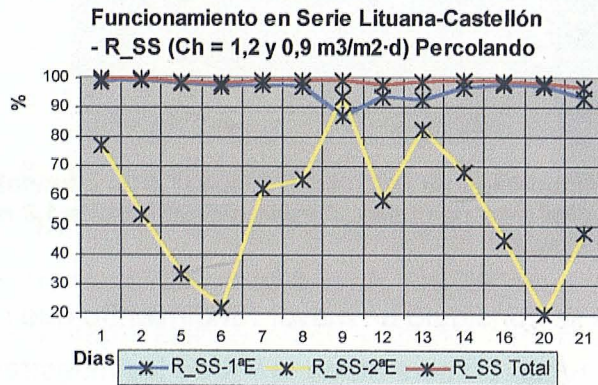


Fig.IX.59.- Rendimientos de eliminación de SS en 1ª Etapa (Turba Lituana) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de $1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$ en 1ª Etapa y $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$ en 2ª Etapa.

Con una sola etapa el rendimiento en eliminación de sólidos en suspensión (SS) fue muy alto. Con dos etapas esto siguió siendo así apoyando puntualmente el segundo lecho en serie salidas de SS mas altas del primer lecho en serie para aumentar el rendimiento en eliminación en el segundo. El rendimiento conjunto fué muy parecido. Se obtuvieron SS de salida del primer lecho de 17 ± 5 mg/l y de 13 ± 4 mg/l del segundo lecho en serie (Fig.IX.59 y IX.60).

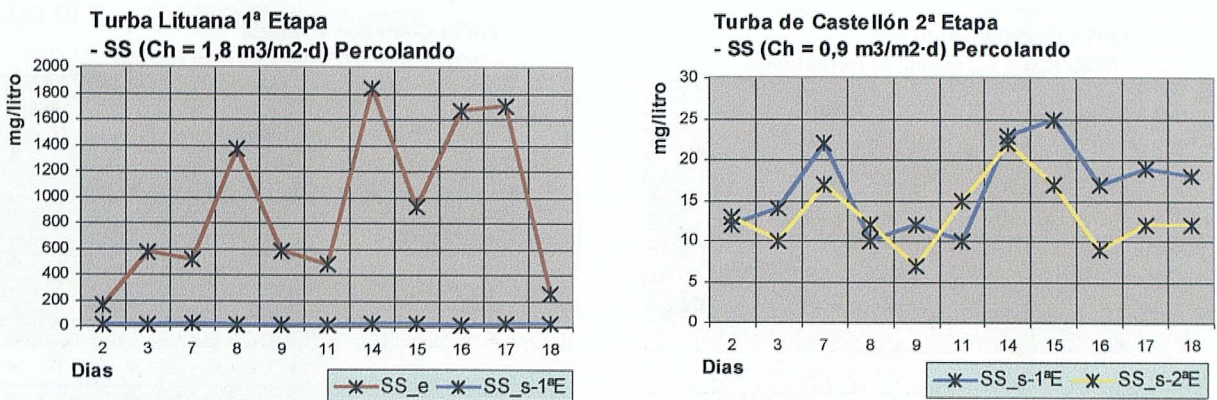


Fig.IX.60.- Representación de los SS de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas anotadas en las gráficas.

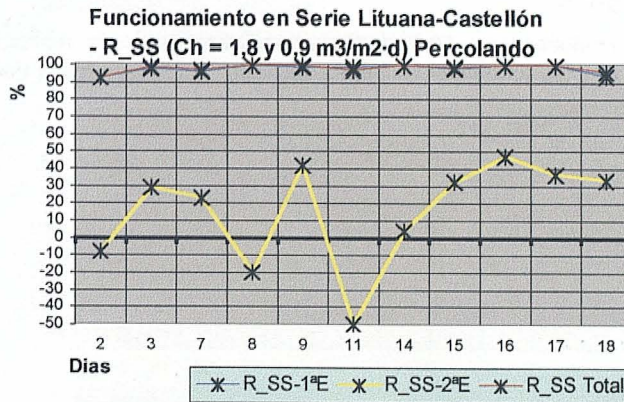


Fig.IX.61.- Rendimientos de eliminación de SS en 1ª Etapa (Turba Lituana) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de $1,8 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$ en 1ª Etapa y $0,9 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$ en 2ª Etapa

Con cargas hidráulicas mas altas ($1,8$ y $0,9 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$ frente a $1,2$ y $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-día}$) el segundo lecho no contribuyó, en la práctica, a la eliminación global de

sólidos en suspensión, resultando que el rendimiento medio de eliminación de SS del segundo lecho fue de 15 ± 30 %.

Turba de Torreblanca (Castelón) – Turba de Torreblanca (Castellón)

DQO.-

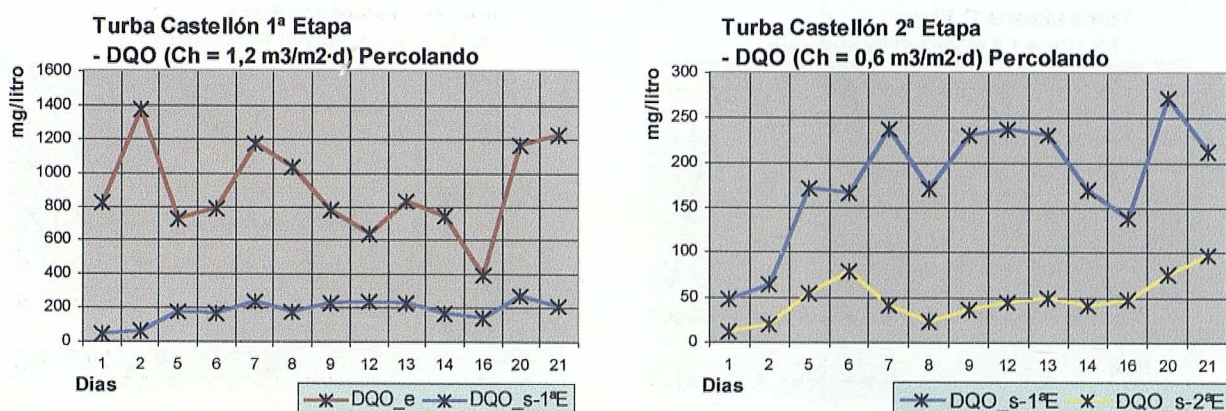


Fig.IX.62.- Representación de la DQO de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas anotadas en las figuras.

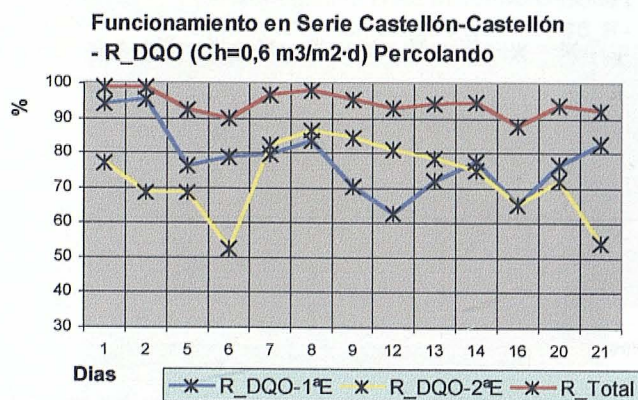


Fig.IX.63.- Rendimientos de eliminación de DQO en 1ª Etapa (Turba de Torreblanca) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de 1,2 m³/m²-día en 1ª Etapa y 0,6 m³/m²-día en 2ª Etapa.

El rendimiento total fué mayor que con sólo una etapa, siendo la DQO inferior a 125 mg O₂/l en primera etapa el 15% de las muestras analizadas y en 2ª etapa el 100%.

La DQO media de salida en 1ª etapa fue de 181 ± 67 mg O₂/l, y en 2ª etapa de 48 ± 25 mg.O₂/l. El rendimiento medio de eliminación en DQO fue de 78 ± 10 % en 1ª etapa y de $73 \pm 11\%$ en 2ª etapa, resultando un resultado medio conjunto de $94 \pm 3\%$, presentando el 100% de las muestras analizadas una DQO de valor inferior a 125 mg O₂/l, marcado en la legislación como mínimo y el 100% con un rendimiento superior al 75%. Para las mismas cargas hidráulicas se alcanzaron valores de salida inferiores a los obtenidos con el funcionamiento en serie de los lechos con turba de Lituania y Torreblanca.

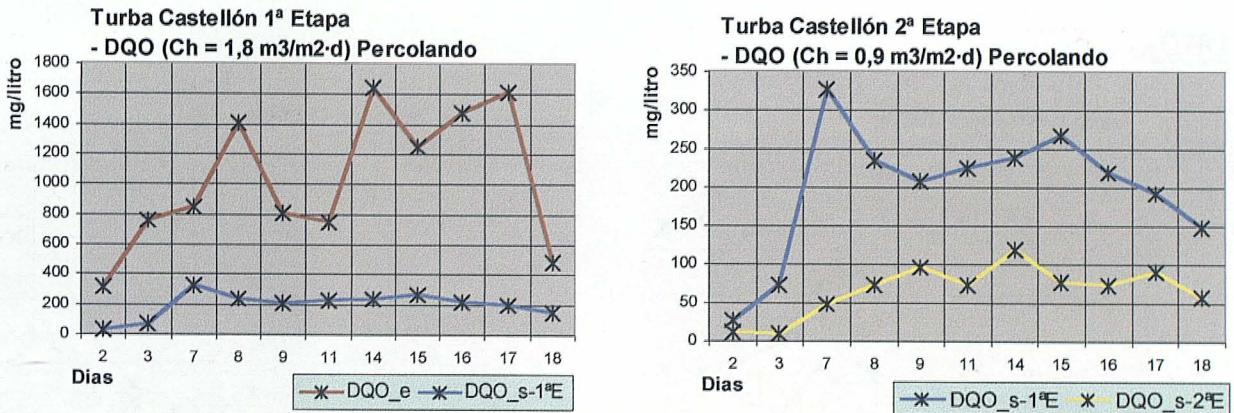


Fig.IX.64.- Representación de la DQO de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas anotadas en las figuras.

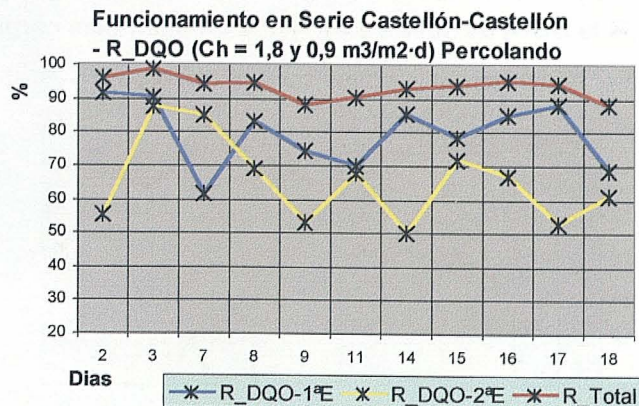


Fig.IX.65.- Rendimientos de eliminación de DQO en 1ª Etapa (Turba de Torreblanca) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de 1,8 m³/m²-día en 1ª Etapa y 0,9 m³/m²-día en 2ª Etapa.

El rendimiento total, entre las dos etapas, fué mayor que con solo una, siendo la DQO inferior a 125 mg O₂/l en primera etapa el 18% de las muestras analizadas y en 2ª etapa el 100%. La DQO media de salida en 1ª etapa fue de 196±85 mg O₂/l, y en 2ª etapa de 66±33 mg O₂/l. El rendimiento medio de eliminación en DQO fue de 80±10 % en 1ª etapa y de 65±13% en 2ª etapa, resultando un resultado medio conjunto de 93±3%, presentando el 100% de las muestras analizadas una DQO de valor inferior a 125 mg O₂/l, y un rendimiento superior al 75% (Fig.IX.64 y IX.65) mínimos exigibles.

DBO₅-

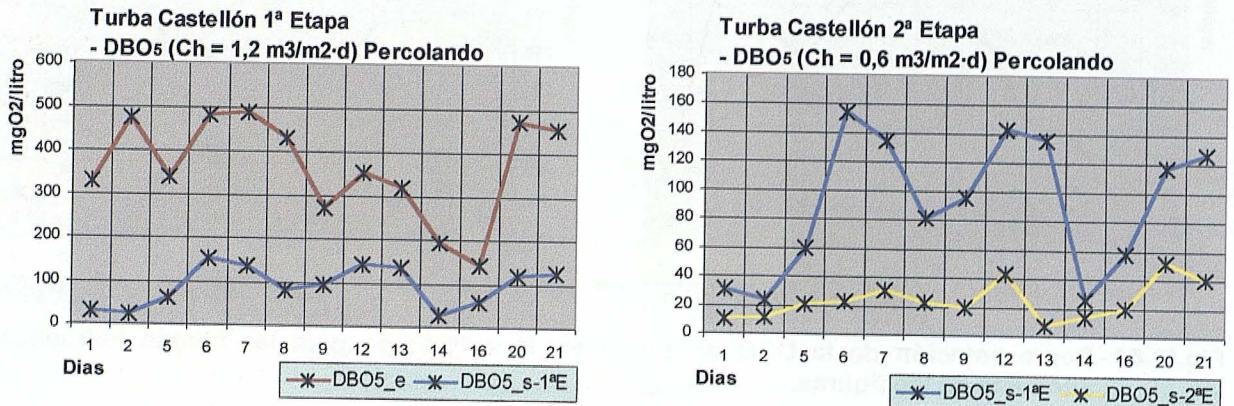


Fig.IX.66.- Representación de la DBO₅ de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas.

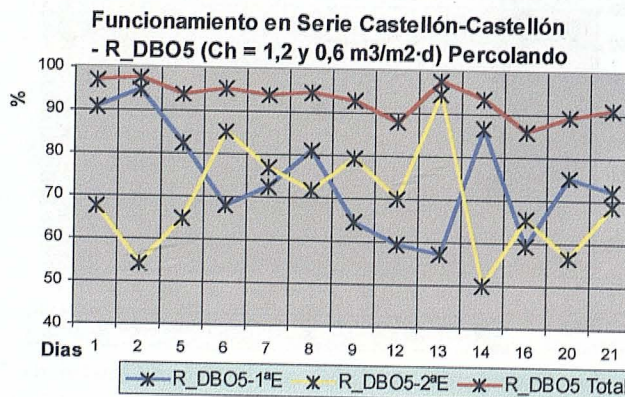


Fig.IX.67.- Rendimientos de eliminación de DBO₅ en 1ª Etapa (Turba de Torreblanca) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de 1,2 m³/m²·día en 1ª Etapa y 0,6 m³/m²·día en 2ª Etapa.

El rendimiento de eliminación de DBO_5 (R_{DBO5}) para las cargas hidráulicas indicadas en la figura IX.66 es oscilante, cuando el lecho en 1ª etapa consigue un R_{DBO5} menor, el lecho en 2ª Etapa tiene un R_{DBO5} mayor.

El rendimiento total fué mayor que con sólo una etapa, siendo la DBO_5 inferior a 25 mg O_2/l en primera etapa el 8% de las muestras analizadas y en 2ª etapa el 69%. La DBO_5 media de salida en 1ª etapa fue de 91 ± 48 mg O_2/l , y en 2ª etapa de 24 ± 14 mg O_2/l .

El rendimiento medio de eliminación en DBO_5 fue de 74 ± 12 % en 1ª etapa y de 70 ± 12 en 2ª etapa, da lugar a un resultado medio conjunto de 93 ± 4 %, presentando el 69% de las muestras analizadas una DBO_5 de valor inferior a 25 mg O_2/l , marcado en la legislación como mínimo y el 100% con un rendimiento superior al 70%.

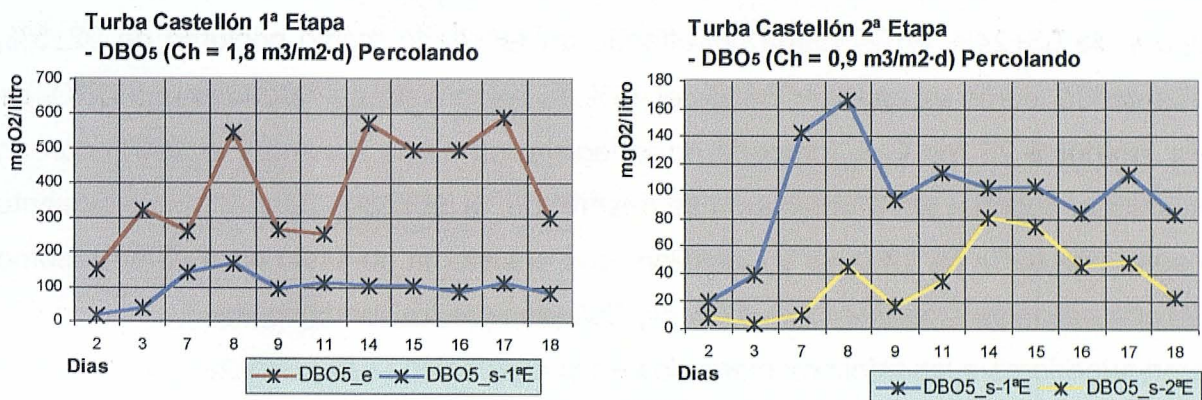


Fig.IX.68.-Representación de la DBO_5 de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas anotadas en las gráficas.

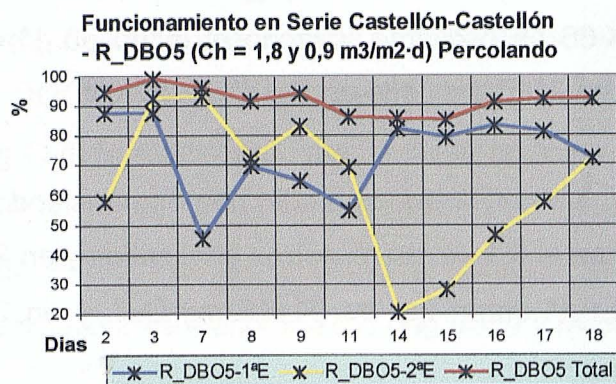


Fig.IX.69.- Rendimientos de eliminación de DBO₅ en 1ª Etapa (Turba de Torreblanca) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de 1,8 m³/m²-día en 1ª Etapa y 0,9 m³/m²-día en 2ª Etapa.

Con las dos etapas se consiguió un mayor rendimiento que con solo una, siendo la DBO₅ inferior a 25 mg O₂/l en primera etapa el 9% de las muestras analizadas y en 2ª etapa el 45%. La DBO₅ media de salida en 1ª etapa fue de 96±41 mg O₂/l, y en 2ª etapa de 35±26 mg O₂/l. El rendimiento medio de eliminación en DBO₅ fue de 73±14 % en 1ª etapa y de 63±24% en 2ª etapa, resultando un resultado medio conjunto de 92±5%, presentando, como se ha mencionado el 45% de las muestras analizadas una DBO₅ de valor inferior a 25 mg O₂/l, marcado en la legislación como mínimo y el 100% con un rendimiento superior al 70%. De esto se desprende, al igual que para el funcionamiento en serie con turba de Lituania y Castellón, que el sistema no sirvió para obtener como DBO₅ de salida valores inferiores a 25 mg O₂/l, aunque los rendimientos de eliminación fueron superiores a los mínimos marcados en la legislación (70%).

El comportamiento de las curvas de rendimientos (Fig.IX.69) es alternativo, al igual que el mostrado a carga hidráulica inferior. Cuando el rendimiento del primer lecho en serie es inferior el rendimiento del segundo es mayor y viceversa.

SS.-

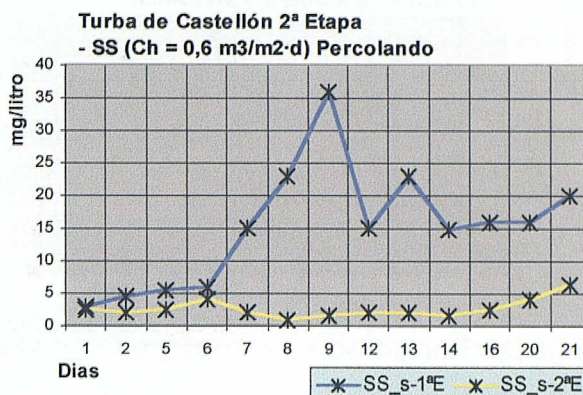
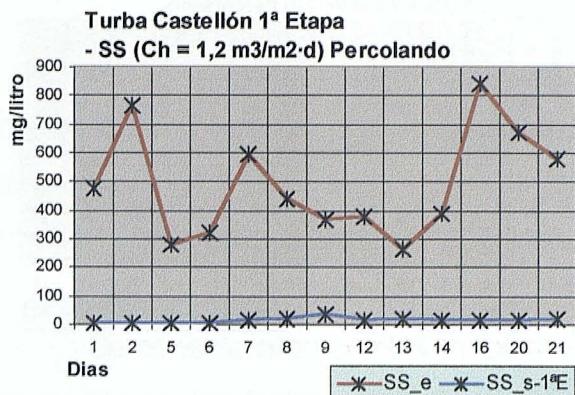


Fig.IX.70.-Representación de los SS de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas anotadas en las gráficas.

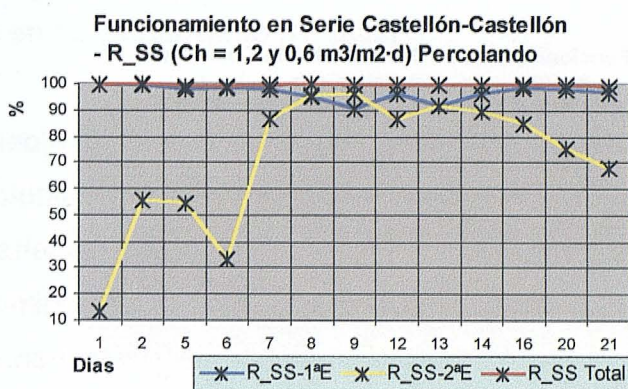


Fig.IX.71.-Rendimientos de eliminación de SS en 1ª Etapa (Turba de Torreblanca) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de 1,2 m³/m²-día en 1ª Etapa y 0,6 m³/m²-día en 2ª Etapa.

Nuevamente, con una sola etapa el rendimiento en eliminación de sólidos en suspensión (SS) fue muy alto, con dos etapas esto siguió siendo así apoyando puntualmente el segundo lecho en serie salidas de SS mas altas del primer lecho en serie para aumentar el rendimiento en eliminación en el segundo. El rendimiento conjunto es muy parecido y las curvas en el segundo lecho mantienen cierto paralelismo. Se obtuvieron SS de salida del primer lecho de 17±5 mg/l y de 13±4 mg/l del segundo lecho en serie (Fig.IX.70 y IX.71).

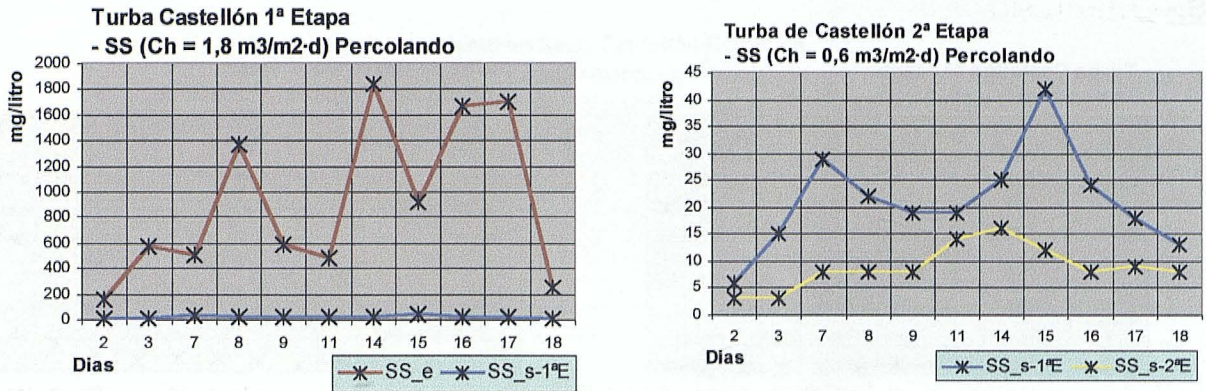


Fig.IX.72.- Representación de los SS de salida en 1ª y 2ª Etapa para las cargas hidráulicas anotadas en las gráficas.

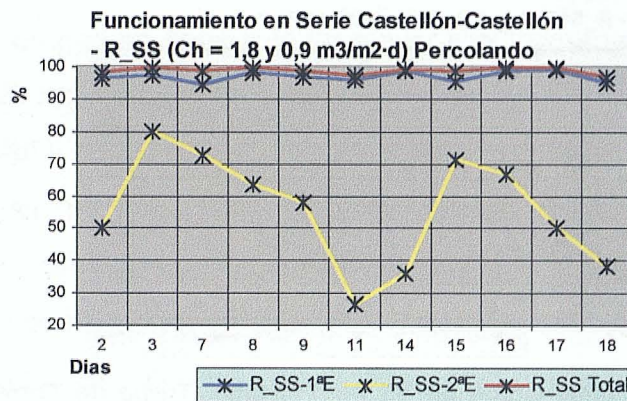


Fig.IX.73.- Rendimientos de eliminación de SS en 1ª Etapa (Turba de Torreblanca) en 2ª Etapa (Turba de Torreblanca) y rendimiento conjunto. Cargas hidráulicas de 1,8 m³/m²-día en 1ª Etapa y 0,9 m³/m²-día en 2ª Etapa

Al contrario que con la turba Lituana-turba de Torreblanca, con cargas hidráulicas mas altas (1,8 y 0,9 m³/m²-día frente a 1,2 y 0,6 m³/m²-día) el segundo lecho contribuyó, en la práctica aunque en mucha menor medida, a la eliminación global de sólidos en suspensión, resultando que el rendimiento medio de eliminación de SS del segundo lecho fue de 56±17 %.

IX.9.- DISCUSIÓN

Para realizar el estudio comparativo entre los resultados obtenidos en esta fase III se recurre a la realización de un estudio estadístico (análisis de la varianza) que nos permita ver las diferencias entre ellos y los factores y covariables que influyen y en qué medida sobre las variables de respuesta.

Se consideraron como variables de respuesta los parámetros de control del agua de salida de los lechos de turba (DQO, DBO₅, y SS), como factor la carga hidráulica (C_h), y como covariables los parámetros de control de agua de entrada a los lechos y el número de días en funcionamiento (N_{días}).

Para la variable de respuesta DQO de salida (DQO_s) no existieron diferencias estadísticamente significativas para el factor considerado (C_h). En cambio si existieron para las dos covariables (DQO de entrada y N_{días}) con p-valores < 0,05. Para el rendimiento de eliminación de DQO (R_{DQO}) ocurrió lo mismo para el factor carga hidráulica, el cual no produjo diferencias estadísticamente significativas en la variable de respuesta.

Para la DBO₅ de salida (DBO_s), la carga hidráulica provocó diferencias estadísticamente significativas (p-valor<0,05). Los sólidos en suspensión de salida (SS_s) y el rendimiento de eliminación de sólidos en suspensión (R_{SS}) tuvieron diferencias estadísticamente significativas por la influencia de la C_h con p-valor<0,01.

El trabajo con dos lechos de turba en serie con las cargas hidráulicas ensayadas ha permitido comprobar que existe reducción en los parámetros de control de contaminación DQO y DBO₅ en los lechos de turba no asociados a los sólidos en

suspensión (estos sólidos fueron eliminados mayoritariamente en primera etapa). Se cumple la normativa en todas sus exigencias excepto en la DBO₅ de salida, donde no siempre se consiguen valores inferiores a 25 mgO₂/l, aunque los rendimientos si se ajustan a los límites legislativos.

Esto ha dejado al descubierto que la turba tiene, además del efecto filtrante, capacidad de reducción en los parámetros de contaminación orgánica, como consecuencia de procesos de adsorción ocurridos en la turba, ya que existió un rendimiento de eliminación en DQO mayor que en DBO₅. Se han conseguido valores de salida de DQO inferiores a 125 mg/l.

Tabla IX.9.- Resumen de los parámetros analizados para el funcionamiento de los lechos en régimen de percolación y en serie.

En SERIE	Turba de Lituania-Turba de Torreblanca				Turba de Torreblanca-Turba de Torreblanca			
	1ª Etapa		2ª Etapa		1ª Etapa		2ª Etapa	
	C _h : 1,2 m ³ /m ² -día	C _h : 1,8 m ³ /m ² -día	C _h : 0,6 m ³ /m ² -día	C _h : 0,9 m ³ /m ² -día	C _h : 1,2 m ³ /m ² -día	C _h : 1,8 m ³ /m ² -día	C _h : 0,6 m ³ /m ² -día	C _h : 0,9 m ³ /m ² -día
DQO _e (ppm)	898±275	1030±463	218±87	206±80	898±275	1030±463	181±67	196±85
DQO _s (ppm)	217±87	206±80	102±53	97±41	181±67	196±85	48±25	66±33
R _{DQO} (%)	73±13	78±9	53±9	52±13	78±10	80±10	73±11	65±13
R _{DQOT} (%)			88±7	90±5			94±3	93±3
DBO _e (ppm)	365±114	385±155	102±61	112±45	365±114	385±155	91±48	96±41
DBO _s (ppm)	102 ± 61	112±45	36±25	57±30	91±48	96±41	24±14	35±26
R _{DBO} (%)	68±23	70±13	57±24	46±21	74±12	73±14	70±12	63±24
R _{DBOT} (%)			89±9	85±8			93±4	92±5
SS _e (ppm)	490±186	916±618	19±13	17±5	490±186	916±618	15±9	21±9
SS _s (ppm)	19±13	17±5	7±6	13±4	15±9	21±9	3±1	9±4
R _{SS} (%)	96±3	97±2	56±22	15±30	96±3	97 ± 2	72±26	56±17
R _{SST} (%)			99±1	98±2			99±0,5	99±1

La doble etapa no contribuyó a la mejora en el rendimiento de eliminación en SS, mientras que si lo hacía en DBO₅ y DQO. La eliminación de compuestos no biodegradables principalmente, dentro de los cuales pueden incluirse cationes como NH₄⁺ o Fe²⁺ que reaccionan en la valoración de DQO, contribuyen al mejor rendimiento sobre la DQO (Baker et al., 1999). La razón de este mejor rendimiento de eliminación de DQO, puede deberse a la retención por adsorción en profundidad (Mckay et al., 1984). Por otro lado, el efecto de este sistema en eliminación de otros elementos contaminantes como nutrientes (Couillard, 1992) o patógenos (Riznyk et al., 1993) justifica la utilización de este sistema.

X.- CONCLUSIONES FINALES

VIII.- CONCLUSIONES

- 1.- **El régimen de funcionamiento**, inundación o percolación, **incide en los rendimientos de eliminación de DBO₅, DQO y SS** que es posible obtener en la depuración de aguas residuales urbanas mediante lechos de turba. Los rendimientos de eliminación son **mayores** para el régimen de funcionamiento **por percolación** que por inundación independientemente del tipo de turba utilizado. El funcionamiento por inundación tiene un mayor tiempo de retención hidráulica, lo cual facilita la incorporación de compuestos de la turba empeorando las condiciones del agua.
- 2.- Los rendimientos de eliminación de DQO, DBO₅ y SS obtenidos mediante lechos de turba, que se pueden esperar en la depuración de aguas residuales, dependerá del **tipo de turba** que se emplee.
- 3.- Los parámetros de carga hidráulica y orgánica ensayados no fueron limitantes para la eliminación de Sólidos en Suspensión no así para la eliminación de DQO y DBO₅. Con turba procedente de Torreblanca (Castellón) se consiguen los rendimientos de eliminación de DQO, DBO₅ y SS mínimos marcados en la legislación para una carga hidráulica de 0,6 m³/m²·día no siendo esto posible para cargas hidráulicas superiores ni para turbas distintas.
- 4.- Existen fluctuaciones en los parámetros de contaminación de control del efluente asociada a oscilaciones de la carga contaminante de entrada al lecho. Esto da lugar a que no siempre se cumpla la Directiva 271/91/CEE tanto en valores de salida como en rendimientos. El sistema no siempre es efectivo para la eliminación de materia orgánica disuelta.

- 5.- Los rendimientos de eliminación de sólidos en suspensión son elevados independientemente del tipo de turba utilizado y de la carga hidráulica empleada, lo que indica la **gran capacidad filtrante de la turba**.
- 6.- El funcionamiento en serie, con las cargas hidráulicas aplicadas y las turbas utilizadas, garantiza mayores rendimientos de eliminación de DQO, DBO₅ y SS adaptándose a las exigencias legislativas aunque no siempre se alcanzan valores de DBO₅ inferiores a 25 mgO₂/l.
- 7.- El sistema de depuración por lechos de turba puede utilizarse como tratamiento primario, con grandes rendimientos de eliminación de sólidos en suspensión.
- 8.- Las características del control y explotación en plantas de lechos de turba incide de manera importante en los rendimientos de eliminación obtenidos en los distintos parámetros de control.

XI.- LINEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

XI.- LINEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

- 1.- Desarrollo de aplicación del efluente, en función de las condiciones agrícolas del entorno y los rendimientos de depuración obtenidos. **Optimización de la reutilización.** Comparación y crítica de la Normativa en función de los requerimientos locales y de Cauce.

- 2.- Profundización en las conclusiones sobre **estabilidad del soporte** (lecho de turba). Realización de estudios de degradación de la turba y su influencia en la depuración de aguas residuales urbanas. Estimación del período de vida útil de la turba con el uso de los lechos de turba como tratamiento primario, secundario y terciario.

- 3.- Estudio detallado de aspectos del sistema no concluidos:
 - Rendimientos de eliminación de nutrientes (utilizando la turba como tratamiento único, en serie, como secundario o como terciario).
 - Rendimientos de disminución de índices de contaminación fecal (utilizando la turba como tratamiento único, en serie, como secundario o como terciario).
 - Optimización de los parámetros de funcionamiento y diseño en primera y segunda etapa.

- 4.- Estudio de **incidencia del reparto de agua residual** a escala industrial en la superficie del lecho de turba, empleado como tratamiento único, como tratamiento secundario o terciario. Diseño técnico del reparto y repercusión sobre los parámetros de control de las aguas residuales.

- 5.- Ampliación del estudio a mayor número de turbas con propiedades que abarquen un espectro tal que permita concluir que características son mas determinantes para su aplicación en depuración de aguas residuales urbanas.

**APÉNDICE I.-REFERENCIAS
BIBLIOGRÁFICAS**

REFERENCIAS

1. APHA, AWWA, WPCF, 1992 Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Diaz de Santos. Madrid.
2. APWA, 1976. Tratamiento de los Residuos Urbanos. Instituto de Estudios de la Administración Local. Madrid.
3. ASTM, 1969. Normativa de la American Society for Testing an Materials Book, 19.
4. Baker, J.R.; Milke, M.W. and Mihelcic, J.R. (1999) Relationship between chemical and theoretical oxygen demand for specific classes of organic chemical. *Water Research* **33**(2): 327-334.
5. Batch, M.S. and Masing, V.V. (1983) Mire ecosystems in the URSS. In *Ecosystems of the world 4B: Mires Swamp Bag. Fen and Moor* (Gore ed.) Elsevier. Amsterdam 95-152.
6. Baumann, F.L. (1974) Dichromate reflux chemical oxygen demand: A proposed method for chloride correction in high saline water. *Anal. Chem.* **46**: 1336.
7. Barton P., Buggy M., Deane S., Kelly J. and Lyons H. J. (1984) Some applications of Irish moss peat in effluent treatment. In *Proceedings of the Seventh International Peat Congress, Dublin, Ireland, Vol. 2*, pp. 148-156. International Peat Society, Helsinki, FinLand.
8. Bélanger A. and Buelna G. (1990) Biofiltration á base de tourbe: une alternativa prometteuse pour l'assainissement individuel. In *Proceedings of 13th Symposium on Wastewater Treatment, Montréal, Canada, Vol. 13*, pp. 343-350. Association Québécoise des Techniques de l'Eau (AQTE), Montréal, Québec, Canada.
9. Bel'kevich P. I., Chistova L. R., Rogach L. M. and Pekhtereva V. S. (1983) Determination of the sorption capacity of peat with respect to petroleum products. *Vestsi Akad. Navuk BSSR Ser. khim. Navuk* **3**, 79-83.

10. Boelter D. H. 1969. Physical properties of peats as related to degree of decomposition. *Soil Science Society American Proceeding*, **33**, 606-609.
11. Bos, G.M.; Replogle, J.A.; and Clemens, A.J. (1984). Flow measuring Flumes for Open Channel Systems. John Wiley, New York.
12. Brooks J. L. and Zibilske L. M. (1983) Fungi isolated from the Sphagnum peat wastewater treatment system. In Proceedings International Symposium on Peat Utilization, Bemidji, Minnesota, U.S.A. (Edited by Fuchsman C. H. and Spigarelli S. A.), pp. 381-388. Bemidji State University, Bemidji, Minn.
13. Brooks J. L., Rock C. A. and Struchtemeyer R. A. (1984) Use of peat for on-site wastewater treatment: II-Field studies. *J. Envir. Qual.* **13**, 524-530.
14. Brooks J. L., Rock C. A., Struchtemeyer R. A. and Woodard F. E. (1983) The use of Sphagnum peat for treatment of septic tank effluent. In Proceedings Symposium on Peat and Peatlands, Shippagan, New Brunswick, Canada (Edited by Sheppard J. D., Musial J. and Tibbetts T. E.), pp. 442-461. Can. Nat. Comm. International Peat Society, Halifax, Nova Scotia.
15. Buelna G. and Bélanger G. (1990) Biofiltration á base de tourbe pour le traitement des eaux usées de petites municipalités. *Sci. Technol. Eau* **23**, 259-264.
16. Buelna G. and Bélanger G. (1989a) Peat-based biofilters for municipal wastewater treatment: choice of peat. Paper presentes at Symposium Peat and Peatlands: Diversification and Innovation, Québec, Canada, 6-10 August, 1989. Premier Research Center, Premier Peat Moss Ltd, Rivière-du-Loup, Québec, Canada.
17. Buelna G. and Bélanger G. (1989b) Performance épuratoire d'un biofiltre á base de tourbe utilisé pour le traitement des eaux usées de petites municipalités. In Proceedings 12th Symposium on Wastewater Treatment and Isi Workshop on Drinking Water, Montréal, Canada, 20-22 November, 1989, Vol. 12, pp. 121-135. Association Québécoise des Techniques de l'Eau (AQTE), Montréal, Québec, Canada.

18. Bunzi, K. (1974) Kinetic of ion exchange in soil organic matter. II Ion exchange during continuous addition of Pb^{2+} ions to humic acid and peat. *Journal of Soil Science*. **25**: 343-356.
19. Bunzi, K.; Smidt, W. and Sansoni, B. (1976) Kinetic of ion exchange in soil organic matter. IV adsorption and desorption of Pb^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} and Ca^{2+} by peat. *Journal of Soil Science*. **27**: 33-41.
20. Bustos, A.; García, M.G.; Colmenarejo, M.F.; Borja, R. And Banks, C.J. (1997) The population structure of a peat filter bed systems for treating domestic wastewater and comparisons with conventional activated sludge. *Journal of environmental science and health* **32**(1) 133-143.
21. Cajigas, A. (1999) Impacto y aplicación en España de la Directiva Europea sobre Depuración de Aguas residuales urbanas. Tema 1, XVII Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras. Ministerio de Fomento, CEDEX.
22. Camp, J.P.; Cohen, J.; Moreno, J.M. (1978). Tratamiento de las aguas residuales urbanas por filtración en lechos de turba. *Ingeniería Química*, Junio, 91-96.
23. Cardenete, J.M. (1997) Aplicabilidad de las turbas del Padul (Granada) a la depuración de aguas residuales. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.
24. Chen, M.X.; Gosset, T. and Thevenat, D.R. (1990) Batch copper ion binding and exchange properties of peat. *Water research* **24**: 1463-1471.
25. Cloutier J. N. (1983) Enlèvement de l'herbicide 2,4-D par adsorption sur la tourbe. Master thesis, Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Canada.
26. Cloutier J. N., Leduy A. and Ramalho R. S. (1985) Peat adsorption of herbicide 2,4-D from wastewaters. *Can. J. chem. Engng* **63**, 250-257.

27. Coleman, R.N. and Gaudet, I.D. (1994) Septic tank effluent treatment using laboratory-scale peat filters. *Water Pollution Research Journal Canada*. **29** (1): 19-37.
28. Collado, R. And Vargas, G. (1991) la depuración de Aguas Residuales en pequeñas Comunidades. Criterios de Selección. *Tecnología del Agua*. **80**: 28-46.
29. Colmenarejo, M.F.; García, M.G.; Bustos, A.; Borja, R. Y Banks C.J. (1997) The influence of wastewater type and organic loading on the protozoan and metazoan population of a peat bed filter. *Journal of Environmental Science and Health*. **32** (1) 145-152.
30. Constitución Española de 1978. B.O.E. de 29 de diciembre de 1978.
31. Couillard, D. (1992) Appropriate wastewater management technologies using peat. *Journal Environmental Systems*. **21**, 1-19.
32. Couillard, D. (1994) The use of peat in wastewater treatment. *Water research*. **28**(6): 1261-1264
33. Directiva 160/75/CEE relativa a la calidad de las aguas de baño.
34. Directiva 440/75/CEE relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas para la producción de agua potable en los estados miembros.
35. Directiva 464/76/CEE relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la comunidad, de 4 de Mayo.
36. Directiva 659/78/CEE relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.
37. Directiva 869/79/CEE relativa a los análisis de las aguas potables.
38. Directiva 923/79/CEE relativa a la calidad de las aguas para la cría de moluscos.
39. Directiva 68/80/CEE relativa a la protección de las aguas subterráneas contra sustancias peligrosas.
40. Directiva 778/80/CEE relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano.

41. Directiva 176/82/CEE relativa a los vertidos de Mercurio.
42. Directiva 513/83/CEE relativa a los vertidos de cadmio.
43. Directiva 156/84/CEE relativa a los vertidos de Mercurio.
44. Directiva 491/84/CEE Relativa a los vertidos de hexaclorociclohexano.
45. Directiva 278/86/CEE relativa al empleo de lodos en agricultura.
46. Directiva 280/86/CEE relativa a los vertidos de determinadas sustancias peligrosas
47. Directiva 271/91/CEE sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas de 21 de Mayo.
48. Directiva 492/91/CEE relativa a la calidad del agua para la producción de mariscos y otros invertebrados vivos.
49. Directiva 676/91/CEE relativa a la protección de aguas contra la contaminación por Nitratos.
50. Directiva 692/91/CEE relativa a normalización de Informes.
51. Dubuc Y. P. (1986) Settled wastewater treatment by peatlands in Northern Quebec. In *Appropriate Wastewater Management Technologies for Rural Areas Under Adverse Conditions* (Edited by Waller D. H. and Townshend A. R.), pp. 220-232. Tech Press, Halifax, Nova Scotia.
52. Duchanfour, P.H. (1975) *Manual Técnico de Edafología*. Toray-Masson, S.A. Barcelona, 476p.
53. Eger P., Lapakko K. and Otterson P. (1981) Trace metal uptake by peat: interaction of a white cedar bog and mining stockpile leachate. In *Proceedings 6th International Peat Congress, Duluth, Minnesota. U.S.A.*, pp. 542-547. Fisher, Eveleth, Minn.
54. Flayg, W.; Beutelsparker, H. and Rietz, E. (1975) Chemical Composition and Physical properties of humic substances. In: *Soil Components Organic Components* (Gieseking ed.) Springer-Verloy: New York, 1: 1-111.

55. Fuchsman, C.H. (1980) Peat : Industrial Chemistry and Technology. Academic Press. New York.
56. Gavril'chik A. P., Mal S. S., Serookaya A. A., Beznosik A. V., Kuntsevich V. B. and Kostyukov A. S. (1988) Changes in peat properties during production. *Torf. Prom-st.* 12, 23-26.
57. Guerrero, F. (1983) Estudio de las aguas de turberas Españolas. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
58. Guerrero, F. y Polo, A. (1990) Usos , aplicaciones y evaluación de turbas. *Ecología* Nº4: 3-13.
59. Guition, F. y Carballos, T. (1975) Técnicas de análisis de suelos. Ed Pico Sacro. Santiago de Compostela. 288p.
60. Heathwaite A. L. (1990) The effect of drainage on nutrient release from Fen peat and its implications for water quality-a laboratory simulation. *Wat. Air Soil Pollut.* **49**, 159-173.
61. Helfferich, F. (1962) Ion exchange kinetics. *Journal Physic and Chemistry.* **66**: 39-44.
62. Heliotis, F.D. (1989) Water Storage capacity of wetland used for wastewater treatment. *Journal Environmental Engineering Division.* **115**: 822-834.
63. Himebough, R.R. and Smith, M.J. (1979) Semimicro tube method for chemical oxygen demand. *Anal. Chem.* **51**: 1085.
64. Hontoria, E. (1995). Selección del sistema de depuración. OP, Saneamiento II, Nº33. 4.
65. I.G.M.E. (1978) Caracterización Industrial de las turbas en España. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.
66. I.G.M.E. (1984) Estudio de las posibilidades de turbas nacionales para la agricultura Española. Ministerio de Industria y Energía, Madrid.
67. Jones, M.E. and Gore, A.J.P. (1978) A Simulation of production and decay in blanket bag. *Ecology Studies.* **27**:160-186.

68. Kadlec R. H. and Kealeian G. A. (1986) Metal ion exchange of peat in: Peat and water, aspects of water retention and dewatering in peat. (Fuchsman C. H. ed) Elsevier. London. 374p.
69. Khan, S.H. (1969) Interaction between the humic acid fraction of solids and certain metallic cations. *Soil Science of Society American Proc.* **33**: 851-854.
70. Kononova, M.M. (1966) Soil organic matter. Pergament Press 2^aed Oxford 404p.
71. Lens, P.N.; Vochtn, P.M.; Speleers, L. And Verstraet, W.H. (1994) Direct treatment o domestic wastewater percolation over peat, book and woodchips. *Water Research*, **28(1)**: 17-26.
72. Letho O., Tuhkanen M., Ishiwatari R. and Uzaka M. (1985) Quantitative gas chromatographic analysis of degradation and oxidation products from a Finnish Sphagnum peat. *Suo* **36** (4-5), pp.101-106.
73. Ley 29/85 de Aguas de 2 de Agosto. B.O.E. 8 de Agosto de 1985.
74. Ley 22/88 de costas de 28 de Julio. B.O.E. 29 de Julio de 1988.
75. Logothetis, N. And Wynn (1989). Quality Through Design. Clarendon Press Oxford.
76. Mahlman, F.W.; Hurwitz, E.; Barnett, G.R. and Romer, H.K. (1950) Experience with modified methods for D.B.O.. *Sewage Industrial Wastes.* **22**:31.
77. Marañes, A.; Sánchez, J.A. ; de Hara, S.; Sánchez, S. y del Moral, F. (1998). Análisis de suelos: metodología e interpretación. Universidad de Almería.
78. Martin A. M. (1991) Peat as an agent in biological degradation: peat biofilters. In Biological Degradation of Wastes (Edited by Martin A. M.), pp. 341-362. Eisevier, London.
79. McKay G. and Allen S. J. (1984) Pore diffusion model for dye adsorption onto peat in batch adsorbers. *Can. J. chem. Engng.* **62**, 340-345.
80. McKenzie, A. and Dawson, J. (1962) A study of organic soil Harirons using electrophoretic techniques. *Journal Soil Science.* **15**:84-92.

81. McLellan J. K. and Rock C. A. (1986) The application of peat in environmental pollution control: a review. *Int. Peat J.* **1**, 1-14.
82. Meunier F. (1985) Utilisation de la tourbe pour le traitement des eaux usées. In Proceedings 8th Symposium sur le Traitement des Eaux Usées, Montréal, pp. 197-203. Association Québécoise des Techniques de l'Eau (AQTE), Montreal, Québec, Canada.
83. Meadows, D.H. et al. "Mas allá de los límites del crecimiento" Ed. El País-Agular. Madrid, 1992. Pag.248.
84. Metcalf & Eddy (1981). Wastewater engineering: Collection and pumping of wastewater. McGraw-Hill, New York.
85. Meunier A. and Grenier J. R. (1986) Le traitement des effluents urbains dilués par biofiltration en lit ruisselant. *Sci. Technol. Eau* **19**, 323-337.
86. Mittal, S.K. and Ratra, R.K. (2000) Toxic effects of metal ions on biochemical oxygen demands. *Water research.* **34**(1): 147-152.
87. Mohlman, F.W.; Nurwitz, E.; Barnett G.R. and Ramer H.K.; 1950. Experience with modified methods for DBO. *Sewage Ind. Wastes*, 22-31.
88. Montgomery, D. (1991). Diseño y análisis de Experimentos. Grupo Editorial Iberoamérica.
89. Narasiah K. S. and Hains L. (1988) Tertiary treatment of aerated lagoon effluents by sphagnum peat moss: laboratory studies. *Environmental Technology Letter* **9**: 1213-1222.
90. Navarro, S. y Navarro, G. (1984) Temas de química agrícola. Ed. Academia Leon.
91. Nichols D. S. and Boelter D. H. (1982) Treatment of secondary sewage effluent with a peat-sand filter bed. *Journal of Environmental Quality.* **11**, 86-92.
92. Ollero, J.E.; García, J.; Lara, A.; Martínez, A.; Rodríguez, C.; Ramos, H. (1997). Diseño y análisis estadístico de experimentos (tratamiento informático mediante Statgraphics Plus). Grupo editorial Universitario.

93. Orden Ministerial de 17 de septiembre de 1981 relativa a los métodos oficiales de aceites y grasas, aguas, carne y productos cárnicos, fertilizantes, productos fitosanitarios, leche y productos lácteos, piensos y sus primeras materias, productos orgánicos fertilizantes, plantas, suelos, productos derivados de la uva y similares y toma de muestra de suelos. B.O.E. 14 de octubre de 1981.
94. Orden Ministerial de 13 de Mayo de 1982 sobre métodos de toma de muestra de fertilizantes sólidos, orgánicos y afines. B.O.E. de 28 de Mayo de 1982.
95. Paivanens, J. (1976) Bulk density as a factor describing others physical properties of peat. Transaction of the working group for classification of peat. Commission I of the International Peat society. Helsinki. Finland. 40-45.
96. Parshall, R.L. (1926). The improved Venturi Flume. Trans. ASCEE, Vol.89, 841.
97. Pons, L.J. (1960) Soil genesis classification of reclaimed peat solids in connection with initial formation. Transort. 7th International Congress of soils Science. Madison. Wisconsin 4, 205-211.
98. Poots V. J. P. and McKay G. (1980) Flow characteristics and parameters relating to the use of peat and wood as cheap adsorbent materials for waste water purification. Proc. R. Soc. A6, 409-440.
99. Porta, J.; López-Arevedo, M. y Roquero, C. (1994) Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Editorial Mundi-Prensa. Madrid.
100. Puustporvi. V. and Roberson, L. (1975) Physical and Chemical properties of peat in horticulture, (Robinson and Lamb. eds). Academic Press, London. 2: 23-28.
101. Rana S. and Viraraghavan T. (1987) Use of peat in septic tank effluent treatment-column studies. *Wat. Pollut. Res. J. Can.* **22**, 491-504.
102. Rivas, J.L. (1989) Tratado de las aguas residuales urbanas por percolación a través de lechos de turba. *Química Hoy*. Marzo.
103. Riznyk, R.Z.; Rockwell, J. Jr.; Reid, L.C.J. and Reid, S. L. (1993) Peat leachmaund treatment of residential wastewater in south arctic .Alaska. *Water, Air and Soil pollution*. **69(1-2)**: 165-177.

104. Rock C. A., Brooks J. L., Bradeen S. A. and Woodard F. E. (1982) Treatment of septic tank effluent in a peat bed. In Proceedings 3rd National Symposium on Industrial and Small Community Sewage Treatment, Publication 1-82, pp. 116-123. American Society of Agricultural Engineers, St Joseph, Mich.
105. Rock C. A., Brooks J. L., Bradeen S. A. and Struchtemeyer R. A. (1984) Use of peat for on-site wastewater treatment: I-Laboratory evaluation. *J. envir. Qual.* **13**, 518-523.
106. Rock C. A., Fiola J. W., Greer T. F. and Woodward F. E. (1985) Potential of sphagnum peat to remove metals from landfill leachate. *J. N. Engl. Wat, Pollut. Control Ass.* **19**, 32-47.
107. Ruiz-Maya Pérez, L. (1977). Métodos estadísticos de Investigación (Introducción al Análisis de la Varianza). INE.
108. Sharma, D.C. and Forster, C.F. (1993). Removal of hexavalent chromium using sphagnum mass peat. *Water Research.* **27(7)**: 1201-1208.
109. Schmitzer, M. and Skinner, S.I.M. (1965) Organic-metallic interaction in soil 4. Carboxyl and hydroxyl groups in organic matter and metal retention. *Soil Science.* **29**: 278-284.
110. Schmitzer, M. and Khan, S. V. (1972) Humic substances in the environment. Marcel Dekker, New York, 327p.
111. Stevenson, F.J. (1980) Humus chemistry: Genesis, composition, retention. John Wiley. New York.
112. Sturges, D.L. (1968) Hydrologic properties of peat from a Wyoming mountain bog. *Sand Science.* **106**: 262-264.
113. Talbot, P.; Belanger, G.; Pelletier, M.; Laliberté, G. And Arcand, Y. (1996) Development of a biofilter using an organic medium for on site wastewater treatment. *Water Science Technology.* **34(3-4)**: 435-441.
114. Tames, C. 1944. Contribución al estudio de la posible influencia del clima sobre algunas características de las turbas españolas. INIA, mod. 42, 177-191.

115. Tyuring, I.V. (1951) Analytical procedure for a comparative study of soil humus. Trudy Pochr. Inst. Dokuchaed.
116. USDA, 1975 Soil Taxonomy Handbook. Nº 436 S.C.S. Washington.
117. USEPA (1987) Design Manual: phosphorous removal. E.P.A./62-1-87/001 U.S. Environmental Protection Agency. Washington.
118. USEPA (1989) Non point sources: agenda for the future office of water (WH-556) U.S. Environmental Protection Agency. Washington.
119. Valentin, F.H.H. (1986) Peat beds for odour control: Recent developments and partial details. *Filtn. Sepn.* **23**: 224-226.
120. Viraraghavan, T. (1993) Peat based onsite wastewater systems. *Journal of Environmental Science Heath.* **28**(1): 1-10.
121. Viraraghavan T. and Ayyaswami A. (1987) Use of peat in water pollution control: a review. *Can. J. civ. Engng* **14**, 230-233.
122. Viraraghavan T. and Ayyaswami A. (1989) Batch studies on septic tank effluent treatment using peat. *Can. J. civ. Engng* **16**, 157-161.
123. Viraraghavan T. and Kikkeri S. R. (1988) Peat filtration of food-processing wastewaters. *Biological. Wastes* **26**, 151-155.
124. Viraraghavan T. and Rana S. M. (1988) Treatment of septic tank effluent in peat filter. Paper presented at 61st Annual Conference of the Water Pollution Control Federation, Dallas, Tex., 3-6 October, 1988.
125. Viraraghavan T. and Rana S. M. (1991) Use of adsorption models for the design of peat-based onsite systems. In Proceedings of the Sixth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems: On-site Wastewater Treatment (Edited by Converse J. C.), pp. 165-172. American Society of Agricultural Engineers, St Joseph, Mich.
126. Viraraghavan T., Mathavan G. N. and Rana S. M. (1987) Use of peat in wastewater treatment. In Symposium '87 Wetlands Peatlands (Edited by Rubec C. D. A. and Overend R. P.), pp. 223-232. Wetland/Peatlands, Ottawa, Canada.

127. Von Post, L. (1924) The genetic system of the organogen formations. Actes I Viene Conference. Int. Pedologie, 496.
128. Winkler E. S. and Veneman P. L. M. (1991) A denitrification system for septic tank effluent using sphagnum peat moss. In Proceedingv of the Sixth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems: On-site Wastewater Treatment (Edited by Converse J. C.), pp, 155-164. American Society of Agricultural Engineers, St Joseph, Mich.
129. Young, J.C. (1973) Chemical methods for nitrification control. *Journal Water Pollution Control Federation*. **45**: 637.