



UNIVERSIDAD POLITECNICA DE VALENCIA  
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS  
MÁSTER DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

**OPTIMIZACIÓN DE LA ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS  
RESIDUALES DENIA – ONDARA – PEDREGUER, MEDIANTE  
EL USO DE HERRAMIENTA DE SIMULACIÓN**

Presentada por:

**ROSA JUSTINA MAYO RÍOS**

Dirigida por:

**D. JOAQUÍN SERRALTA SEVILLA**

Valencia, 2010



**OPTIMIZACIÓN DE LA ESTACIÓN DEPURADORA DE  
AGUAS RESIDUALES DENIA – ONDARA – PEDREGUER  
MEDIANTE EL USO DE HERRAMIENTA DE SIMULACIÓN**



## AGRADECIMIENTOS

---

En primer lugar agradezco a Dios por acompañarme cada día y por darme fuerzas en los momentos más difíciles.

También agradezco de todo corazón a mi director de tesis, Joaquín Serralta Sevilla, por su dedicación, paciencia, orientación y apoyo recibido, como asimismo por la colaboración, sugerencias y correcciones realizadas durante el desarrollo de este trabajo.

A mis queridos padres Ernes y Víctor, a mis hermanas Vicky, Jhon, Maira, Mayiris y Enier, por que inspiraron en todo momento mi desarrollo académico. Les agradezco la paciencia, confianza y apoyo brindado en cada momento.

A Hicela, Alex y Erick por la ayuda que me ha brindado desde el primer día que llegue a España.

Del mismo modo debo agradecer a mis compañeras, Angélica, Mariela y Marcela, por los miles de consejos que me han dado a lo largo de estos años que he estado en España. Y a todas aquellas personas que me dieron aliento y consuelo en los momentos más difíciles.

Finalmente, un agradecimiento muy especial a mi querido Alejandro, por su apoyo, enorme paciencia y cariño. Gracias por ser la persona tan linda que eres.



**Resumen**

---





## RESUMEN

---

Uno de los problemas de calidad de las aguas más frecuente en España es la eutrofización. Ésta puede producirse cuando los vertidos procedentes de estaciones de depuración de aguas residuales y zonas agrícolas aportan cantidades excesivas de nutrientes, estimulando al crecimiento de algas y plantas acuáticas enraizadas en los cursos de aguas (ríos lagos, embalses y costas). De este modo se produce una alta concentración de nitrógeno y fósforo en las aguas residuales, provocando la disminución de la concentración de oxígeno disuelto y la toxicidad para la vida acuática.

Es por esta razón, que la mayoría de las estaciones depuradoras de aguas residuales de Alicante, deben conseguir elevados rendimientos de eliminación de nitrógeno y fósforo, debido a que vierten sus aguas a zonas declaradas sensibles al impacto de nutrientes. Una forma de controlar el exceso de nutrientes (Nitrógeno y/o Fósforo) en las EDAR, es la utilización de sistemas de fangos activados, con sus diversas posibles configuraciones que permitan alternar fases aerobias y anóxicas en el tiempo y espacio.

Es por ello que en este trabajo se llevó a cabo la modificación y optimización del sistema de tratamiento de aguas residuales de la EDAR de Denia-Ondara-Pedreguer, ya que vierte sus aguas a zonas declaradas como sensibles, y presenta problemas de olores debidos a la insuficiente estabilización de los fangos. Las mejoras de la EDAR se llevaron a cabo mediante la transformación del sistema de fangos activados de media carga con digestión aerobia de lodos, a un proceso de oxidación total con reactores en flujo pistón, teniendo en cuenta las condiciones óptimas de funcionamiento, la influencia del tiempo de retención celular y la utilización de los antiguos decantadores primarios como reactores anóxicos.

El estudio de las mejoras del sistema de tratamiento fue realizado mediante la herramienta informática de simulación DESASS (Design and Simulation of Activated

Sludge Systems), con el fin de evaluar los procesos de eliminación de materia orgánica y nutrientes (nitrógeno y fósforo) del agua residual urbana.

En las simulaciones realizadas se obtuvieron rendimientos de eliminación del 88.7 %, de DQOT, el 98.8 % de amonio en condiciones normales y un 99.5% con altas concentraciones de amonio y un 88.5 % de nitrógeno total. Por otra parte se simularon varios esquemas para la eliminación biológica del fósforo, pero la cantidad de AGV – DQO necesaria para que se desarrollen las bacterias PAOs es superior a la existente en el agua residual influente, por lo cual se ve inhibido el proceso de asimilación biológica de fósforo en la mayor parte de los esquemas estudiados. En las simulaciones en que se utiliza precipitante químico se han alcanzado rendimientos de eliminación de fósforo del 80%, con concentraciones en el efluente menores de 2 mg P/L.

El sistema oxidación total con reactores en flujo pistón y adición de reactivos al reactor biológico ha demostrado ser adecuado al proceso de eliminación de materia orgánica, fósforo y nitrógeno en sus procesos de nitrificación y desnitrificación, cumpliendo con la calidad fijada por la Directiva Europea 91/271/CEE. Además, en este trabajo se establecieron por simulación las condiciones óptimas de funcionamiento de la EDAR en lo relativo a tiempo de retención celular, caudal de recirculación interna y concentración de oxígeno disuelto para condiciones medias, y las modificaciones a realizar para conseguir buenos rendimientos de depuración en condiciones punta.

## SUMMARY

---

One of the more frequently problems of quality of the waters in Spain is the eutrophication. This one can take place when the spillages proceeding from wastewater treatment plants and agricultural zones contribute excessive quantities of nutrients, stimulating to the growth of algae and water plants taken root in the water courses (rivers lakes, reservoirs and coasts). Thus there takes place a high concentration of nitrogen and phosphorus in the wastewaters, provoking the decrease of the concentration of dissolved oxygen and the toxicity for the aquatic life.

It is for this reason, that the majority of the wastewater treatment plants in Alicante, have to obtain high performances of nitrogen and phosphorus removal, due to the fact that they spill his waters to declared zones sensitive to the impact of nutrients. A kind of controlling the excess of nutrients (Nitrogen and / or Phosphorus) in the WWTP, is the utilization of systems of activatedsludge, with its diverse possible configurations that allow to alternate aerobic and anoxic phases in time and space.

It is for this reason that in this work the modification and optimization of the system of treatment of wasted waters of Denia-Ondara-Pedreguer's EDAR has been carried out, since it spills his waters to zones declared like sensitive, and presents problems of smells due of the insufficient stabilization of the mires. The improvements of the WWTP were carried out by means of the transformation of the conventional activated sludge process with aerobic digestion, to an extended aeration process usingplug flow reactors, determining the ideal conditions of operation, the influence of the sludge retention time and the utilization of the former primary settlers as anoxic reactors.

The study of the improvements of the treatment scheme was carried out by means of the computer tool of simulation DESASS (Design and Simulation of Activated Sludge

Systems), in order to evaluate the processes of organic matter and nutrient (nitrogen and phosphorus) removal of the urban wastewaters.

In the simulations carried out there were obtained performances of removal of 88.7 %, of CODT, 98.8 % of ammonium in normal conditions and 99.5 % with high concentrations of ammonium and 88.5 % of total nitrogen. On the other hand several schemes were simulated for the biological phosphorus removal, but the quantity of VFA - COD needed for developing PAOs bacteria is higher than the existing one in the unfluent wastewater, for which one the process of biological assimilation of phosphorus seems inhibited in most of the studied schemes. In the simulations in which chemical precipitation is used there have been reached performances of phosphorus removal over 80 %, with effluent concentrations lower than of 2 mg P/L.

The extended aeration process with plug flow reactors and addition of reagents to the biological reactor has demonstrated to be appropriate to the process of organic matter, phosphorus and nitrogen removal in its processes of nitrification and denitrification, according to the quality fixed by the European Board 91/271/CEE. In addition, in this work there were established by simulation the ideal conditions WWTP operation regarding to sludge retention time, internal recirculation flow rate and dissolved oxygen concentration for average conditions, and the modifications to obtain good performances of purification in peak-load conditions.

## RESUM

---

Un dels problemes de qualitat de les aigües més freqüent a Espanya és l'eutrofització. És pot produir quan els abocaments procedents d'estacions de depuració d'aigües residuals i zones agrícoles aporten quantitats excessives de nutrients, estimulants al creixement d'algues i plantes acuàtiques arrelades en els cursos d'aigües (rius llacs, embassaments i costes). D'aquesta manera es produeix una alta concentració de nitrogen i fòsfor en les aigües residuals, provocant la disminució de la concentració d'oxigen dissolt i la toxicitat per a la vida aquàtica.

És per aquesta raó, que la majoria de les estacions depuradores d'aigües residuals d'Alacant, han d'aconseguir elevats rendiments d'eliminació de nitrogen i fòsfor, a causa que aboquen les seues aigües a zones declarades sensibles a l'impacte de nutrients. Una forma de controlar l'excés de nutrients (Nitrogen i/o Fòsfor) en les EDAR, és l'utilització de sistemes de fangs activats, amb les seues diverses possibles configuracions que permeten alternar fases aeròbiques i anòxiques en el temps i espai.

És per açò que en aquest treball es va dur a terme la modificació i optimització del sistema de tractament d'aigües residuals de la EDAR de Denia-Ondara-Pedreguer, ja que aboca les seues aigües a zones declarades com a sensibles, i presenta problemes d'olors degudes a l'insuficient estabilització dels fangs. Les millores de l'EDAR es van dur a terme mitjançant la transformació del sistema de fangs activats de mitja càrrega amb digestió aeròbia de llots, a un procés d'oxidació total amb reactors en flux pistó, tenint en compte les condicions òptimes de funcionament, l'influència del temps de retenció cel·lular i la utilització dels antics decantadors primaris com a reactors anòxiques.

L'estudi de les millores del sistema de tractament va ser realitzat mitjançant l'eina informàtica de simulació DESASS (Design and Simulation of Activated Sludge Systems),

amb la finalitat d'avaluar els processos d'eliminació de matèria orgànica i nutrients (nitrogen i fòsfor) de l'aigua residual urbana.

En les simulacions realitzades es van obtenir rendiments d'eliminació del 88.7 %, de DQOT, el 98.8 % d'amoni en condicions normals i un 99.5% amb altes concentracions d'amoni i un 88.5 % de nitrogen total. D'altra banda es van simular diversos esquemes per a l'eliminació biològica del fòsfor, però la quantitat de AGV – DQO necessària per a que es desenvolupen els bacteris PAOs és superior a l'existent en l'aigua residual influent, per la qual cosa es veu inhibit el procés d'assimilació biològica de fòsfor en la major part dels esquemes estudiats. En les simulacions en què s'utilitza precipitant químic s'han aconseguit rendiments d'eliminació de fòsfor del 80%, amb concentracions en l'efluent menors de 2 mg P/L.

El sistema oxidació total amb reactors en flux pistó i addició de reactius al reactor biològic ha demostrat ser adequat al procés d'eliminació de matèria orgànica, fòsfor i nitrogen en els seus processos de nitrificació i desnitrificació, complint amb la qualitat fixada per la Directiva Europea 91/271/CEE. A més, en aquest treball es van establir per simulació les condicions òptimes de funcionament de l'EDAR quant a temps de retenció cel·lular, cabal de recirculació interna i concentració d'oxigen dissolt per a condicions mitjanes, i les modificacions a realitzar per a aconseguir bons rendiments de depuració en condicions punta.

**Índice**

---





## INDICE DE CONTENIDO

<b>1</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVO</b> .....	<b>9</b>
<b>3</b>	<b>JUSTIFICACIÓN</b> .....	<b>13</b>
<b>4</b>	<b>MARCO LEGISLATIVO</b> .....	<b>17</b>
<b>5</b>	<b>DESCRIPCIÓN DE LA EDAR DENIA – ONDARA – PEDREGUER</b> .....	<b>27</b>
	5.1 UBICACIÓN DE LA EDAR .....	27
	5.2 ETAPAS Y PROCESOS ASOCIADOS AL FUNCIONAMIENTO DE LA EDAR DE DENIA – ONDARA – PEDREGUER .....	29
	5.2.1 Línea de Tratamiento de Agua .....	30
	5.2.2 Línea de Tratamiento de Fangos.....	32
	5.3 ETAPAS Y PROCESOS ASOCIADOS AL FUNCIONAMIENTO DE LA NUEVA EDAR Y SUS RESPECTIVAS MODIFICACIONES .....	35
<b>6</b>	<b>METODOLOGÍA</b> .....	<b>41</b>
	6.1 PROGRAMA DE SIMULACIÓN (DESASS) .....	41
	6.2 METODOLOGÍA UTILIZADA .....	42
	6.3 ESQUEMAS DE TRATAMIENTO SIMULADOS.....	44
<b>7</b>	<b>DATOS DE PARTIDA</b> .....	<b>53</b>
	7.1 ANALÍTICA DE ENTRADA A LA EDAR.....	53
	7.2 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE ENTRADA A LA EDAR. ....	57
	7.3 CALIDAD DEL EFLUENTE.....	61
<b>8</b>	<b>SIMULACIÓN DE LA EDAR DENIA – ONDARA – PEDREGUER</b> .....	<b>65</b>
<b>9</b>	<b>RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN</b> .....	<b>69</b>
	9.1 CALIDAD DEL EFLUENTE OBTENIDA MEDIANTE PROCESO DE OXIDACIÓN TOTAL Y FLUJO PISTÓN .....	69
	9.2 ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES .....	70
	9.2.1 Eliminación biológica de Nitrógeno y Fósforo. ....	70

9.2.2	Eliminación de Fósforo por Precipitación Química .....	76
9.2.2.1	Modelo de precipitación química de fósforo .....	76
9.2.2.2	Precipitación química de fosfatos.....	79
9.2.3	Calidad del Efluente Mediante la Adición de Reactivo Químico .....	83
9.3	VARIACIÓN DEL TIEMPO DE RETENCIÓN CELULAR (TRC) .....	87
9.4	RESULTADOS OBTENIDOS VARIANDO EL CAUDAL DE RECIRCULACIÓN INTERNA.....	89
9.5	FUNCIONAMIENTO DE LA EDAR AL PRODUCIRSE ALTAS VARIACIONES DE NITRÓGENO EN EL INFLUENTE. ....	92
9.6	RESULTADOS OBTENIDOS MEDIANTE LA VARIACIÓN DE LA VELOCIDAD DE CRECIMIENTO DE LAS BACTERIAS AUTOTROFAS .....	95
9.7	RESULTADOS OBTENIDOS VARIANDO EL CALADO DEL REACTOR BIOLÓGICO DE 4 M A 5 M .....	97
9.8	ANÁLISIS DEL FUNCIONAMIENTO DE LOS DECANTADORES SECUNDARIOS .....	99
9.9	ALTERNATIVAS EN EL FUNCIONAMIENTO DE LA EDAR AL PRESENTARSE VARIACIONES DE NITRÓGENO EN LA CALIDAD DEL INFLUENTE. ....	101
9.9.1	Alternativa 1: Aumento del Volumen de la Zona Anóxica.....	101
9.9.2	Alternativa 2 Variación de la Recirculación Interna .....	102
9.9.3	Alternativa 3: Combinación de las 2 Alternativas anteriores. Variación de la Recirculación Interna y Aumento de la zona anóxica .....	102
9.9.4	Alternativa 4: Reducción de las Concentraciones de Oxígeno en los Reactores Aerobios. ....	104
<b>10</b>	<b>COMPARACIÓN DE LA ANTIGUA EDAR Y LA NUEVA EDAR DENIA - ONDARA - PEDREGUER. ....</b>	<b>111</b>
10.1	COMPARACIÓN DEL RENDIMIENTO DE FUNCIONAMIENTO DE LA ANTIGUA EDAR CON LA SIMULADA. ....	111

<b>11</b>	<b>LÍNEA DE TRATAMIENTO ADOPTADA PARA EL FUNCIONAMIENTO DE LA EDAR DENIA – ONDARA – PEDREGUER.....</b>	<b>119</b>
11.1	ESQUEMA DE FLUJO DE LA LÍNEA DE AGUA Y FANGO DEL PROCESO DE OXIDACIÓN TOTAL.....	122
<b>12</b>	<b>BENEFICIOS AMBIENTALES Y SOCIALES.....</b>	<b>125</b>
<b>13</b>	<b>RECOMENDACIONES .....</b>	<b>129</b>
<b>14</b>	<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>133</b>
<b>15</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>137</b>
<b>16</b>	<b>ANEXO.....</b>	<b>141</b>



## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Zonas Sensibles en Alicante - Comunidad Valenciana.....	21
Tabla 2. Requisitos de Vertidos Procedentes para una Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales Urbanas .....	22
Tabla 3. Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles propensas a eutrofización. ....	23
Tabla 4. Dimensiones de la Actual EDAR Denia - Ondara - Pedreguer.....	36
Tabla 5. Analítica Adicional del Influyente de la Edar .....	57
Tabla 6. Materia Orgánica Biodegradable y no Biodegradable .....	58
Tabla 7. Factores de Conversión del Nitrógeno y Fósforo; Manual DESASS .....	59
Tabla 8. Fracciones Solubles y Particulados de los Componentes del Modelo. ....	60
Tabla 9. Requisitos de Vertidos Procedentes de Depuradoras de A. R. U. Decreto 91/271/CEE .....	61
Tabla 10. Calidad del Agua Residual a la salida del Decantador Secundario.....	69
Tabla 11. Resultados Obtenidos Mediante la Configuración A <sup>2</sup> O.....	72
Tabla 12. Resultados obtenidos Mediante los Procesos UCT y UCT Modificado Utilizados para la Eliminación de Nitrógeno y Fósforo. ....	74
Tabla 13. Resultados Obtenidos Mediante los Procesos UCT y UCT Modificado con un 32% de Volumen de la Zona Anaerobia.....	75
Tabla 14. Matriz Estequiométrica para los Procesos Relacionados con la Precipitación Química. ....	77
Tabla 15. Velocidades de Reacción para los Procesos Relacionados con la Precipitación Considerada en el Modelo. ....	77
Tabla 16. Valores Recomendados para los Procesos Cinéticos del ASM2d Considerados en el Modelo.....	78
Tabla 17. Precipitación Química del Fósforo.....	82
Tabla 18. Resultados Mediante la Adición de Reactivo Químico en un Proceso de Oxidación Total .....	83

Tabla 19. Resultados Mediante la Adición de Reactivo Químico en un Proceso de Oxidación Total con Régimen de Flujo Pistón.....	84
Tabla 20. Resultados Obtenidos Mediante la Variación del TRC.....	87
Tabla 21. Resultados Obtenidos Variando el QRI con un TRCs 16 días y 14 días. ....	90
Tabla 22. Resultados Obtenidos Variando el QRI con un TRCs 17 días y 15 días. ....	90
Tabla 23. Resultados Variando el QRI con un TRCs 18 días y 16 días.....	91
Tabla 24. Resultados Obtenidos Variando el QRI 2 en el Sistema al Funcionar con Altas Cargas de Nitrógeno en el Influyente.....	92
Tabla 25. Resultados Obtenidos Variando el QRI 4 en el Sistema al Funcionar con Altas Cargas de Nitrógeno en el Influyente.....	94
Tabla 26. Resultados Obtenidos Mediante la Variación de la Velocidad de Crecimiento de las Bacterias Autótrofas.....	96
Tabla 27. Resultados Obtenidos mediante la Simulación de la EDAR Variando el Calado del Reactor Biológico.....	98
Tabla 28. Características de Funcionamiento del Decantador Secundario .....	100
Tabla 29. Eliminación de NT Aumentando el $V_{RAX}$ a partir del TRC de 17 días Invierno y 15 días Verano .....	102
Tabla 30. Resultados Obtenidos de la Línea de Tratamiento Seleccionada con Reducción del OD para un TRC 17 y 15 días, $V_{RAX}$ 16% y RI de 2.....	105
Tabla 31. Resultados Obtenidos de las Alternativas 1 y 3 con Reducción de OD y TRC 17 y 15 días.....	106
Tabla 32. Rendimiento del Sistema de Fango Activado de la Antigua EDAR Denia – Ondara – Pedreguer .....	111
Tabla 33. Rendimiento del Sistema con TRC de 17 y 15 días, sin ninguna modificación del Volumen anóxico 16 % y un TRH 1.6 horas.....	112
Tabla 34. Rendimiento de las Alternativas Simuladas de la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer (Aumento del Volumen y Reducción de Oxígeno).....	114

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la EDAR Denia-Ondara - Pedreguer .....	28
Figura 2. Antigua Estación Depuradora Denia – Ondara - Pedreguer .....	33
Figura 3. Proceso Oxidación Total.....	45
Figura 4. Esquema de Oxidación total con Régimen en Flujo pistón. ....	46
Figura 5. Proceso A2/O. ....	48
Figura 6. Proceso UCT .....	49
Figura 7. Proceso UCT Modificado .....	50
Figura 8. Variación de la Calidad del Agua a la Entrada de la EDAR.....	53
Figura 9. Variación de las Concentraciones de Salida de la EDAR.....	54
Figura 10. Variación de la Conductividad a la Entrada y Salida de la EDAR .....	56
Figura 11. Comportamiento de las Concentraciones de Fosfato en el Reactor con la Adición del Reactivo Químico .....	86
Figura 12. Perfiles de Sólidos Suspendidos en el Decantador Secundario .....	99





## ABREVIATURAS

AR	:	Agua Residual
ARD	:	Agua residual Doméstica
AGV	:	Ácidos Grasos Volátiles
ARU	:	Agua Residual Urbana
CH	:	Carga Hidráulica
Cm	:	Carga Másica
CS	:	Carga de sólidos
CV	:	Carga Sobre Vertedero
EBN	:	Eliminación Biológica de nitrógeno
DBO	:	Demanda Bioquímica de Oxígeno
BNRM1	:	Biological Nutrient Removal Model No.1
EDAR	:	Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales
F.A.	:	Fangos Activado
$I_{NSF}$	:	Factor de Conversión para el Contenido de Nitrógeno en la $S_F$
$I_{NSI}$	:	Factor de Conversión para el Contenido de Nitrógeno en la $S_F$
$I_{PSF}$	:	Factor de Conversión para el Contenido de Fósforo en la $S_F$
$I_{PSI}$	:	Factor de Conversión para el Contenido de Fósforo en la $S_F$
INV.	:	Invierno
N	:	Nitrógeno
OD	:	Oxígeno Disuelto
P	:	Fósforo
PAOs	:	Bacterias Acumuladoras de Fosfatos
$Q_{RI}$	:	Caudal de Recirculación Interna
$RI_{AE-AX}$	:	Recirculación Interna Reactor Aerobio – Anóxico
$R_{AX}$	:	Reactor Anóxico
TR	:	Tiempo de Retención
TRC	:	Tiempo de Retención Celular
TRH	:	Tiempo de Retención Hidráulico
VER.	:	Verano
$V_r$	:	Volumen del Reactor
VT	:	Volumen Total



## **Introducción**

---



### 1 INTRODUCCIÓN

Una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) es una instalación destinada a la reducción de la contaminación que contienen las aguas residuales antes de ser vertidas a un medio receptor.

Hasta mediados de los años sesenta, los objetivos de las estaciones depuradoras de aguas residuales, eran principalmente la reducción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la materia orgánica en suspensión y los organismos patógenos contenidos en las aguas residuales. A partir de los años setenta y de manera progresiva en diferentes países, se añadió un nuevo objetivo tendiente a mejorar la eliminación de nutrientes, como el nitrógeno (N) y fósforo (P) presentes en las aguas residuales, con el fin de evitar la eutrofización de ríos, lagos y costas (Metcalf & Eddy. 1995).

Sólo a finales de los años ochenta y principios de los noventa, se observaron los efectos negativos de las descargas de aguas residuales con aportes de N y P, por lo que el interés en la eliminación de estos nutrientes se ha visto reflejado en un incremento del número de proyectos de investigación. En los estudios, se han desarrollado múltiples configuraciones capaces de alcanzar eficiencias en la eliminación de ambos nutrientes (nitrógeno y fósforo) de forma simultánea (Alonso V, 1998), pero en pocos de estos proyectos, se analizan los aspectos hidráulicos en las unidades de reacción y su relación con las eficiencias de eliminación.

La problemática asociada a la presencia de nutrientes (N y P) radica ante todo en la eutrofización de los cuerpos de aguas. Anteriormente, el control de cargas contaminantes había sido aplicado a la materia orgánica y sólidos, pero en menor medida a la eliminación de N y P, presentes principalmente en las aguas residuales domésticas que generan un deterioro progresivo de los cuerpos de agua y la posible pérdida de ecosistemas acuáticos importantes para el mantenimiento de la calidad del recurso y del ambiente. Además, el

Nitrógeno genera efectos negativos, como la reducción de la concentración de oxígeno disuelto (OD) en aguas receptoras y su consecuente toxicidad para la vida acuática (Dapena J, 1995; Ramalho R, 1996).

Los beneficios de utilizar procesos de eliminación biológica de nutrientes en las estaciones depuradoras han sido analizados por numerosos investigadores (Randal, C, 1992). Estos beneficios, consisten en la reducción de los requerimientos de oxígeno durante el tratamiento del agua, del volumen de fango producido, y el crecimiento de organismos filamentosos, gracias a un efecto selector de las distintas etapas del proceso, así como una mejora en la sedimentación del fango.

La eliminación biológica de nutrientes se puede conseguir modificando el proceso convencional de fangos activados. Esto es posible mediante la incorporación de zonas sin aireación que generan una secuencia de fases anaerobias, anóxicas y aerobias. El tipo de microorganismo predominante en cada caso será en función de la naturaleza del agua tratada, de las condiciones ambientales, del diseño y la forma de explotación de la EDAR.

Para conseguir la eliminación biológica de nitrógeno es necesaria la conjunción de dos etapas que corresponden a los procesos de nitrificación y desnitrificación. En la primera etapa (nitrificación), el nitrógeno amoniacal es oxidado a nitrato por microorganismos aerobios que usan el oxígeno molecular ( $O_2$ ) como aceptor de electrones, y en la segunda etapa (desnitrificación), los microorganismos heterótrofos facultativos utilizan los nitratos como aceptores de electrones para la respiración celular convirtiéndolo en nitrógeno gas que se escapa a la atmósfera.

Para poder lograr bajas concentraciones de fósforo (P) en un efluente por vía biológica es necesario conseguir que los microorganismos acumulen este elemento más allá de sus necesidades metabólicas de crecimiento. Este proceso se basa en exponer la biomasa a ciclos anaerobio-aerobio.

En el tiempo de contacto anaerobio, las bacterias acumuladoras de polifosfatos (PAOs), que intervienen en la eliminación biológica del fósforo, usan sus reservas intracelulares de polifosfatos como fuente de energía, y almacenan sustratos orgánicos simples como los ácidos grasos volátiles (AGV), lo que favorece la liberación de fósforo en la fase anaerobia.

Durante la fase aerobia, las bacterias usan sus reservas de carbono como fuente de energía y acumulan más fósforo que el liberado en la fase previa, almacenando este elemento muy por encima de sus necesidades estequiométricas. Al finalizar esta fase, la biomasa rica en fósforo es retirada del sistema para completar el proceso de eliminación biológica de fósforo.

La selección del tiempo de retención celular (TRC) es una de las mayores dificultades relacionadas con el proceso de eliminación simultánea de nitrógeno y fósforo, puesto que tiene que ver tanto con las bacterias que oxidan el nitrógeno (N), como las encargadas de eliminar fósforo (P). La eliminación de fósforo requiere contar con bajos tiempos de retención celular, y lo contrario ocurre para la eliminación de nitrógeno (N), que debido a la baja tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes, requiere altos valores de TRC (You S. J., 2003).

Por lo anterior, si esta forma de eliminación de fósforo no suele ser suficiente para cumplir la normativa de vertido, y viendo la necesidad de eliminar nutrientes del agua para evitar fenómenos de eutrofización, es usual que se implementen en las EDAR distintos procedimientos que logren aumentar la eliminación del fósforo.

Hasta ahora, el método más utilizado para la eliminación de fósforo de las aguas residuales ha sido la precipitación química, debido a la facilidad para llevar a cabo el proceso y su gran estabilidad.

La precipitación química del fósforo se lleva a cabo mediante la adición de sales de aluminio, calcio o hierro en el agua residual. Las sales más utilizadas son el aluminato de sodio ( $\text{Na}_2\text{OAl}_2\text{O}_3$ ), la cal ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), el cloruro férrico ( $\text{FeCl}_3$ ), el sulfato férrico ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ), el cloruro ferroso ( $\text{FeCl}_2$ ) y el sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4$ ), y coagulantes de origen orgánico o polímeros para la eliminación de fósforo.

Adicionalmente, la precipitación química se puede emplear para mejorar el grado de eliminación de sólidos en suspensión y la DBO en el decantador primario, en los casos en que se producen variaciones estacionales en la concentración del agua residual de entrada, cuando se requiere un tratamiento intermedio y como ayuda en el proceso de sedimentación, (Metcalf & Eddy. 1995).

En la actualidad, los procesos químicos de precipitación, junto con algunas de las operaciones físicas unitarias (sedimentación, filtración), se utilizan para proporcionar un tratamiento completo a las aguas residuales, incluyendo la eliminación del nitrógeno, del fósforo, o de ambos a la vez.

Numerosas depuradoras diseñadas y construidas inicialmente para la eliminación de materia orgánica y sólidos suspendidos, han sido y están siendo remodeladas y ampliadas para conseguir la eliminación de nitrógeno y fósforo, mejorar la situación de los cauces receptores, y cumplir los requisitos de vertidos estipulados por la directiva Europea 91/271/CEE para zonas sensibles.

En esta tesina final de máster se analizan por simulación distintas alternativas para la modificación de la EDAR de Denia-Ondara-Pedreguer, con el fin de conseguir la eliminación de nutrientes y solucionar los problemas de malos olores existentes.



**Objetivo**

---



## **2 OBJETIVO**

El objetivo de esta tesina es modificar y optimizar el sistema de tratamiento de aguas residuales de la EDAR de Denia-Ondara-Pedreguer, mediante la herramienta de simulación DESASS (Design and Simulation of Activated Sludge Systems), con el fin de que su calidad esté acorde con las exigencias fijadas por la legislación actual.

Las modificaciones fueron a consecuencia de la declaración como zona sensible el lugar donde vierte sus aguas la EDAR, obligando a la eliminación de nutrientes, y de diversos problemas de funcionamiento, entre ellos los problemas de olores debidos a la insuficiente estabilización de los fangos.

El cambio propuesto consiste en transformar el sistema de fangos activados a media carga con digestión aerobia de lodos en un proceso de oxidación total.

Para el alcance del objetivo de esta tesina, se establecieron por simulación las condiciones óptimas de funcionamiento para el nuevo esquema de tratamiento de la EDAR estudiando entre otras cosas la influencia del tiempo retención celular, la utilización de los antiguos decantadores primarios como reactores anóxicos, y la eliminación de fósforo por vía biológica o química.



**Justificación**

---



### 3 JUSTIFICACIÓN

La redacción del presente proyecto presenta varias justificaciones:

- ✓ La primera de ellas es que se trata de un proyecto académico, ya que con él se pretende obtener el título de Máster en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente en la especialidad de tratamientos de aguas.
  
- ✓ La segunda, se deriva de las necesidades que presenta la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer de modificar su sistema de tratamiento de fangos activados convencional, el cual presenta problemas en la eliminación de nitrógeno (nitrificación), y problemas de olores debido a la insuficiente estabilización del fango. Es por ello que se decidió, además de incorporar la eliminación de nutrientes, transformar el esquema de tratamiento en un proceso oxidación total.

El nitrógeno y el fósforo son los principales nutrientes y los de mayor importancia en el vertido de aguas residuales tratadas, dado que los vertidos que los contienen pueden acelerar la eutrofización de zonas costeras, lagos, ríos y embalses, y estimular el crecimiento de algas y plantas acuáticas arraigadas en el curso de agua. Además de resultar estéticamente desagradables, la presencia de algas y plantas acuáticas pueden interferir con el uso beneficioso de los recursos hidráulicos, especialmente cuando se emplean para usos recreativos y abastecimiento de agua.





**Marco Legislativo**

---



### 4 MARCO LEGISLATIVO

Dentro de la política comunitaria de medio ambiente, la protección de las aguas ocupa un espacio amplio y sólido, con un grado de desarrollo legislativo considerable.

A raíz de la entrada de España en la Comunidad Económica Europea en el año 1986, se convirtió como miembro pleno de derecho de la Comunidad, suponiendo la adecuación de temas relacionados como la agricultura, pesca, asuntos sociales y medio ambiente a lo marcado por la Comunidad.

Con relación a las aguas, los instrumentos legislativos que se deben aplicar son las Directivas. Estas Directivas son obligatorias en lo relativo a los resultados a alcanzar, pero dejan a los Estados Miembros la elección de los medios a utilizar.

En España, la actuación en materia de control de la contaminación de las aguas está conformada por numerosas normas, algunas de ellas ambiciosas y exigentes, entre las que merece destacar las siguientes:

- **Ley de aguas del 2 de agosto de 1985** (en sustitución de la de 1979), que entró en vigor el 1 de enero de 1986 y el reglamento que la desarrolla (R.D. 849/1986 de 11 de abril) (BOE 30 -12 1995).

Esta ley marca en uno de sus puntos: **"El agua debe ser devuelta a su cauce en condiciones de calidad no inferiores a las que tenía antes de su captación"**.

También dice: **"Todo vertido necesita Autorización previa, que será concedida sólo si está garantizada la inocuidad del mismo"**.

- **Ley 2/1992, de 26 de marzo**, del Gobierno Valenciano de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana

Esta ley tiene por objeto garantizar una actuación coordinada y eficaz entre las distintas Administraciones Públicas en materia de evacuación y tratamiento y, en su caso, reutilización de las aguas residuales en el ámbito territorial de la Comunidad Valenciana.

- **Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental**, transpone al Derecho español la Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales.

En su preámbulo habla sobre el **artículo 45 de la Constitución Española de 1978** donde reconoce el derecho de los ciudadanos a disfrutar de un medio ambiente adecuado como condición indispensable para el desarrollo de la persona, al tiempo que establece que quienes incumplan la obligación de utilizar racionalmente los recursos naturales y la conservación de la naturaleza, estarán obligados a reparar el daño causado con independencia de las sanciones administrativas o penales que también correspondan.

En cuanto a la utilización racional de los recursos naturales, se hacen efectivos dos principios fundamentales: el principio de prevención y el principio de «**quien contamina paga**», previendo así un doble sistema de responsabilidad objetiva y por culpa.

Con este canon se pretende que el responsable de la contaminación adopte las medidas necesarias para reducir la contaminación que causa y/o se haga cargo de su

participación en los gastos de medidas colectivas. El canon se fija en función de la contaminación emitida.

- **Real Decreto 484/1995, de 7 de abril**, sobre medidas de regularización y control de vertidos. Establecen que "toda actividad susceptible de provocar la contaminación o degradación del dominio público hidráulico y, en particular, el vertido de aguas y de productos residuales susceptibles de contaminar las aguas continentales, requiere autorización administrativa"(BOE núm. 95 -21.04.1995).
- **Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre**, por el que se establecen las Normas Aplicables al Tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas.

Este Real Decreto-Ley tiene por objeto complementar el régimen jurídico establecido en el Título V de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, y en el Título III de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, con el fin de proteger la calidad de las aguas continentales y marítimas de los efectos negativos de los vertidos de las aguas residuales urbanas. Con este objetivo, la Unión Europea aprobó la Directiva 91/271/CEE, del Consejo de 21 de mayo, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, en la cual se establece que los Estados miembros adoptarán las medidas necesarias para garantizar que dichas aguas sean tratadas correctamente antes de su vertido.

- **Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo**, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas (BOE N° 77,29/3/96).

Este Real Decreto, establece las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, complementando las normas sobre recogida, depuración y

vertido de dichas aguas, y la aplicación a éstas de 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**, determinando así un tratamiento más o menos riguroso.

- **Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre**, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Entendiéndose como aguas depuradas aquellas que han sido sometidas a un proceso de tratamiento que permita adecuar su calidad a la normativa de vertidos aplicable.

Este Real Decreto tiene por objeto establecer el régimen jurídico para la reutilización de las aguas depuradas, de acuerdo con el artículo 109.1 del texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio.

- **Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991**, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.
  - **Directiva 98/15 CE** de la Comisión, de 27 de febrero de 1998, por la que se modifica el cuadro 2 del anejo I de la Directiva 91/271/CEE del Consejo en relación con determinados requisitos establecidos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles propensas a eutrofización que planteaba problemas de interpretación en algunos Estados miembros, por lo que en fecha 27 de febrero de 1998, adoptó la Directiva 98/15/CE, que modifica la Directiva 91/271/CEE, en lo relativo a las especificaciones de las concentraciones citadas en la tabla 3 de este trabajo

De una forma resumida, la Directiva 91/271/CEE, establece dos obligaciones claramente diferenciadas, en primer lugar las “**aglomeraciones urbanas**” deberán disponer de sistemas de colectores para la recogida y conducción de las aguas residuales, y en segundo lugar, se prevén distintos tratamientos a los que deberán someterse dichas aguas antes de su vertido a las aguas continentales o marinas.

En la determinación de los tratamientos a que deberán someterse las aguas residuales antes de su vertido, se tiene en cuenta las características del emplazamiento donde se producen. De acuerdo con esto, los tratamientos serán más o menos rigurosos, según se efectúen en zonas calificadas como “**sensibles**”, “**menos sensibles**” o “**normales**”. Se consideran como zonas sensibles aquellas zonas consideradas como eutróficas o que podrían llegar a ser eutróficas en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección.

En la tabla siguiente se detalla las zonas afectadas por la Declaración de zonas sensibles efectuada por el Ministerio de Medio Ambiente (Anexo de la Resolución de 25 de mayo de 1998, de la Secretaría de Estado de Aguas y Costas, BOE núm. 155, de 30 de junio) para núcleos urbanos menores de 100.000 he, agrupados por cuencas hidrográficas y afectados por la declaración de zonas sensibles (Directiva 91/271/CEE).

A continuación, se presentan las zonas declaradas como sensibles en la zona de Alicante.

**Tabla 1. Zonas Sensibles en Alicante - Comunidad Valenciana**

<b>Cuenca hidrográfica</b>	<b>Zona sensible</b>
<b>Costeras</b>	Frente litoral del Parque Natural del Montgó
<b>Costeras</b>	Frente litoral del Parque Natural del Peñal d'Ifac
<b>Costeras</b>	Frente litoral del Parque Natural de la Salinas de Santa Pola

Los vertidos procedentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales que posean tratamiento secundario o equivalente, deben cumplir los requisitos de vertido detallados en la tabla 2, cumpliéndose el valor de concentración o el porcentaje de reducción.

A continuación se detalla los requisitos de vertido que debe cumplir la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer.

**Tabla 2. Requisitos de Vertidos Procedentes para una Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales Urbanas**

<b>Parámetros</b>	<b>Concentración</b>	<b>% Mínimo de reducción<sup>(a)</sup></b>
<b>Demanda Biológica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>)<sup>(b)</sup> a 20°C sin nitrificación</b>	25 mg/l O <sub>2</sub>	70 – 90 %
<b>Demanda Química de Oxígeno (DQO)</b>	125 mg/lO <sub>2</sub>	75 %
<b>Sólidos Totales en Suspensión</b>	35 mg/l	90 %

(a) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.

(b) Este parámetro puede sustituirse por otro: carbono orgánico total (COT) o demanda total de oxígeno (DTO), si puede establecerse una correlación entre la DBO5 y el parámetro sustituto.

Para el caso de vertidos de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles cuyas aguas sean eutróficas o tengan tendencia a serlo en un futuro próximo, además de los requisitos expresados en la Tabla 2, se deberán cumplir los contenidos en la Tabla 3.



**Tabla 3. Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles propensas a eutrofización.**

<b>Parámetros</b>	<b>Concentración</b>	<b>% Mínimo de reducción</b>
<b>Fósforo Total (P<sub>T</sub>)</b>	2 mg/l de (10.000 a 100.000 h.e) 1 mg/l de (> de 100 000 h.e)	80 %
<b>Nitrógeno Total (N<sub>T</sub>)<sup>(a)</sup></b>	15 mg/l de (10.000 a 100000 h.e) 10 mg/l de (> 100.000 h.e)	70 - 80 %

(a) Nitrógeno total equivalente a la suma del nitrógeno Kjeldahl total (N orgánico y amoniacal), nitrógeno en forma de nitrato (NO<sub>3</sub>) y nitrógeno en forma de nitrito (NO<sub>2</sub>).



## **Descripción de la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer**

---



## **5 DESCRIPCIÓN DE LA EDAR DENIA – ONDARA – PEDREGUER**

### **5.1 UBICACIÓN DE LA EDAR**

La EDAR de Denia – Ondara – Pedreguer se encuentra ubicada en la provincia de Alicante. Sus dependencias son cercanías a los términos municipales de Denia, Ondara y Pedreguer, que forman parte de la comarca de la Marina Alta.

Se accede a ella desde la carretera la Xara – Pedreguer, carretera secundaria a la N-332 en el paso por el municipio de Ondara. El desvío se encuentra a unos 700m aproximadamente desde la salida de autopista AP – 7.

Geográficamente se encuentra localizada de la siguiente manera:

#### **Coordenadas UTM**

X : 763757  
Y : 430  
Z : 26

#### **Sus coordenadas geográficas:**

WGS84 (equivalente a ETRS89 y, en Islas Canarias, REGCAN95 (RD 1071/2007))

**Longitud:** 0,037979

**Latitud:** 38,822893



**Figura 1. Localización de la EDAR Denia-Ondara - Pedreguer**

Dichas instalaciones pertenecen a la entidad pública de saneamiento de aguas residuales (EPSAR) de la Comunidad Valenciana, dependiendo sus funciones de la Consejería de Infraestructuras y Transporte de Valencia, encargada de gestionar la explotación de las instalaciones y ejecutar las obras de saneamiento y depuración que determine la administración de la Generalidad Valenciana.

Esta EDAR es explotada por OMS-SACEDE S.A., empresa que posee diversas oficinas en Valencia, Barcelona y Madrid. Tiene una gran experiencia en ingeniería medioambiental y desarrolla su actividad especialmente en la captación, tratamiento y distribución de agua para núcleos urbanos. En sus actividades incluye el diseño,

construcción y gestión de las instalaciones de avanzada tecnología, colaborando activamente en el objetivo común de mejorar la calidad de nuestro entorno natural. En su larga trayectoria OMS-SACEDE, ha llevado a buen fin un gran número de proyectos, tanto en el sector público como en el privado.

También la empresa CONSOMAR S.A. participa en el funcionamiento de la EDAR, encargándose del control sobre las dependencias de la planta depuradora.

### **5.2 ETAPAS Y PROCESOS ASOCIADOS AL FUNCIONAMIENTO DE LA EDAR DE DENIA – ONDARA – PEDREGUER**

La EDAR Denia – Ondara – Pedreguer, depura las aguas de unos 63.553he, procedentes de los vertidos municipales de Denia, Ondara y Pedreguer, que vierten sus aguas residuales hasta su salida por el colector de retorno hacia el emisario submarino de Denia. El caudal medio que llega a esta depuradora es aproximadamente de 16000m<sup>3</sup>/día en invierno y 18000m<sup>3</sup>/día en verano, donde el 60% del caudal corresponde a Denia, el 25% a Ondara y un 15% de Pedreguer.

La EDAR de Denia-Ondara-Pedreguer tiene dos líneas principales de actuación: la línea de tratamiento de agua y la línea de tratamiento de fangos. El esquema de tratamiento de la línea de agua consistía en una etapa de decantación primaria, un proceso de fangos activados convencional de media carga para la eliminación de materia orgánica y nitrógeno y un decantador secundario. La línea de fangos consistía en un proceso de estabilización mediante digestión aerobia de fangos, un espesado por gravedad, y una deshidratación por filtros banda.

### 5.2.1 Línea de Tratamiento de Agua

- **Pretratamiento.**

**El desbaste y tamizado:** En esta etapa se eliminan los materiales de mayor tamaño que podrían interferir en el proceso o dañar las instalaciones, como colillas, plásticos, madera etc.

Este proceso se efectúa mediante un tamizado. El agua que llega es bombeada y se hace pasar por unos filtros o tamices que consisten en unos entramados de acero inoxidable de tamaño de 1.5 mm de diámetro, que permite retener la mayor parte de los sólidos que llegan, donde son recogidos manualmente para luego ser llevados a los vertederos de residuos sólidos urbanos.

Para estas instalaciones en concreto, el desbaste se produce en las estaciones receptoras situadas en los mismos municipios. Esto se debe a que tanto **Denia** como **Ondara** se encuentran a una cota más baja que la estación depuradora y es necesario bombear el agua hasta ella. En cambio, el municipio de **Pedreguer** debido a que se encuentra en una cota más alta, envía sus aguas residuales por gravedad. Por esta razón el desbaste se realiza en la entrada de la misma depuradora.

La etapa de desbaste que se produce en las estaciones receptoras tiene a su vez la finalidad de producir una primera oxigenación, debido a la agitación propia de la caída de agua en estos depósitos procedentes de las bombas hidráulicas que las llevan hasta la planta de tratamiento, preparando su posterior depuración biológica.

**Desarenado y desengrasado:** El agua filtrada se dirige hacia un depósito de fondo cónico que funciona como una batidora mediante una turbina que gira lentamente



**(desarenado).** En él, las partículas de arena se desplazan hacia las paredes y van depositándose en el fondo por su mayor densidad e insolubilidad en el agua. De ahí se extraen y se retiran mediante una cinta transportadora, para luego ser almacenados en un contenedor para su posterior tratamiento en una planta especial.

Por otra parte, las grasas y aceites que flotan en el agua, debido a su insolubilidad y a su menor densidad, son separados y recogidos por medio de unas paletas que limpian superficialmente el agua (**desengrasado**).

- **Decantador Primario**

En esta etapa se elimina gran parte de los sólidos en suspensión del agua residual de entrada. La etapa de decantación primaria está compuesta por unos depósitos o balsas circulares que presentan una morfología cónica invertida, donde la agitación es nula, permitiendo de este modo la decantación de los sólidos. Allí las partículas floculantes sedimentan poco a poco y se depositan en el fondo de los decantadores.

El principal objetivo de esta etapa es la disminución de los sólidos en suspensión del agua residual y de la DBO de entrada.

- **Tratamiento Secundario (Reactor Biológico)**

La entrada del agua en esta etapa se realiza a través de un canal de reparto que distribuye el agua en el reactor por medio de compuertas. Este proceso está constituido por un reactor de forma rectangular, donde la carga de entrada y el aporte de oxígeno de manera continuada crean las condiciones apropiadas de forma tal, que se produce el crecimiento de diversas poblaciones de microorganismos, principalmente bacterias, que se encargan de degradar la materia orgánica soluble biodegradable. Una parte de esta materia

orgánica soluble se asimila para la formación de la estructura de las propias bacterias, y otra parte se asimila para la supervivencia de estas bacterias en su función de respiración, así como en la formación de nuevas células.

La cantidad de lodo activo aumenta a medida que se van depurando las aguas, con lo que una parte del mismo (lodo rico en bacterias vivas responsables de la eliminación de la carga biodegradable) sirve de nuevo para depurar y el restante es retirado fácilmente del proceso mediante purga.

La EDAR cuenta con dos reactores, cada uno tienen un volumen de 3312 m<sup>3</sup>. En ellos se produce la eliminación de la materia orgánica y nitrógeno por parte de los microorganismos encargados de este proceso.

- **Decantación Secundaria**

Las aguas depuradas, junto con los microorganismos, pasan a las 2 unidades de decantación, que son de forma circular y tienen cada uno un volumen de 1963 m<sup>3</sup>, un diámetro de 25 m y un calado de 3,5 m. En estos tanques se produce la sedimentación del lodo activo y el agua clarificada se separa por decantación. Parte de la materia en suspensión retenida en el decantador se recircula al reactor biológico para mantener una concentración elevada de microorganismos y unas condiciones constantes del proceso biológico. El resto se incorpora a la línea de tratamiento de fangos.

### 5.2.2 Línea de Tratamiento de Fangos

Los fangos procedentes de los decantadores primarios y secundarios, debido a que no están estabilizados, son llevados a los digestores aeróbicos, que consisten en dos balsas de 36 m de largo, 11.5m de ancho y 4 m de profundidad.

## Descripción de la EDAR Denia – Ondara - Pedreguer

---

El funcionamiento del digestor requiere el control de determinadas variables como el PH y la concentración de oxígeno disuelto. El fango digerido es enviado a los espesadores, donde se concentra y da lugar al fango espesado. El espesador, cuenta con 2 unidades circulares, cada uno con un volumen de  $244.9 \text{ m}^3$ , un diámetro de  $D = 9 \text{ m}$  y una altura  $h = 3.35\text{m}$ . Finalmente para reducir el volumen de estos fangos se lleva a cabo la deshidratación mediante filtros banda. El fango deshidratado es el producto final de todo el residuo sólido que se genera durante la depuración, y su destino es el abono para campos agrícolas.

A continuación se muestra la foto de las instalaciones de la antigua EDAR Denia – Ondara – Pedreguer



**Figura 2. Antigua Estación Depuradora Denia – Ondara – Pedreguer**

### **¿POR QUE ERA NECESARIO EL CAMBIO EN LA EDAR?**

El cambio de este sistema biológico de depuración se debió a varios efectos negativos, de los cuales, los más significativos son los detallados a continuación:

- Necesidad de Eliminación de nutrientes debido a que el punto de vertido fue declarado como zona sensible.
  
- Problemas de olores debido a la falta de estabilización del fango en el sistema, por parte de los microorganismos. Estos problemas pueden ser ocasionados por tiempos de retención celular bajos, siendo éste un parámetro importante en el proceso biológico para la eliminación del nitrógeno y en los procesos de digestión aerobia para la estabilización de los fangos.

Por los problemas antes comentados y las limitaciones en cuanto a la parcela disponible, se pretende simular distintas alternativas de funcionamiento para la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer con el fin de mejorar y optimizar el proceso de eliminación de la materia orgánica y nutrientes en las aguas residuales, la estabilización del fango y también evitar la necesidad de futuras ampliaciones.

### 5.3 ETAPAS Y PROCESOS ASOCIADOS AL FUNCIONAMIENTO DE LA NUEVA EDAR Y SUS RESPECTIVAS MODIFICACIONES

El esquema de tratamiento seleccionado para la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer, corresponde a un proceso de oxidación total que opera a baja carga másica (F/M). Este proceso obliga a trabajar con altos TRC, lo que provoca la falta de suficiente alimento para el mantenimiento de los microorganismos presentes. Esta situación potencia los procesos de respiración endógena de la curva de crecimiento, dando lugar a un efluente altamente tratado y unos fangos suficientemente estabilizados.

El tratamiento de oxidación total presenta las siguientes ventajas y desventajas:

#### **Ventajas**

- Buenos rendimientos de eliminación de sólidos en suspensión y materia orgánica.
- El agua depurada no tiene problemas de vertidos, cumpliendo con las condiciones de las legislaciones más exigentes y puede ser recuperada para otros usos, como el riego.

#### **Desventajas**

- Mayor consumo de energía asociado al equipo de aireación que conlleva este proceso, el cual es compensado por la mayor simplicidad de explotación y gestión.
- Grandes volúmenes de tanque necesarios para conseguir elevados TRC.

Para llevar a cabo este proceso se requiere aumentar el volumen del reactor biológico, para ello se proponen las siguientes medidas:

- Utilización de los decantadores primarios como reactores anóxicos. Estos tanques serán cubiertos con el objeto de aislarlos de toda exposición atmosférica.
- Transformación de los antiguos digestores en reactores aerobios.

## Descripción de la EDAR Denia – Ondara - Pedreguer

- Utilización de la parcela disponible para construir un nuevo reactor ~~y un nuevo decantador secundario.~~

Como se trata de un sistema que trabaja a baja carga másica (F/M), en el caso en que no se logre estabilizar el fango con este volumen, se estudiará la posibilidad de aumentar los calados de los tanques para conseguir más volumen en el reactor, ya que no es posible realizar futuras ampliaciones por la parcela disponible.

Como las cargas de los decantadores secundarios en un proceso de oxidación total son inferiores a las del proceso de fangos activados convencional, se propone la construcción de un tercer decantador secundario con las mismas características y dimensiones del tanque existente.

A continuación se detalla las dimensiones de las unidades que se utilizaran en las simulaciones de los diferentes del proceso de tratamiento de la EDAR Denia-Ondara-Pedreguer.

**Tabla 4. Dimensiones de la Actual EDAR Denia - Ondara – Pedreguer**

	Nº de unidades	Diámetro (m)	Altura (m)	Volumen (m <sup>3</sup> )	V. total (m <sup>3</sup> )
<b>Reactor Anóxico o Anaerobio (antiguo decantador primario)</b>	2	21	3	1039.08	2078.2
<b>Reactor aerobio Nº 1 (antiguo reactor)</b>	1		4	3312	3312
<b>Reactor aerobio Nº 2 (antiguo digestor)</b>	1		4	3312	3312
<b>Reactor aerobio Nº 3 (nuevo reactor)</b>	1		4	4327	4327
<b>Decantador secundario</b>	3	25	3.5	1963.5	5890.5
<b>Espesado de fango</b>	2	9	3.35	244.9	489.8

## **Descripción de la EDAR Denia – Ondara - Pedreguer**

---

Las unidades de tratamiento de la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer, están distribuidas en dos reactores anóxicos, tres reactores aerobios, tres decantadores secundarios y dos espesadores.

El volumen total del reactor biológico es de  $13029.2\text{m}^3$ , el cual hace referencia a la suma del grupo de reactores, que corresponden al reactor anóxico (antiguo decantador primario) y reactores aerobios. En estos reactores tienen lugar los procesos que permiten la oxidación del nitrógeno amoniacal (nitrificación) y la eliminación de nitrato a nitrógeno gas (desnitrificación), y son llevados a cabo por las bacterias autótrofas y heterótrofas facultativas, respectivamente.

Para representar el esquema de EDAR Denia – Ondara – Pedreguer en el programa de simulación DESASS, se tuvo en cuenta el tiempo de retención hidráulico (TRH) para cada zona de tratamiento, ya que este parámetro determina el volumen de cada una de las zonas de las instalaciones existentes (tanques de la antigua EDAR), de tal forma que en cada una de las zonas se produzcan los procesos deseados en cuanto a la eliminación de MO, N y P.





**Metodología**

---



## 6 METODOLOGÍA

Para encontrar mejoras en el funcionamiento de la Estación Depuradora de Aguas Residuales Denia - Ondara – Pedreguer, se ha utilizado como herramienta de simulación el programa DESASS.

### 6.1 PROGRAMA DE SIMULACIÓN (DESASS)

El programa de simulación DESASS (Desing and Simulation of Activated Sludge Systems), ha sido desarrollado por el grupo de investigación Calagua, con el apoyo de la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana y las empresas Sear y Aquagest. Esta herramienta informática, es un simulador de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas configurado bajo Windows, diseñado y optimizado para la investigación de los procesos de eliminación de materia orgánica y nutrientes. Además es usado para propósitos educativos y como para la operación de entrenamiento de personal.

DESASS trabaja en un entorno intuitivo y permite evaluar esquemas completos de tratamiento de aguas residuales, tanto en la línea de agua como en la de fangos, pudiéndose representar desde el sistema más sencillo (eliminación de materia orgánica) hasta procesos más complejos en los que se incorporan los esquemas de eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo).

El programa tiene implementado un algoritmo de modelación matemática basado en un modelo biológico general, que incluye el modelo de fangos activados número 2 modificado (ASM2d) de la IWA, junto con un modelo de fermentación y digestión anaerobia de los fangos desarrollado por el propio grupo de investigación. Incluye además

la posibilidad de considerar los procesos biológicos que tienen lugar en los decantadores y espesadores junto a los procesos de sedimentación y compresión del fango.

DESASS presenta un entorno de trabajo de fácil uso debido a los diversos modelos que tiene disponibles y la posibilidad que estos ofrecen para modificarlos y crear otros nuevos. Además, su entorno hace sencilla la tarea de configurar el sistema que se desea modelizar, seleccionando y ubicando sus componentes. En el caso de este trabajo, el sistema de oxidación total con régimen en flujo pistón se representa mediante varios reactores en serie, con el fin de lograr una mejora en la eliminación de materia orgánica y nitrógeno en su proceso de nitrificación-desnitrificación.

### 6.2 METODOLOGÍA UTILIZADA

En el desarrollo del proyecto, se utilizó el DESASS como herramienta de simulación para representar el funcionamiento del tratamiento biológico de la nueva EDAR Denia – Ondara – Pedreguer. Para las modificaciones en el proceso estudiado, se tienen en cuenta las dimensiones de la infraestructura ya existentes, así como también la superficie disponible para la construcción del nuevo reactor.

Una de las modificaciones se orienta a la eliminación simultánea de la materia orgánica, nitrógeno y fósforo en sus diferentes esquemas de tratamiento (anaerobio/anóxico/aerobio) y otra a la eliminación biológica de materia orgánica y nitrógeno con precipitación química de fósforo. Ambas simulaciones se llevaran a cabo mediante proceso de oxidación total y mediante oxidación total con reactores aerobios en régimen de flujo pistón.

Como punto de partida a las simulaciones se tienen las concentraciones medias de entrada al sistema: DQO, DBO, SS, nutrientes (N y P), temperatura y caudal. Una vez

introducidos estos datos y definido el esquema de tratamiento se procede a la simulación del DESASS, el cual automáticamente realiza los cálculos pertinentes de cada una de las unidades de tratamiento mediante un balance de masas. Las unidades del tratamiento secundario (reactor biológico y el decantador secundario) son consideradas los puntos claves de simulación en el sistema de tratamiento para la obtención de una buena calidad del efluente y fango estabilizado.

Aunque el programa de simulación realiza los cálculos automáticamente, es posible realizar cambios por parte del usuario, en el diseño, en la distribución del sistema, número de zonas (zonas aerobias, anaerobias, anóxicas) y criterios de diseño (TRH, TRC). Entre otros parámetros se permite modificar volúmenes, caudales de recirculación, concentraciones de oxígeno, parámetros estequiométricos y cinético del modelo, que son indispensables a la hora de diseñar y optimizar el funcionamiento de la EDAR. Siendo necesario verificar que los cambios estén acorde con el área mínima requerida para efectuar el tratamiento, de acuerdo a las condiciones iniciales fijadas.

Los elementos a estudiar para alcanzar los objetivos fijados al modificar el sistema de tratamiento de aguas residuales de la EDAR Denia – Ondara – Pedregurer, son los siguientes:

- Estudiar la viabilidad de conseguir la calidad del agua efluente y un fango suficientemente estabilizado, utilizando los decantadores primarios como reactor anóxico y los demás reactores como reactor aerobio.
- Estudiar la mejora previsible en el funcionamiento del proceso al operar los reactores aerobios como un reactor de flujo pistón.
- Estudiar la posibilidad de eliminar fósforo por vía biológica utilizando los actuales decantadores primarios como reactores anaerobios.

- Estudiar la dosis de reactivo precipitante necesario para eliminar el fósforo del agua residual hasta cumplir con el límite marcado por la directiva europea 91/271/CEE.
- Estudiar la influencia del tiempo de retención celular, obteniendo el valor que produzca un fango suficientemente estabilizado en condiciones de invierno y verano.
- Estudiar la influencia de la concentración de sólidos en el funcionamiento de los decantadores secundarios.
- Estudiar los resultados obtenidos variando la altura del tanque de 4m a 5m. ya que, como se comentó anteriormente, existe limitación de espacio en la parcela disponible.
- Estudiar la influencia de la recirculación interna en los resultados.
- Se realizarán diversas pruebas variando los valores de las velocidades de crecimiento de las bacterias autótrofas para tener en cuenta posibles inhibiciones del proceso por salinidad excesiva del agua influente procedente de Denia.

Además de lo anterior se realizarán simulaciones teniendo en cuenta las altas concentraciones de amonio medidas en el agua residual influente con el fin de verificar el funcionamiento de la EDAR al encontrarse con puntas de nitrógeno.

### **6.3 ESQUEMAS DE TRATAMIENTO SIMULADOS**

Los esquemas utilizados en el programa de simulación DESASS dependen de las necesidades de eliminación y condiciones del diseño, las cuales se detallan a continuación.

- **Esquema de Oxidación Total**

Este proceso tiene la misma configuración del sistema de fangos activados convencional que operaba en la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer, pero en este caso se prescinden de los decantadores primarios, convirtiéndolos en reactores anóxicos, y el resto de reactores aerobios se tomaron como un único tanque. En este esquema se representa la eliminación biológica de la materia orgánica y nitrógeno en sus procesos de nitrificación y desnitrificación, pasando después por el decantador secundario, como se puede observar en la siguiente figura.

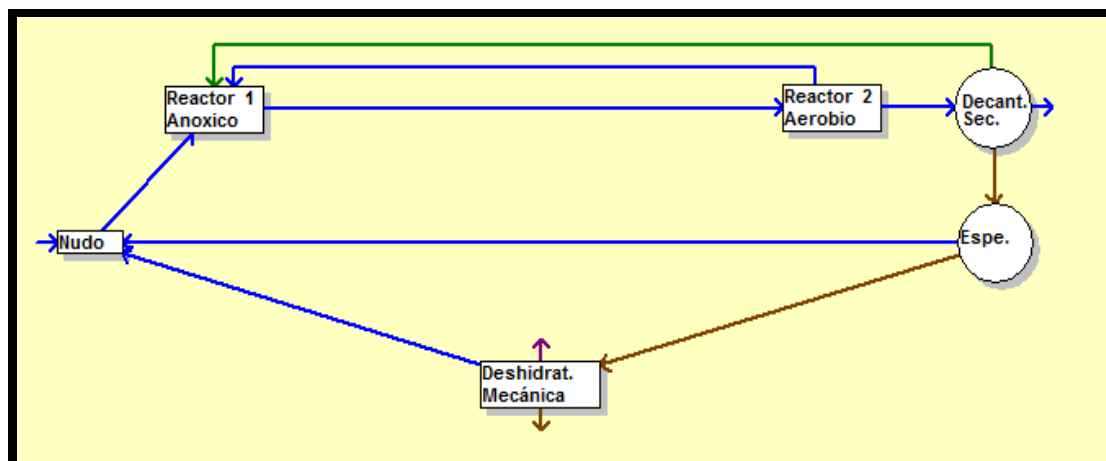
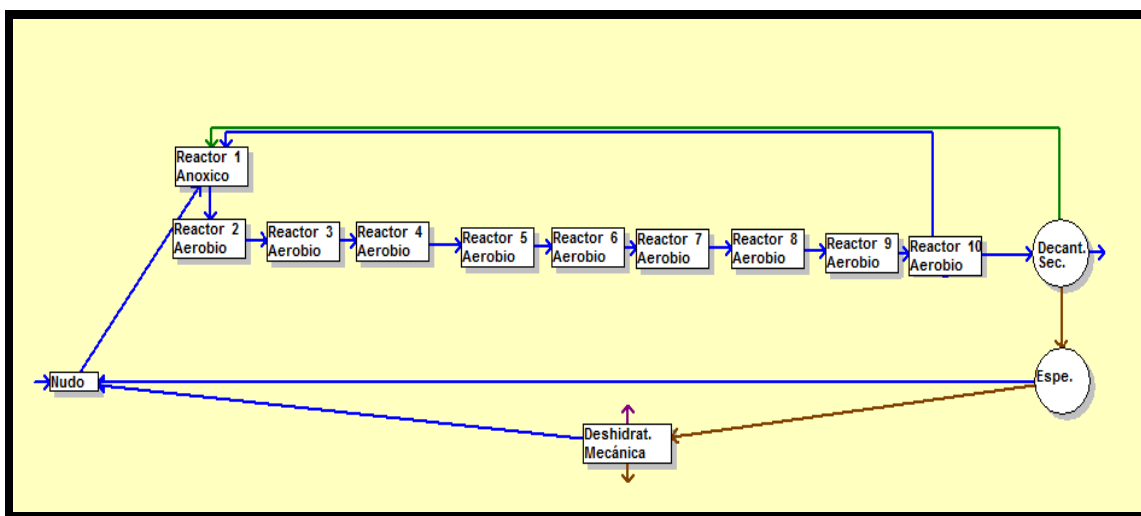


Figura 3. Proceso Oxidación Total

- **Esquema de oxidación total mediante reactores en flujo pistón**

El esquema de simulación utilizado cuenta con un tanque anóxico que corresponde a los antiguos decantadores primarios, 3 tanques aerobios, divididos cada uno de ellos en 3 celdas, para permitir aumentar la eficiencia de eliminación de la materia orgánica y aumentar el proceso de nitrificación, y 3 decantadores secundarios.

Este proceso cuenta con una recirculación interna, que sale desde el último tanque de la zona aerobia hasta el tanque de la zona anóxica, pretendiendo con esta recirculación mejorar la desnitrificación en el sistema y una recirculación externa, que sale del decantador secundario, al tanque anóxico para mantener la masa de microorganismos en el sistema, tal y como se puede observar en la figura 4.



**Figura 4. Esquema de Oxidación total con Régimen en Flujo pistón.**

A partir de las configuraciones anteriormente detalladas se seleccionará la que mejor convenga en cuanto a la eficiencia y funcionamiento de la EDAR. Con esta selección se llevarán a cabo las modificaciones detalladas en los temas a estudiar, para verificar si con dichas variaciones es posible cumplir con los requisitos mínimos exigidos por la directiva europea 91/271/CEE.

Por otra parte, por ser el oxígeno la variable más importante en la degradación de la materia orgánica y nitrificación, se mantendrán los reactores aerobios con una concentración de oxígeno disuelto del orden de 2ppm.



- **Esquema para la eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo.**

Para llevar a cabo la eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo, se realizaron diferentes simulaciones, modificando el sistema de fangos activados convencional, con el fin de generar condiciones anaerobias- anóxicas- aerobias, que favorecen el crecimiento de las bacterias encargadas de este proceso.

Los tanques se distribuyeron de la siguiente manera: la zona anaerobia corresponde a los antiguos decantadores primarios; para la zona anóxica se tomó una parte del reactor aerobio convirtiéndolo así en zona anóxica y reduciendo de esta forma el volumen de la zona aerobia. Para evitar la entrada de aire en el tanque anóxico, se recomienda la instalación de una válvula de corte de aire a la parrilla de difusores y un agitador para evitar la sedimentación de los fangos.

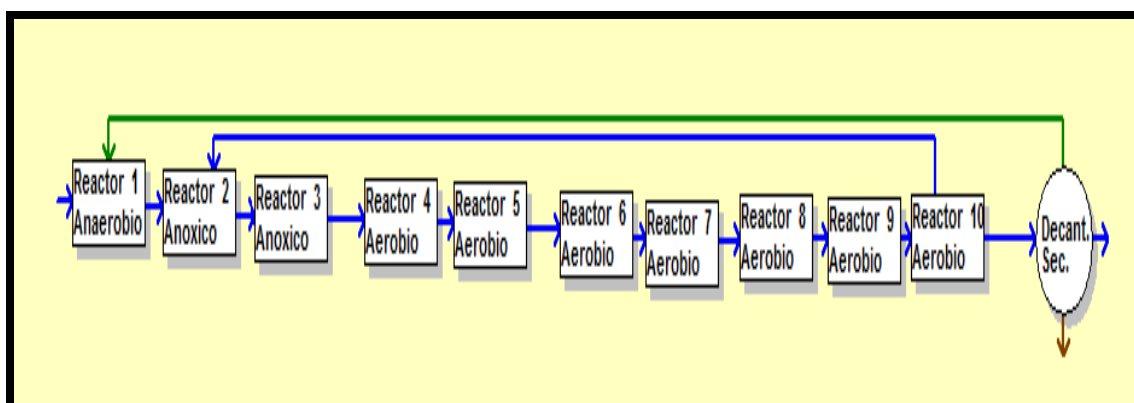
A continuación se presentan los esquemas de los distintos procesos, los cuales, como ya se ha dicho, siguen la misma filosofía básica.

### **Proceso A<sup>2</sup>O.**

La configuración de este sistema es muy sencilla, y consta de un conjunto de reactores anaerobios y anóxicos antes de la cuba de aireación. En el tanque anóxico llegan los nitratos procedentes de la recirculación con un importante caudal de agua desde el final de la zona aerobia. El fango recirculado es conducido al tanque anaerobio, como se puede observar en la figura 5.

Los nitratos que llegan al reactor anóxico desde la recirculación interna son utilizados por las bacterias heterótrofas como aceptores de electrones para la oxidación de la materia orgánica. De esta forma, se consigue eliminar el parte del nitrógeno y se evita la

recirculación de nitratos en exceso desde el decantador secundario al reactor anaerobio, lo que podría perjudicar la eficiencia del proceso de eliminación de fósforo.



**Figura 5. Proceso A2/O.**

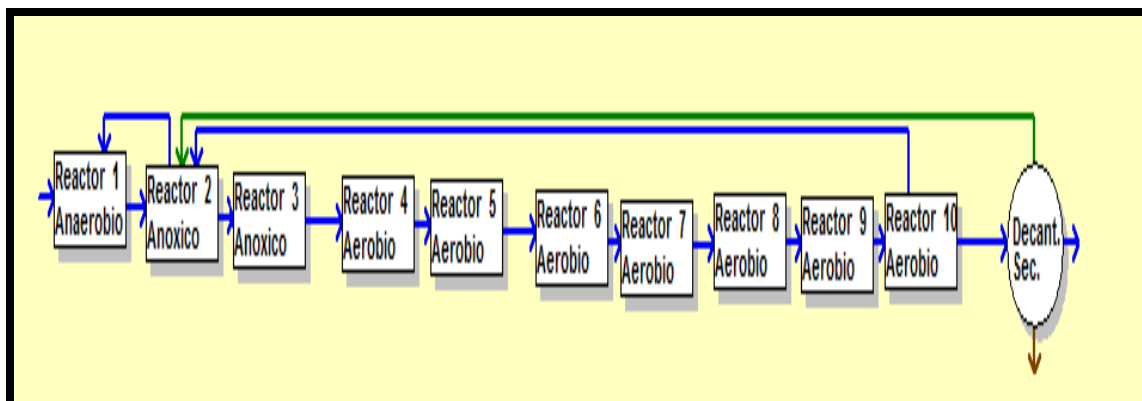
Teniendo en cuenta estudios realizados, los TRH recomendados para el diseño de los reactores anaerobio, anóxicos y aerobios están entre 1 – 3 horas, 1 – 2 horas y entre 4 – 8 horas respectivamente (Neethling, 1995). Es por esta razón que para las simulaciones realizadas para este trabajo se tuvo en cuenta valores de TRH de 1.6, 1.6 y 6.4 horas, correspondientes a la zona anaerobia, anóxica y aerobia respectivamente. Los volúmenes son de 2078.2 m<sup>3</sup> para la zona anaerobia (16%), 2078 m<sup>3</sup> zona anóxica (16%) y 8.743 m<sup>3</sup> para la zona aerobia (64%). El volumen del reactor anaerobio corresponde con el volumen de los antiguos decantadores primarios.

#### **Proceso UCT**

El proceso UCT (University of Cape Town) fue desarrollado por la universidad de Ciudad del Cabo para la eliminación biológica del fósforo. Este proceso se compone de tres zonas básicas (anaerobio-anóxico-aerobio) y dos flujos de recirculación interna, por lo que es muy parecido al proceso A<sup>2</sup>/O, salvo que los fangos activados de retorno no se recirculan a la zona anaerobia, sino a la zona anóxica. Como se puede observar en la Figura 6, la

recirculación principal se conduce a la entrada del reactor anóxico (recirculación de fangos), y se incluye una recirculación interna que permite aumentar el grado de desnitrificación (recirculación aerobio-anóxico) y una segunda recirculación interna que alimenta el reactor anaerobio con licor desnitrificado (tomado a la salida de la zona anóxica).

De esta manera se pueden mantener condiciones estrictamente anaerobias en el primer reactor. Además se puede eliminar todo el oxígeno disuelto y el nitrato contenido en el flujo de recirculación a la zona anaerobia. La recirculación interna mejora la utilización de la materia orgánica en la etapa anaerobia, proporcionando condiciones óptimas para la fermentación en esta zona.



**Figura 6. Proceso UCT**

### Proceso UCT modificado

Este proceso se diferencia del anterior porque se trata separadamente la desnitrificación de los fangos recirculados y del licor mezcla procedente del tanque aerobio. Como se observa en la Figura 7, la segunda zona anóxica es donde ocurre la mayor parte de la desnitrificación ya que ésta recibe la recirculación de la zona aerobia.

Los fangos procedentes de los decantadores secundarios, son recirculados al primer reactor anóxico, y desde este mismo reactor se recircula el licor mezcla al reactor anaerobio con el fin de evitar la entrada de nitratos procedentes de la zona aerobia.

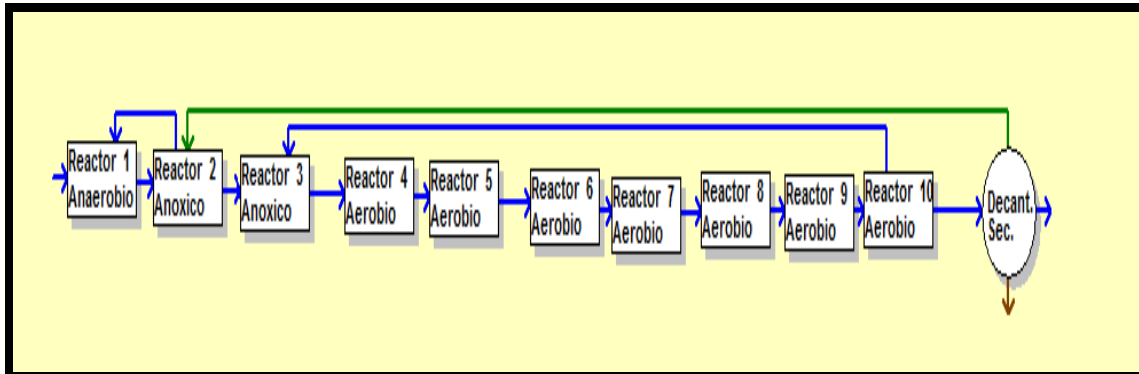


Figura 7. Proceso UCT Modificado

**Datos de Partida**

---



## 7 DATOS DE PARTIDA

### 7.1 ANALÍTICA DE ENTRADA A LA EDAR

En esta etapa se analizó la evolución temporal de la analítica de entrada al reactor biológico y salida de la EDAR durante el periodo de estudio. Los datos fueron facilitados por la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales (EPSAR) de la Comunidad Valenciana.

Los datos analíticos de explotación de la planta durante el año 2003 se reflejan en las Figura 8 y Figura 9.

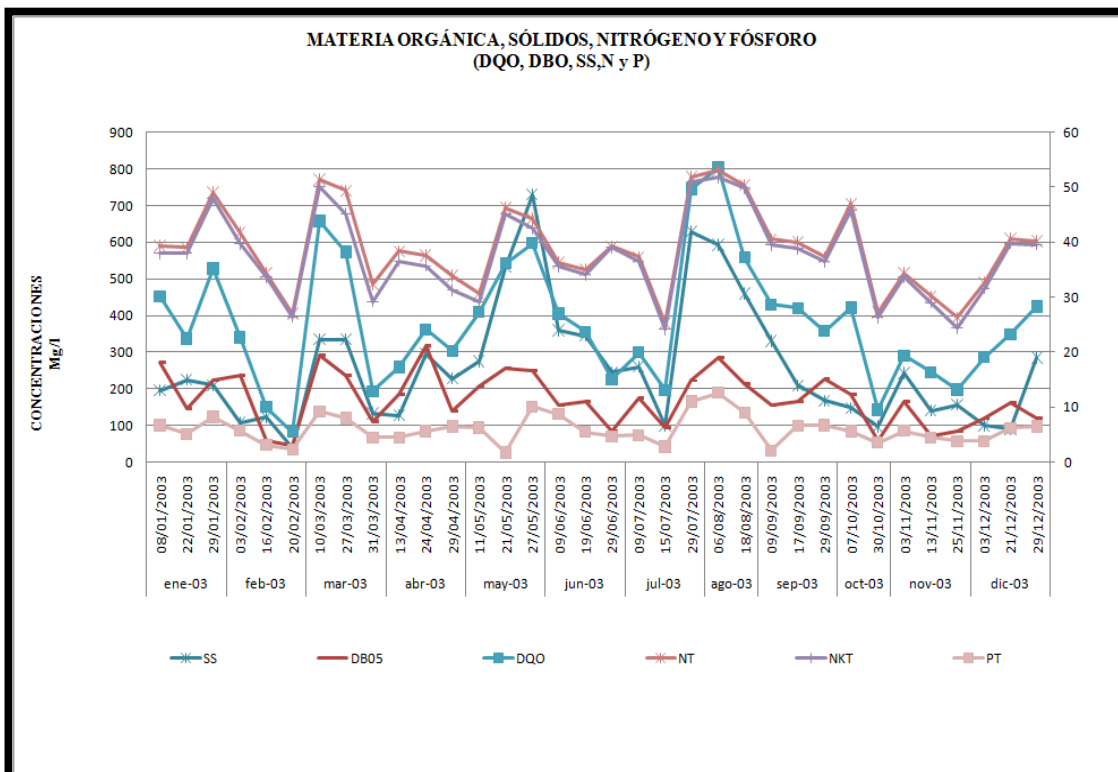


Figura 8. Variación de la Calidad del Agua a la Entrada de la EDAR.

Tras estudiar la analítica del agua residual de entrada a la depuradora se puede observar que los valores de DQO, DBO<sub>5</sub>, SS y nutrientes, no alcanzan a llegar a un estado estacionario durante el año de estudio (enero hasta diciembre del año 2003). Los meses de marzo, mayo y agosto son los periodos donde se producen los picos de mayor concentración de contaminantes durante el año, como se puede observa en la Figura 8. También se puede observar que la variación de las concentraciones es muy irregular, lo que podría dificultar el funcionamiento de la EDAR, y disminuir el rendimiento de eliminación de la materia orgánica y nitrógeno, como también el funcionamiento de los decantadores secundarios.

En la figura 9, se muestra la calidad del agua de salida del sistema de tratamiento de fangos activados convencional.

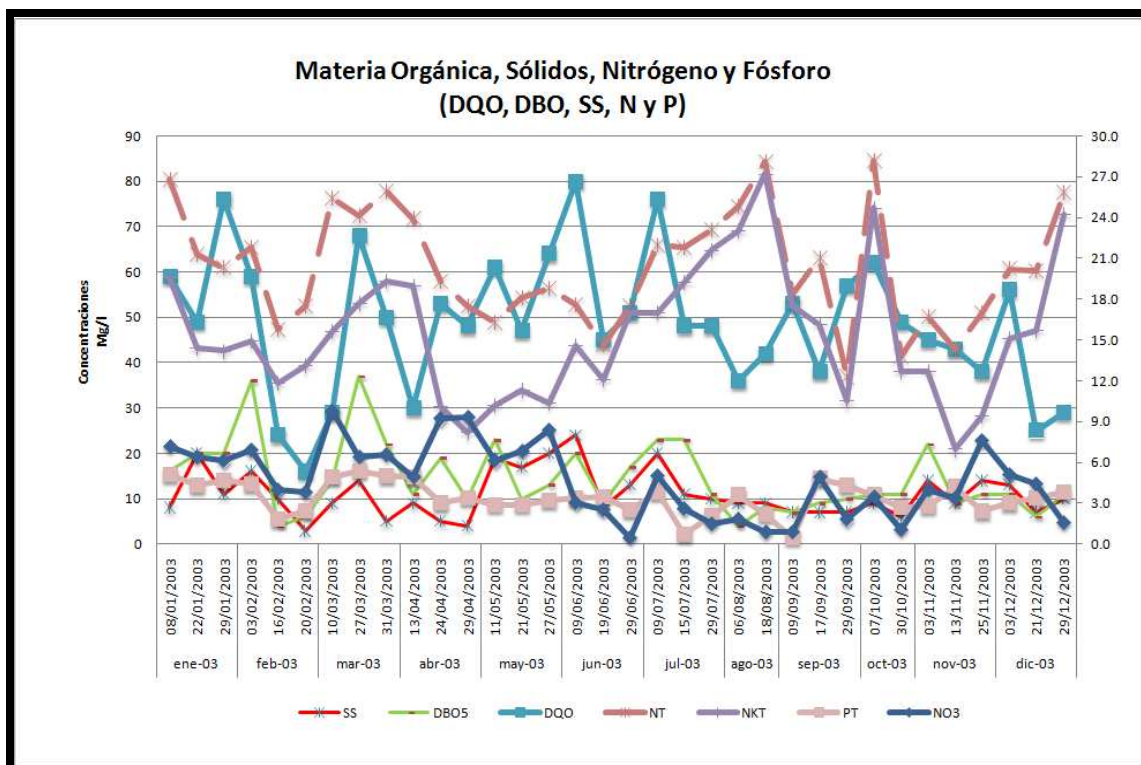


Figura 9. Variación de las Concentraciones de Salida de la EDAR

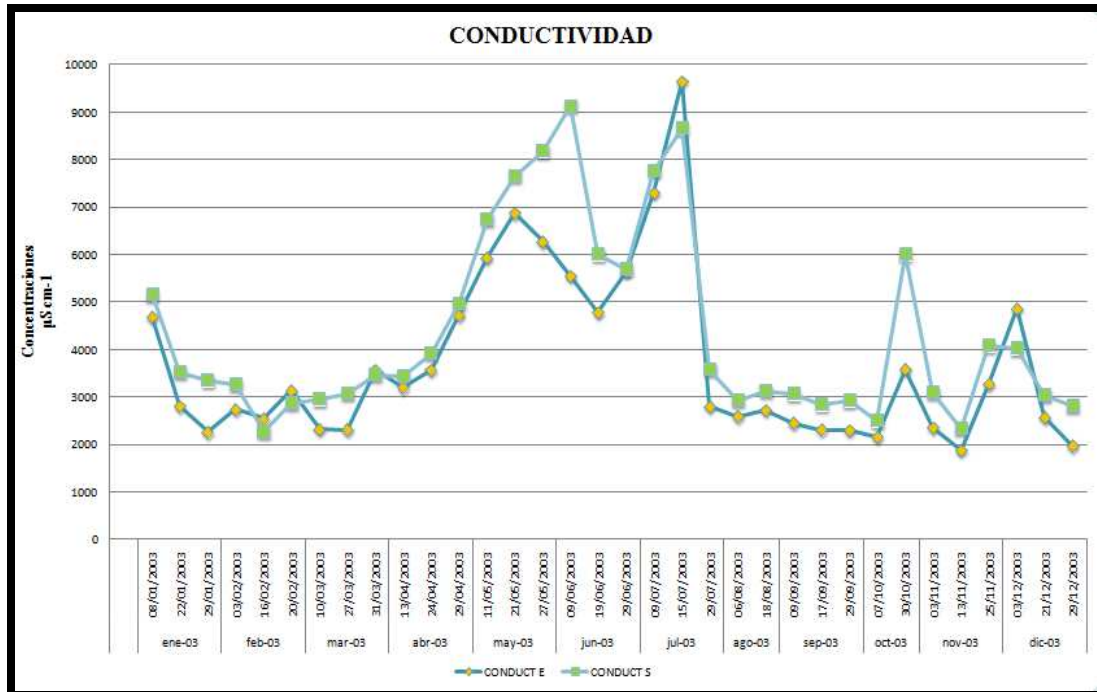


En la Figura 9 se puede observar, que el sistema de fangos activados convencional con que operaba la EDAR de Denia – Ondara – Pedreguer, presentaba un buen funcionamiento en cuanto a la eliminación de materia orgánica, lográndose valores por debajo (125mg/l de DQO y 25mg/l de DBO<sub>5</sub>) de los límites de vertidos exigidos por la directiva europea 91/271/CEE.

En cuanto a las concentraciones de nitrógeno y fósforo se puede observar que no se logra una adecuada eliminación de nutrientes, ya que supera los límites de vertidos establecidos por la legislación (15 mg<sub>N</sub>/l y 2 mg<sub>P</sub>/l). Es por esta razón que uno de los principales objetivos de este trabajo, es conseguir mejoras en cuanto a la eliminación biológica de nitrógeno (mediante nitrificación y desnitrificación) y eliminación del fósforo en la EDAR. En este caso se estudiará la posibilidad de eliminar fósforo mediante procesos biológicos y procesos químicos si las condiciones de tratamiento lo requieren.

Además de las concentraciones detalladas anteriormente, la conductividad, también es un parámetro importante a tener en cuenta en el sistema, debido a la influencia que presenta en el desarrollo de las bacterias autótrofas encargadas del proceso de nitrificación.

A continuación, se detalla en la figura 10 la variación de la conductividad en la entrada y salida de la EDAR.



**Figura 10. Variación de la Conductividad a la Entrada y Salida de la EDAR**

Como se puede observar, a la entrada y a la salida de la EDAR, los valores de la conductividad llega a valores muy altos ( $>3000\mu\text{Scm}^{-1}$ ) a los recomendados por la legislación. Teniendo en cuenta la ubicación de la EDAR (cercanía a zonas costeras), existe la posibilidad de recibir vertidos de alta concentración de sales provenientes de infiltraciones en el alcantarillado de aguas freáticas o procedentes de pozos con aguas de elevada salinidad que ayuda a subir el nivel de conductividad en el agua residual. Este valor debería ser controlado frecuentemente, ya que puede inhibir los procesos biológicos, especialmente al desarrollo de las bacterias autótrofas por ser las más sensibles a la presencia excesiva de sales.

**7.2 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE ENTRADA A LA EDAR.**

Teniendo en cuenta la analítica de entrada al sistema, se adecuaron los valores de la DQO, DBO<sub>5</sub>, SS según los porcentajes de fracciones solubles y particuladas, teniendo en cuenta aproximaciones de la analítica adicional realizada durante una semana (Tabla 5).

**Tabla 5. Analítica Adicional del Influyente de la Edar**

<b>INFLUENTE EDAR Denia – Ondara - Pedreguer (mg/l)</b>										
<b>FECHA</b>	<b>SS</b>	<b>%SSV</b>	<b>SSV</b>	<b>SSNV</b>	<b>DQO<sub>solb</sub></b>	<b>DQO<sub>T</sub></b>	<b>DQO<sub>sus</sub></b>	<b>NH<sub>4</sub></b>	<b>NKT</b>	<b>NO<sub>3</sub></b>
<b>29/02/2004</b>	240	78.8	189.12	50.88	95	488	393	42.9	50.9	0.4
<b>01/03/2004</b>	183	83.1	152.073	30.927	146	466	320	46.7	55.2	0.3
<b>02/03/2004</b>	163	88.3	143.929	19.071	152	402	250	43.4	65.9	0.3
<b>03/03/2004</b>	152	80.9	122.968	29.032	152	321	169	43.0	43.8	0.2
<b>04/03/2004</b>	146	80.1	116.946	29.054	115	371	256	35.3	44.8	0.3

De los datos estudiados, se tomaron los valores promedios obtenidos de la caracterización del agua residual en variables del modelo correspondientes al periodo de estudio, los cuales se muestran en la tabla 6.

**Tabla 6. Materia Orgánica Biodegradable y no Biodegradable**

Concentraciones	Valores	Concentraciones	Valores	Concentraciones	valores
<b>DBO<sub>5</sub></b> mg/l	200				
<b>DBOL</b> mg/l	293.5	<b>DBO<sub>sol</sub></b> mg/l 32% solb	93.9	<b>DBO<sub>sus</sub></b> mg/l	199.6
<b>DQO</b> mg/l	393.5	<b>DQO<sub>sol</sub></b> mg/l 32% Solb	125.9	<b>DQO<sub>sus</sub></b> mg/l	267.6
<b>SS</b> mgss/l	218.49	<b>SSV</b> mgss/l 81.5%	178.49	<b>SSNV</b> mg/l	40
<b>PT</b>	7.06	<b>NT</b>	38.81		

Los cálculos utilizados para caracterizar la  $DBO_{lim}$  y los nutrientes son las siguientes:

- **DBO<sub>lim</sub>**: El cálculo se llevó a cabo mediante la relación de biodegradabilidad del agua residual urbana ( $DBO_5/DBO_{lim} = 0.8$ ).
- **Nitrógeno y fósforo**: Las partes solubles de estos nutrientes se calcularon teniendo en cuenta las constantes estequiométricas  $I_{NSF}$  y  $I_{NSI}$ ;  $I_{PSF}$  y  $I_{PSI}$ . En la Tabla 7 se muestran los valores de los factores de conversión para el nitrógeno y fósforo. Estos factores se utilizan en las ecuaciones de continuidad que se aplican en la matriz estequiométrica del BNRM1 EC.1. Para una correcta calibración del modelo, se utilizaron las mismas constantes estequiométricas que vienen por defecto en el programa de simulación. Este cálculo se realizó mediante un proceso iterativo variando las concentraciones de amonio y fosfato en la entrada del sistema hasta que las concentraciones de  $N_T$  y  $P_T$  coincidieran con los resultados reales de entrada al sistema de tratamiento.

A efectos de cálculo de los balances de carga eléctrica en los procesos (Amonio y Amoniaco), se considerará que todo el nitrógeno amoniacal se encuentra en forma de ion

amonio, y también se considera que todo el nitrógeno oxidado se encuentra en forma de nitrato.

$$N_{tsol} = NH_4^+ + NO_3^- + S_f * I_{nsf} + S_i * I_{nsi}$$

$$P_{tsol} = PO_4 + S_f * I_{psf} + S_i * I_{psi}$$

**Ecuación 1**

**Tabla 7. Factores de Conversión del Nitrógeno y Fósforo; Manual DESASS**

<b>Constantes estequimétricas</b>	<b>I<sub>SI</sub></b>	<b>I<sub>SF</sub></b>	<b>I<sub>XI</sub></b>	<b>I<sub>XS</sub></b>	<b>I<sub>BM</sub></b>
<b>Nitrógeno</b>	0.010	0.030	0.030	0.040	0.070
<b>Fósforo</b>	0.000	0.010	0.010	0.010	0.020

A continuación se detallan los valores promedios correspondientes a los componentes solubles y particulados del sistema de tratamiento.

- **Componentes solubles**

**S<sub>A</sub>**: (sustrato soluble rápidamente biodegradable producto de la fermentación). Se considera que solamente es acetato.

**S<sub>F</sub>**: (sustrato orgánico fácilmente biodegradable, fermentable). Representa la fracción de la DQO soluble que está disponible directamente para la degradación de los organismos heterótrofos. Se calcula teniendo en cuenta la diferencia entre la DBO límite soluble y la concentración de S<sub>A</sub>.

**S<sub>I</sub>**: (materia orgánica inerte). La principal característica de este elemento es que no puede ser degradado. Se asume que este elemento es parte del influente. Se calcula mediante la diferencia entre las concentraciones de la DQO soluble y la DBO límite soluble.

**Componentes particulados**

**X<sub>I</sub>**: (material orgánico inerte). Este material no se puede degradar y puede ser una fracción del influente o puede producirse dentro del proceso de lisis (muerte celular). Se calcula teniendo en cuenta la DBO limite suspendida ( $X_S$ ) menos la DQO suspendida ( $X_S+X_I$ ).

**X<sub>S</sub>**: (sustrato lentamente biodegradable). Es un sustrato orgánico particulado y coloidal de alto peso molecular que necesita ser hidrolizado antes de estar disponible para la degradación. Se asume que los productos de la hidrólisis ( $S_F$ ) se pueden fermentar.

Los valores promedios obtenidos de la caracterización del agua residual de entrada se detallan en la tabla 8.

**Tabla 8. Fracciones Solubles y Particulados de los Componentes del Modelo.**

COMPONENTES	VALOR PROMEDIO	COMPONENTES	VALOR PROMEDIO
<b>SOLUBLES</b>			
<b>S<sub>F</sub></b> Mg <sub>DQO</sub> /l	68.9	<b>S<sub>I</sub></b> Mg <sub>DQO</sub> /l	32
<b>S<sub>A</sub></b> Mg <sub>DQO</sub> /l	25.00	<b>S<sub>ALK</sub></b> Mol HCO <sub>3</sub> /l	7.20
<b>S<sub>NH4</sub></b> Mg <sub>N</sub> /l	25.10	<b>S<sub>P</sub></b> Mg <sub>P</sub> /l	4.39
<b>S<sub>NO3</sub></b> Mg <sub>N</sub> /l	1.30		
<b>PARTICULADOS</b>			
<b>X<sub>I</sub></b> Mg <sub>DQO</sub> /l	68	<b>X<sub>SS</sub></b> Mg <sub>SS</sub> /l	218.49
<b>X<sub>S</sub></b> Mg <sub>DQO</sub> /l	199.60	<b>X<sub>NV</sub></b> Mg <sub>SS</sub> /l	40

### **7.3 CALIDAD DEL EFLUENTE**

Los requisitos que deben cumplir los vertidos de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas cuya población sea inferior a 100.000 h.e, conformes a lo dispuesto en la directiva 91/271/CEE aparecen descritos en la tabla 9.

**Tabla 9. Requisitos de Vertidos Procedentes de Depuradoras de A. R. U. Decreto 91/271/CEE**

<b>PARÁMETROS</b>	<b>CONCENTRACIÓN</b>
<b>DBO5</b>	25 mgO <sub>2</sub> /L
<b>DQO</b>	125 mgO <sub>2</sub> /L
<b>SS</b>	35 mgO <sub>2</sub> /L
<b>NT</b>	15 mgN/L
<b>S<sub>NH4</sub></b>	1.0 mgN/L
<b>PT</b>	2 mgP/L





**Simulación de la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer**

---



### 8 SIMULACIÓN DE LA EDAR DENIA – ONDARA – PEDREGUER

Mediante la utilización de la herramienta DESASS se llevó a cabo la simulación de los esquemas de tratamientos detallados en el apartado 6.3, con el fin de predecir de una forma real el comportamiento de la EDAR en cuanto a la eliminación biológica de la materia orgánica, nitrógeno y fósforo. Uno de los esquemas de tratamiento simulados se orienta a conseguir la eliminación biológica conjunta de materia orgánica, nitrógeno y fósforo con la sucesión de reactores anaerobio/anóxico/aerobio, y el otro a la eliminación biológica de materia orgánica y nitrógeno con la sucesión de reactores anóxico/aerobio en un sistema de oxidación total y oxidación total con reactores en flujo pistón. Además de lo anterior, se simuló utilizando una pequeña parte del tanque del reactor aerobio como anóxico. Este último sistema de tratamiento se realizó para comparar resultados en cuanto a la mejora de eliminación de nitrógeno. Cada uno de estos procesos se simularon en sus diferentes temporadas de invierno y verano, teniendo en cuenta las instalaciones ya existentes en la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer.

El intervalo de temperaturas (16°C en invierno y 23°C en verano) a lo largo de los meses del año, se encuentra dentro de los valores recomendados para el desarrollo de la actividad biológica. Como es sabido la actividad microbiana se incrementa a medida que aumenta la temperatura del sistema, favoreciendo especialmente el rendimiento de las bacterias nitrificantes, que son las más sensibles a la variación de dicho parámetro. La temperatura presenta una gran influencia sobre las constantes del proceso de nitrificación. Para valores bajos de la temperatura, la velocidad del proceso se hace tan pequeña, que es difícil conseguir que se lleve a cabo la nitrificación, siendo necesario trabajar con tiempos de retención celular más elevados.

A partir de los esquemas de tratamiento, se optó por modificar o manipular las condiciones de operación del sistema como el tiempo de retención celular, la velocidad de crecimiento de las bacterias autótrofas, la recirculación interna, el caudal de purga, con el

fin de analizar la influencia que tienen cada uno de estos parámetros en las diferentes épocas del año (invierno y verano).

Los parámetros cinéticos y estequiométricos utilizados en las simulaciones son los mismos que se proponen en el programa DESASS. Para verificar la influencia que presentan la presencia excesiva de salinidad en el agua influente procedente de Denia, se variaron las velocidades de crecimiento de las bacterias autótrofas, con el fin de verificar si cumple con los requisitos de vertidos.

Teniendo en cuenta la importancia del funcionamiento de la EDAR durante todo el año, y considerando las variaciones de nitrógeno a la entrada del sistema, se propuso la simulación del funcionamiento de la planta con altas concentraciones de amonio, con el fin de verificar si con el proceso de oxidación total es posible conseguir valores por debajo de los límites de vertidos.

## **Resultados de la Simulación**

---



## 9 RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN

A continuación se describen los resultados obtenidos en el programa de simulación DESASS, en cuanto a la eliminación de la materia orgánica, nitrógeno y fósforo en la EDAR Denia – Ondara – Pedrguer.

### 9.1 CALIDAD DEL EFLUENTE OBTENIDA MEDIANTE PROCESO DE OXIDACIÓN TOTAL Y FLUJO PISTÓN

Los resultados que aquí se presentan, en cuanto a la calidad del efluente y un fango estabilizado, se obtuvieron a partir de las simulaciones realizadas en los procesos de oxidación total, y mediante oxidación total con reactores en flujo pistón.

Con estas simulaciones, se realizaron seguimientos del comportamiento que presentaban las concentraciones de  $X_{SST}$  en el reactor biológico, el porcentaje de SSVB que se mide en el fango deshidratado, y las concentraciones de DQO,  $N_T$ ,  $P_T$ ,  $NH_4$  y  $NO_3$  a la salida del decantador secundario, cuyos resultados se detallan a continuación.

**Tabla 10. Calidad del Agua Residual a la salida del Decantador Secundario.**

PROCESOS	OXIDACION TOTAL		OXIDACIÓN TOTAL FLUJO PISTON	
	INV. 17	VER. 15	INV. 17	VER. 15
TRC (días)				
<b>Parámetros</b>				
<b>DQO<sub>T</sub> (mgO/l)</b>	45.81	45.78	45.85	45.80
<b>N<sub>T</sub> (mgN/l)</b>	5.33	5.24	5.30	5.25
<b>S<sub>NH4</sub> (mgN/l)</b>	0.18	0.12	0.10	0.08
<b>S<sub>NO3</sub> (mgN/l)</b>	4.24	4.25	4.30	4.30
<b>S<sub>PO4</sub> (mgP/l)</b>	4.46	3.47	4.76	4.98
<b>P<sub>T</sub> (mgP/l)</b>	4.65	3.91	4.94	5.15
<b>X<sub>TSS</sub> (mgSST/l)</b>	2900	2737.46	2903.24	2738.17
<b>% SSVB</b>	33.9	27	34.2	27.2

En la tabla 10, se muestra que con el volumen de reactor biológico previsto (antiguos reactores + antiguos digestores + nuevo reactor), es posible la eliminación biológica de nitrógeno y la estabilización del fango, operando el sistema con valores del TRC de 17 y 15 días para invierno y verano, respectivamente.

En estas simulaciones el fósforo total a la salida del decantador secundario está fuera de los límites máximos permisibles por la directiva europea 91/217/CCE. Sin embargo, dado que la concentración de sólidos suspendidos en los reactores es inferior a 3000 mg/l, es previsible que se pueda conseguir su eliminación por medios químicos o biológicos sin necesidad de aumentar el volumen del reactor.

Aunque los resultados en ambas configuraciones son muy similares, viendo las mejoras logradas en la configuración de flujo pistón, y unido a la versatilidad que proporciona a la operación de la planta. Se recomienda que todo el reactor biológico sea una sola línea, ya que el sistema en flujo pistón resulta ser más eficiente en la eliminación de la materia orgánica y nitrógeno, principalmente en su proceso de nitrificación (oxidación del nitrógeno amoniacal a nitratos), proporcionándole una buena estabilidad del fango (porcentaje de SSVB por de bajo del 35%). Además esta configuración permite una mayor flexibilidad en la futura operación de la planta, pudiendo modificar concentraciones de oxígeno en las distintas zonas aerobias.

## 9.2 ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES

### 9.2.1 *Eliminación biológica de Nitrógeno y Fósforo.*

La eliminación de fósforo de las aguas residuales se puede llevar a cabo mediante precipitación química o mediante procesos biológicos. Para la eliminación biológica de fósforo, se realizaron simulaciones modificando el sistema convencional de fangos



activados, estableciendo secuencia entre las zonas anaerobias, anóxicas, aerobias que permitieran representar la configuración del sistema para la eliminación simultánea de nitrógeno y fósforo.

Como se comentó en la metodología, los principales procesos patentados para la eliminación de nutrientes son los siguientes: Proceso A<sup>2</sup>O, Proceso UCT y Proceso UCT modificado. El sistema de tratamiento seleccionado como primera simulación es el A<sup>2</sup>O, por ser la configuración más sencilla y la más utilizada para la eliminación conjunta de nutrientes (N y P).

Los volúmenes de cada una de las zonas para la eliminación biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, corresponden a un volumen de 2078 m<sup>3</sup> para la zona anaerobia (antiguos decantadores primarios), un volumen de 2078 m<sup>3</sup> para la zona anóxica (parte del antiguo reactor aerobio), y un volumen de 8873 m<sup>3</sup> (parte del antiguo reactor + nuevo reactor aerobio + antiguo digestor) correspondiente a la zona aerobia, para un porcentaje  $V_{\text{reactor}}/V_{\text{total}}$  del 16%, 16% y un 64% respectivamente.

Para que el reactor anóxico sea eficiente y funcione como zona anóxica, se instalará un agitador y una válvula de corte de aire a la parrilla de difusores para evitar la entrada de oxígeno en esta zona.

A continuación, se muestran los resultados referentes a la calidad del agua en el efluente y concentraciones de  $X_{\text{SST}}$  y  $X_{\text{PAO}}$  en el reactor biológico y el porcentaje de SSVB que se mide en el fango deshidratado.

**Tabla 11. Resultados Obtenidos Mediante la Configuración A<sup>2</sup>O**

<b>TRC (días)</b>	<b>INV. 12</b>	<b>VER. 10</b>	<b>INV. 17</b>	<b>VER. 15</b>	<b>INV. 21</b>	<b>VER. 20</b>
<b>S<sub>NH4</sub> (mgN/l)</b>	0.28	0.13	<b>0.17</b>	<b>0.10</b>	0.15	0.10
<b>S<sub>NO3</sub> (mgN/l)</b>	4.07	4.13	4.12	4.18	4.17	4.23
<b>S<sub>PO4</sub> (mgP/l)</b>	4.84	5.07	5.10	5.32	5.26	5.49
<b>DQO<sub>T</sub> (mgO/l)</b>	43.88	43.70	45.78	45.70	47.15	47.58
<b>P<sub>T</sub> (mgP/l)</b>	5.01	5.22	5.28	5.49	5.46	5.68
<b>N<sub>T</sub> (mgN/l)</b>	5.21	5.09	5.21	5.16	5.25	5.24
<b>X<sub>TSS</sub> (mgSST/l)</b>	3106.21	2622.78	2902.38	2728.68	3445.12	3487.18
<b>X<sub>PAO</sub> (mg/l)</b>	0	0.01	0.10	0	0	0.11
<b>% SSVB</b>	42.4	36.3	35.7	28.6	30.7	22.6

En la Tabla 11, se observa que en las diferentes simulaciones realizadas no se consigue la eliminación biológica de fósforo, ya que estos resultados indican que la concentración de fósforo obtenida en el efluente superó los límites de vertidos, siendo para el fósforo 2.0 mgP/l establecidos por la directiva europea (91/271/CEE) para los vertidos de aguas residuales en zonas sensibles desde poblaciones menores de 100.000 habitantes equivalentes; y que el rendimiento de eliminación del fósforo no alcanzó el porcentaje mínimo exigido (80%).

También se puede observar en los resultados que para un porcentaje del volumen de la zona anaerobia igual a 16%, no se favoreció el crecimiento de las bacterias acumuladoras de fosfatos. Para este esquema la biomasa PAOs fue cero durante todo el proceso, siendo quizás la zona anaerobia insuficiente para promover el crecimiento y liberación de fósforo, además de una fuente de carbono disponible, que para este sistema es muy limitada.

En cuanto al porcentaje de SSVB obtenido para los TRC 12 y 17 días invierno y 10 días verano, no se logra una estabilidad del fango, siendo el porcentaje de SSVB superior al 35%, traduciéndose en que el fango resultante requiere de un proceso adicional para poder ser digerido y lograr una estabilidad.

Estudios realizados por diferentes investigadores (Oldham y Stevens, 1985; Pitman, 1991; Abu-ghararah y Randal, 1991; Danesh y Oleszkiewicz, 1997; Christensson, 1997) afirman que la cantidad de AGV – DQO necesaria para que la concentración de fósforo en el efluente sea menor o igual a la exigida por la legislación, se requieren aproximadamente 20mg de AGV – DQO para eliminar 1 mg de fósforo. Estas cantidades no se encuentran comúnmente en las aguas residuales urbanas.

Teniendo en cuenta estos estudios y viendo las concentraciones de materia orgánica biodegradable que entran al sistema de tratamiento (tablas 6 y 8 concentraciones de entrada del agua residual) se pudo deducir, que el nivel de fósforo eliminado por vía biológica se encuentra relacionado de forma directa con la cantidad de sustrato que pueda ser fermentado por los microorganismos en la fase anaerobia, por lo cual, al no disponer de este sustrato, las bacterias acumuladoras de fósforo no podrán realizar la liberación de P y almacenar materia orgánica fácilmente biodegradable en forma de PHA. Ésto da a entender que la mayor parte de la MOFB es consumida por los microorganismos encargados de la eliminación del nitrógeno utilizándolo como fuente de carbono.

La eliminación biológica de fósforo está influenciada por la cantidad y tipo de sustrato disponible, el tiempo de duración de las fases, la presencia de oxígeno disuelto, las concentraciones de nitratos y nitritos, la temperatura del agua residual, el pH y el tiempo de retención de sólidos (Randal, C., 1992; Sedlak, R., 1991).

En cuanto al TRC cabe notar que es una de las mayores dificultades relacionadas con el proceso de eliminación simultánea de nitrógeno y fósforo, puesto que la eliminación

de fósforo requiere contar con bajos TRC. Lo contrario ocurre para la eliminación de nitrógeno, que debido a la baja tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes, requiere altos valores de TRC.

A continuación se detallan los resultados obtenidos de las variantes del proceso de eliminación conjunta del nitrógeno y fósforo.

**Tabla 12. Resultados obtenidos Mediante los Procesos UCT y UCT Modificado Utilizados para la Eliminación de Nitrógeno y Fósforo.**

PROCESOS	UCT				UCT modificado			
	INV 12	VER 10	INV 21	VER 20	INV 12	VER 10	INV 21	VER 20
TRC (días)								
S <sub>NH4</sub> (mgN/l)	0.38	0.34	0.14	0.09	0.25	0.12	0.14	0.09
S <sub>NO3</sub> (mgN/l)	4.06	4.13	4.16	4.22	4.51	44.5	4.50	4.48
S <sub>PO4</sub> (mgP/l)	4.85	5.07	5.27	5.49	4.82	5.06	5.24	5.49
DQO <sub>T</sub> (mgO/l)	44.04	43.65	47.46	47.86	44.02	43.86	47.44	47.86
P <sub>T</sub> (mgP/l)	5.02	5.23	5.47	5.69	4.99	5.22	5.44	5.68
N <sub>T</sub> (mgN/l)	5.18	5.08	5.25	5.24	5.63	5.41	5.60	5.51
X <sub>TSS</sub> (mgSST/l)	2220.2	1978.1	3699.8	3722.4	2212.8	1980.5	3552.9	3593.3
X <sub>PAO</sub>	0	0.02	0	0	1.78	0.05	2.43	0.02
% SSVB	42.3	36	30.3	22.3	42.7	36.3	26.5	19

Como se observa la Tabla 12, al mantener el mismo volumen de la zona anaerobia (16%) para los procesos UCT y UCT modificado, se observa mejorías en cuanto al crecimiento de bacterias PAOs, pero esta cantidad es insuficiente para eliminar de forma biológica el fósforo presente en el agua residual.

Teniendo en cuenta los resultados anteriores, se optó por estudiar la eliminación biológica de fósforo y nitrógeno variando el volumen de las etapas anaerobia - anóxica y aerobia siendo los porcentajes de los volúmenes para cada una de las etapas del 32%, 16% y 48% respectivamente, con el fin de favorecer el cremento de bacterias acumuladoras de fosfatos PAOs encargadas de la eliminación del fósforo

A continuación se muestran resultados obtenidos aumentando el volumen de la zona anaerobia de un 16% a un 32%.

**Tabla 13. Resultados Obtenidos Mediante los Procesos UCT y UCT Modificado con un 32% de Volumen de la Zona Anaerobia**

PROCESOS	UCT				UCT modificado			
	INV 12	VER 10	INV 21	VER 20	INV 12	VER 10	INV 21	VER 20
TRC (días)								
S <sub>NH4</sub> (mgN/l)	1.18	0.34	0.47	0.24	0.33	0.14	0.24	0.15
S <sub>NO3</sub> (mgN/l)	3.93	4.10	4.11	4.19	4.34	4.32	4.37	4.39
S <sub>PO4</sub> (mgP/l)	4.71	5.06	5.09	5.49	4.94	5.10	5.38	5.57
DQO <sub>T</sub> (mgO/l)	44.33	44.08	47.84	48.84	46.37	45.97	51.11	51.55
P <sub>T</sub> (mgP/l)	4.89	5.22	5.31	5.68	5.13	5.29	5.62	5.80
N <sub>T</sub> (mgN/l)	5.99	5.29	5.55	5.37	5.63	5.38	5.70	5.58
X <sub>TSS</sub> (mgSST/l)	2312.7	2048.7	3699.9	3722.4	3060.21	2746.03	4905.6	4984.2
X <sub>PAO</sub>	11.02	0.49	16.39	1.04	0.00	0.00	0.00	0.00
% SSVB	42.2	36.4	30.7	22.5	40.0	35.3	26.5	19

Aunque se simularon modificaciones en el sistema de las instalaciones ya existentes, los resultados obtenidos mediante procesos UCT y UCT modificado para un volumen de la zona anaerobia de un 32% muestran una mejoría en cuanto al crecimiento de las bacterias PAOs para los TRC estudiados en el proceso UCT, pero esta biomasa de

bacterias PAOs sigue siendo insuficiente para llevar a cabo la eliminación de fósforo mediante procesos biológicos. En cuanto a los resultados obtenidos en el UCT modificado la biomasa de bacterias PAOs fue cero.

También se puede observar en las Tabla 12 y Tabla 13, que los porcentajes de SSVB obtenidos para los TRC 12 días invierno y 10 días verano para ambos procesos (UCT y UCT modificados), no se logra una estabilidad del fango siendo el porcentaje de SSVB superior al 35%, significando que el fango no presenta las características suficientes para ser vertido. Además, con los procesos de tratamiento simulados a bajos y altos TRC, la eliminación del fósforo no cumple los requisitos de vertidos en cuanto a la calidad del agua exigidos por la directiva Europea (91/271/CCE).

Dado que los requisitos de vertidos para el nitrógeno y fósforo son bastante restrictivos; normalmente es más fácil eliminar el nitrógeno de forma biológica que el fósforo, ya que para este último se requiere unas limitadas condiciones para que produzca el desarrollo de las bacterias acumuladoras de fosfato. Por esta razón para este proyecto, es necesaria la inclusión de un precipitante químico ( $\text{FeSO}_4$ ,  $\text{FeCl}_3$ ) debido a que no fue posible conseguir buenas eficiencias en la eliminación biológica del fósforo.

### ***9.2.2 Eliminación de Fósforo por Precipitación Química***

#### ***9.2.2.1 Modelo de precipitación química de fósforo***

El modelo matemático implementado en DESASS permite representar los procesos de precipitación química necesarios para la eliminación de fósforo. Para este propósito, se han considerado dos procesos (Precipitación y Redisolución) del correspondiente fosfato metálico y dos componentes ( $X_{\text{MeOH}}$  y  $X_{\text{MeP}}$ ). Si en un caso particular la precipitación química no tiene interés, estos procesos pueden obviarse.

A continuación se definen los componentes del proceso:

$X_{MEOH}$  ( $M_{SSTL}^{-3}$ ): Hidróxidos metálicos. Este componente se añade al sistema para llevar a cabo el proceso de precipitación química del fósforo. Se asume que este componente está compuesto de  $Fe(OH)_3$ . Es posible reemplazar este componente por otros reactivos.

$X_{MEP}$  ( $M_{SSTL}^{-3}$ ): Fosfatos metálicos. Este componente resulta de la precipitación química del fósforo. Se asume que este componente está compuesto de  $FePO_4$ .

A continuación se muestra en la tabla 14 la estequiometría de los procesos y en la tabla 15 las expresiones cinéticas utilizadas en las simulaciones.

**Tabla 14. Matriz Estequiométrica para los Procesos Relacionados con la Precipitación Química.**

Componente i j. ↓Proceso		$S_{PO4}$	$S_{ALK}$	$X_{MEOH}$	$X_{MEP}$
<b>1</b>	<b>Precipitación</b>	-1	$V_{1,ALK}$	-3.45	4.87
<b>2</b>	<b>Redisolución</b>	1	$V_{2,ALK}$	3.45	-4.87

**Tabla 15. Velocidades de Reacción para los Procesos Relacionados con la Precipitación Considerada en el Modelo.**

j. ↓	Proceso	Velocidad de reacción
<b>1</b>	<b>Precipitación</b>	$k_{PRE} \cdot S_{PO4} \cdot X_{MEOH}$
<b>2</b>	<b>Redisolución</b>	$k_{RED} \cdot X_{MEP} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}}$

La tabla siguiente muestra los valores recomendados para los procesos cinéticos del ASM2d (precipitación química fósforo y redisolución) considerados en el modelo.

**Tabla 16. Valores Recomendados para los Procesos Cinéticos del ASM2d Considerados en el Modelo.**

Parámetro	Definición	Unidad	20°C	10°C
$k_{PRE}$	Constante de velocidad para la precipitación de fósforo	$m^3 (g Fe(OH)_3)^{-1} \cdot dia^{-1}$	1.0	1.0
$k_{RED}$	Constante de velocidad para la redisolución	dia-1	0.6	0.6
$k_{ALK}$	Constante de semisaturación para la alcalinidad	$mol HCO_3^- \cdot m^{-3}$	0.5	0.5

El modelo de precipitación se basa en la asunción de que los procesos de precipitación son reversibles y que en estado estacionario se alcanzaría el equilibrio según la reacción.



Los procesos de precipitación y redisolución pueden ser modelados teniendo en cuenta las siguientes tasas:

$$\begin{aligned} \rho_1 &= k_{PRE} \cdot S_{PO4} \cdot X_{MeOH} \\ \rho_2 &= k_{RED} \cdot X_{MeP} \end{aligned}$$

Si ambos procesos están en equilibrio ( $v_{1,i} \cdot \rho_1 = v_{2,i} \cdot \rho_2$ ) entonces la constante de equilibrio se puede calcular mediante la siguiente ecuación:

$$K_{eq} = \frac{v_{1,i} \cdot k_{RED}}{v_{2,i} \cdot k_{PRE}} = \frac{S_{PO4} \cdot X_{MeOH}}{X_{MeP}}$$



### 9.2.2.2 Precipitación química de fosfatos.

La precipitación química del fosfato se puede llevar a cabo mediante la utilización de varios reactivos químicos, la dosis óptima del precipitante y determinación del reactivo químico, se logran mediante una serie de ensayos en el laboratorio conocido como “Jar test”.

Para el desarrollo de las simulaciones que se detallan en esta tesis, se estimó, mediante la herramienta de simulación DESASS, la cantidad de reactivo necesario para cumplir el requisito de vertido de fósforo y el incremento en la concentración de sólidos suspendidos provocado por la precipitación.

#### **A. Reactivo Químico**

Históricamente, las sales metálicas, sales de Hierro y Aluminio, han sido los más utilizados en la clarificación de aguas, eliminación de DBO y fosfatos de las aguas residuales

A priori, no existe ninguna razón técnica para elegir entre las sales de aluminio o las de hierro, porque desde el punto de vista de sus características químicas, tanto las sales de hierro como las de aluminio son muy parecidas en su eficacia. Sin embargo, en la realidad presentan diferencias significativas debido a la composición de las aguas residuales y las reacciones secundarias.

El Fe se utiliza normalmente en forma trivalente a partir del cloruro férrico o del sulfato férrico. El cloruro férrico se consigue con un mejor grado de pureza que el resto de los reactivos químicos. Por lo general los flóculos formados con  $\text{Fe}^{3+}$  son más pesados, compactos y resistentes al cristalización, que los flóculos obtenidos a partir del  $\text{AL}^{3+}$ .

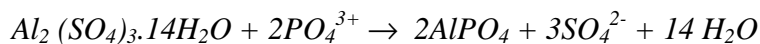
A continuación se detallan las sales más utilizadas para la eliminación química del fósforo.

- **Sulfato Férrico:** Funciona de forma estable en un intervalo de pH de 4 a 11, uno de los más amplios conocidos. Producen flóculos grandes y densos que decantan rápidamente, por lo que está indicado tanto en la precipitación previa como en la coprecipitación de aguas residuales urbanas o industriales. Se emplea también en tratamiento de aguas potables aunque en algún caso puede producir problemas de coloración.
- **Cloruro Férrico:** Es similar al anterior aunque de aplicación muy limitada por tener un intervalo de pH más corto. Es económicas con relación a otros productos y energético aunque puede presentar problemas de coloración en las aguas.
- **Sulfato de Aluminio (Alum):** Es un coagulante efectivo en intervalos de pH 6 a 8. Produce un flóculo pequeño y esponjoso por lo que no se usa en precipitación previa de aguas residuales por la alta carga contaminante del agua. Sin embargo su uso está generalizado en el tratamiento de agua potable y en la reducción de coloides orgánicos y fósforo.

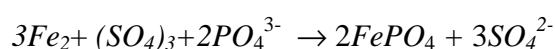
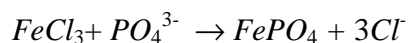
Este reactivo requiere normalmente un control del pH, presenta problemas con agua de alta turbiedad, muchas veces requiere un ayudante de floculación (polímero) para flocular y puede presentar problemas con alto contenido de Aluminio residual.

Las siguientes reacciones describen de forma simplificada el proceso de precipitación química para las diferentes sales metálicas.

*Sales de aluminio*



*Sales de hierro*



### **B. Dosis de Reactivo**

Como en todo sistema de tratamiento, la dosificación de reactivos puede hacerse de forma más o menos sencilla, en función de la importancia de la instalación y del grado de control deseado, teniendo en cuenta lo siguiente:

- Dosificación proporcional al caudal de agua residual y dosis constante a lo largo del día.
- Dosificación proporcional al caudal de agua y a varias dosis en función del contenido en fosfatos del agua tratada.
- Dosificación proporcional al caudal y a una dosis, en función del contenido en fosfatos del agua residual.

Normalmente, la dosificación del reactivo químico se puede realizar en tres puntos de la depuradora: antes del decantador primario, en el proceso biológico y antes del decantador secundario.

Como no existen decantadores primarios y con el fin de evitar la construcción de un terciario, la adición del cloruro férrico para la eliminación del fósforo en la EDAR Denia –

Ondara – Pedreguer, se llevó a cabo en el reactor biológico, por ser el punto donde se presenta mayor turbulencia, originada principalmente por el sistema de aireación, produciendo así una reacción entre los cationes del precipitante y los aniones del fosfato, haciendo más efectiva la mezcla del precipitante, y optimizando la dosis del reactivo químico.

Debido a que los microorganismos necesitan el fósforo como nutriente para llevar a cabo su metabolismo en los procesos de tratamiento biológicos de aguas residuales, se dejará una concentración de al menos 0.5mgP/l, ya que en caso de que no esté presente en cantidad suficiente en el agua residual influente al proceso de depuración, puede provocar inhibiciones en los procesos biológicos que tienen lugar en el reactor de fangos activados.

Por lo anterior, la cantidad máxima de fosfato a eliminar corresponde a 4.48 mgP/l del total de fosfato que no se pudo eliminar mediante procesos biológicos.

**Tabla 17. Precipitación Química del Fósforo.**

<b>PRECIPITACIÓN DE FÓSFORO</b>		
Qmedio entrada	18000.000	m <sup>3</sup> /día
Reactivo FeCl <sub>3</sub> - Solido % FeCl <sub>3</sub> %(39 - 42)	0.420	
Concentración del reactivo	50000.000	mg/l
Peso molecular del FeCl <sub>3</sub>	162.204	mgFeCl <sub>3</sub> /mmol
Peso molecular del Fe	55.845	mgFe/mmol
Peso molecular del Fósforo	30.970	mgP/mmol
Peso molecular del FePO <sub>4</sub>	150.775	mgFePO <sub>4</sub> /mmol
Fósforo del efluente (S <sub>PO4</sub> )	4.980	mgP/L
Fósforo que se quiere eliminar (S <sub>PO4</sub> )	4.480	mgP/l

La cantidad de reactivo químico requerido para la eliminación de fósforo en el agua residual es de 700kg Fe/día y 900kg Fe/día para invierno y verano respectivamente. Para determinar esta cantidad de reactivo químico, en el programa de simulación se realizaron cambios en el caudal y/o la concentración del reactivo hasta conseguir la dosis de reactivo que permitieran cumplir con los límites de vertido en las diferentes condiciones de trabajo (invierno y verano).

La cantidad real del reactivo químico se deberá ajustar mediante la medición de fósforo en el efluente.

### 9.2.3 Calidad del Efluente Mediante la Adición de Reactivo Químico

A continuación se detallan los resultados obtenidos mediante la adición de reactivo químico para eliminar fósforo en la calidad del efluente (N, P, DBO, DQO), en el reactor biológico (Xsst) y %SSVB que se mide en el fango deshidratado.

**Tabla 18. Resultados Mediante la Adición de Reactivo Químico en un Proceso de Oxidación Total**

Reactivo Químico	Cloruro férrico		Sulfato Férrico	
	INV. 17	VER. 15	INV. 17	VER. 15
<b>TRC (día)</b>				
<b>DQO<sub>T</sub> (mg<sub>O</sub>/l)</b>	44.65	44.28	44.65	44.37
<b>N<sub>T</sub> (mg<sub>N</sub>/l)</b>	5.30	5.20	5.30	5.20
<b>S<sub>NH4</sub> (mg<sub>N</sub>/l)</b>	0.20	0.14	0.20	0.14
<b>S<sub>NO3</sub> (mg<sub>N</sub>/l)</b>	4.24	4.25	4.24	4.25
<b>P<sub>T</sub> (mg<sub>P</sub>/l)</b>	1.44	1.37	1.45	1.48
<b>XTSS (mgSST/l)</b>	3614.84	3532.70	3609.41	3467.85
<b>% SSVB</b>	33.3	25.9	33.3	25.9

**Tabla 19. Resultados Mediante la Adición de Reactivo Químico en un Proceso de Oxidación Total con Régimen de Flujo Pistón.**

Reactivo Químico	Cloruro férrico		Sulfato Férrico	
	INV. 17	VER. 15	INV. 17	VER. 15
TRC (día)				
DQO <sub>T</sub> (mg <sub>O</sub> /l)	44.72	44.35	44.73	44.44
N <sub>T</sub> (mg <sub>N</sub> /l)	5.27	5.20	5.26	5.20
S <sub>NH4</sub> (mg <sub>N</sub> /l)	0.10	0.08	0.10	0.08
S <sub>NO3</sub> (mg <sub>N</sub> /l)	4.30	4.31	4.30	4.30
P <sub>T</sub> (mg <sub>P</sub> /l)	1.43	1.36	1.44	1.47
XTSS (mgSST/l)	3622.92	3547.27	3618.46	3482.38
% SSVB	33.8	26.7	33.8	26.7

Para obtener estos resultados se tomaron como valores constantes el tiempo de retención celular 17 y 15 días para los dos procesos simulados.

Como se puede observar en las tablas 18 y 19, ambos reactivos químicos entregan resultados de calidad eficientes en cuanto a la precipitación del fósforo, obteniendo como dosis el valor que mejores resultados presentara en calidad del efluente, estabilización de fangos y aquel que permitiera mantener una concentración de sólidos en el reactor biológico de alrededor de 3700mg/l. Esta concentración permite mantener un margen de seguridad para no perjudicar la eliminación de la materia orgánica y nitrógeno, y conseguir un correcto funcionamiento del reactor biológico y del decantador secundario cuando se presenten variaciones temporales de caudal y cargas orgánicas.

Teniendo en cuenta estos criterios la dosis óptima para el cloruro férrico es de 700 kg FeCl<sub>3</sub> para invierno y 900 kg FeCl<sub>3</sub> para verano, y para el sulfato férrico es de 850 kg (Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>) para invierno y 1000 kg (Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>) para verano.

Tanto el Sulfato Férrico como el Cloruro Férrico, son de gran ayuda para lograr la eliminación del fósforo del agua residual, siendo uno de los objetivos propuestos en este trabajo, lográndose valores por debajo de los 2 mgP/l que es lo que se requiere para cumplir con la directiva europea 91/271/CEE.

Concluyendo, el reactivo que se utilizará para el resto de las simulaciones será el Cloruro Férrico, ya que a pesar de mostrar una buena eficiencia, requiere menor dosis de reactivo en el proceso de eliminación del fósforo.

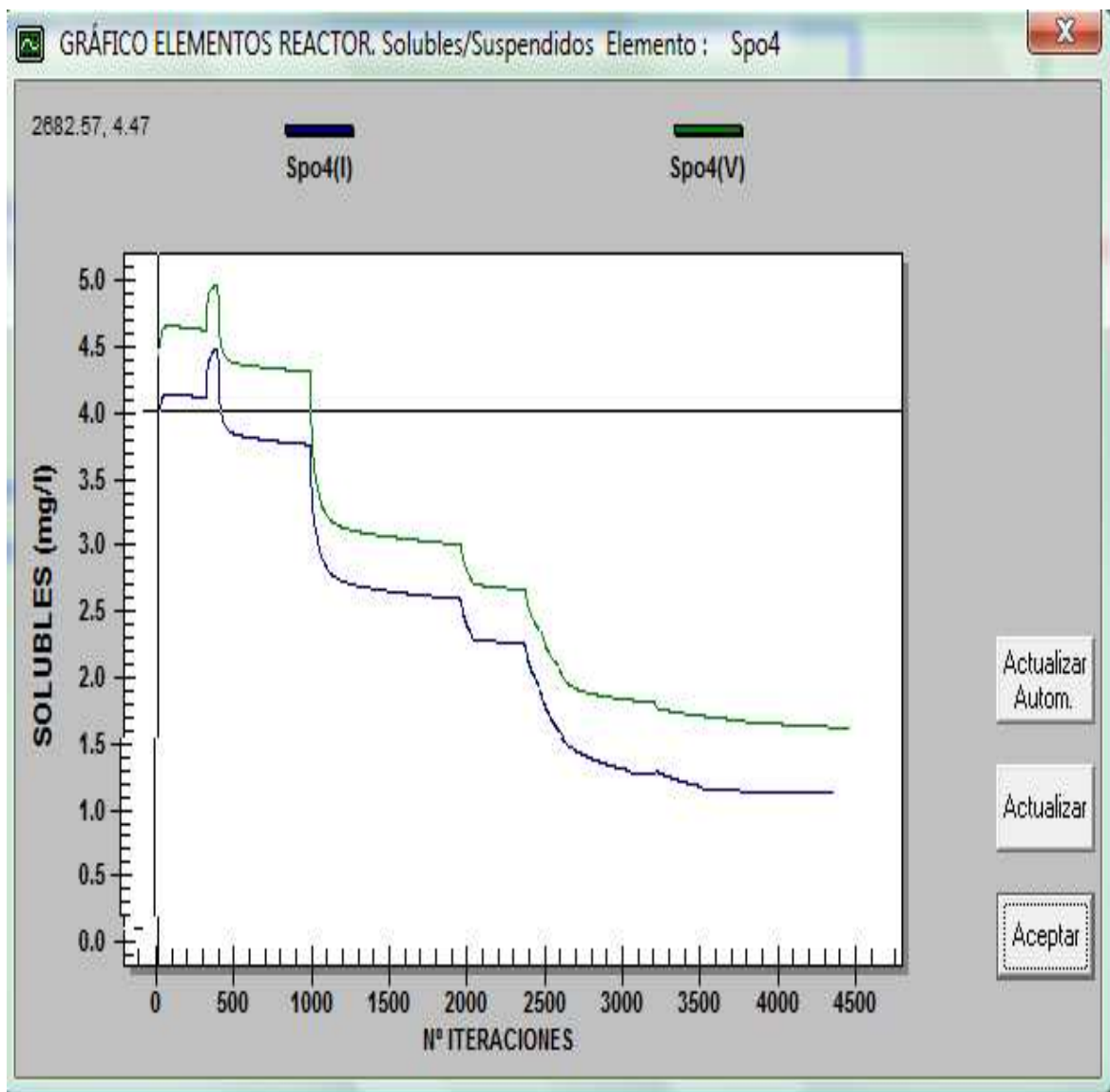
Al hacer una relación, entre los resultados obtenidos en la tabla 10 (sin precipitación química) y las tablas 18 y 19 (con precipitación química). Se puede observar que al adicionar el precipitante químico, se genera un aumento en la concentración de sólidos suspendidos presentes en el reactor biológico, pasando de una concentración de sólidos en el reactor de 2903.24 mg/l en invierno y 2738.17 mg/l en verano a una concentración de sólidos suspendidos de 3622.92 y 3547.27 mg/l en invierno y verano respectivamente.

También se puede observar, que para los TRC los sólidos suspendidos en el reactor se mantienen alrededor de 3700mg/l, siendo un valor adecuado para el buen funcionamiento del reactor biológico y del decantador secundario.

En la estabilidad del fango, se logra un porcentaje de SSVB por debajo del 35% para el TRC simulado en las condiciones de invierno y verano. Con estos porcentajes de SSVB se reduce de una manera favorable los microorganismos presentes en los fangos que originan el mal olor que actualmente perjudica el funcionamiento de la Denia-Ondara-Pedreguer.

A continuación se detalla la evolución de la concentración de fosfato durante la simulación.

La Figura 11 muestra la evolución de la concentración de fosfato, conforme se aumentaba la dosis del reactivo químico durante la simulación, en el cual se distingue una clara disminución de las concentraciones de fósforo en el efluente hasta llegar al punto donde se cumplen los requisitos de vertido.



**Figura 11. Comportamiento de las Concentraciones de Fosfato en el Reactor con la Adición del Reactivo Químico**



### 9.3 VARIACIÓN DEL TIEMPO DE RETENCIÓN CELULAR (TRC)

El Tiempo de Retención Celular, o también denominado “edad de los lodos”, indica la relación entre los lodos existentes en el reactor biológico y la purga diaria de los mismos.

Este parámetro es de gran importancia en el funcionamiento de las EDAR, debido a que afecta de una forma directa a los procesos de eliminación de la materia orgánica y nutrientes que tienen lugar en el reactor biológico, y a la estabilidad del fango. Es por esta razón que viendo la importancia que tiene este parámetro en el sistema, se realizaron simulaciones modificando los parámetros de operación TRC y la relación de extracción de fangos en el decantador secundario, con el fin de determinar el tiempo de retención celular que mejor resultado presente en cuanto a la calidad del efluente, a la estabilidad del fango y al buen funcionamiento en la EDAR.

A continuación se detallan los resultados obtenidos en la calidad del efluente (N, P, DBO, DQO), en el reactor biológico ( $X_{sst}$ ) y porcentaje de SSVB que se mide en el fango deshidratado.

**Tabla 20. Resultados Obtenidos Mediante la Variación del TRC**

PROCESO	FLUJO PISTÓN					
	INVIERNO			VERANO		
T°C						
TRC (días)	16	17	18	14	15	16
DQO <sub>T</sub> (mgO/l)	44.36	44.72	45.1	44.97	44.35	44.7
$X_{TSS}$ (mgSST/l)	3435.39	3622.92	3810.4	3334.92	3547.27	3760.5
N <sub>T</sub> (mgN/l)	5.25	5.27	5.28	5.18	5.20	5.22
S <sub>NH4</sub> (mgN/l)	0.11	0.10	0.10	0.08	0.08	0.08
S <sub>NO3</sub> (mgN/l)	4.30	4.30	4.31	4.30	4.31	4.31
P <sub>T</sub> (mgP/l)	1.4	1.43	1.46	1.33	1.36	1.39
% SSVB	35.2	33.8	32.7	28	26.7	25.6

De acuerdo con los resultados obtenidos, los TRC propuestos para el funcionamiento de la EDAR de Denia – Ondara – Pedreguer, corresponden a 17 días en invierno y 15 días en verano.

En la Tabla 20 se observa que en las condiciones de invierno 17 días, es el mínimo tiempo de retención celular con el que se consigue la suficiente estabilidad del fango (porcentaje de SSVB inferior al 35%). En las condiciones de verano, debido a la mayor temperatura del agua, el tiempo de retención celular necesario para conseguir la estabilidad del fango en el sistema es menor, y aunque se proponga un valor de TRC de 15 días las simulaciones muestran que se podría reducir más el TRC sin que afecte a la estabilidad del fango.

Así mismo, se puede ver la influencia que tiene el tiempo de retención celular en la concentración de sólidos suspendidos. La variación de este parámetro en invierno de 16 días a 18 días, provoca el aumento en la concentración de sólidos suspendidos de 3435 mg SS/l a 3810 mg SS/l. Estos valores indican que en caso de que con TRC de 17 días no se consiguiera la completa estabilización del fango, se podría subir dicho valor hasta los 19-20 días sin que la concentración de sólidos fuera excesiva, pero se debe tener en cuenta que con valores de de sólidos en el reactor superiores a 4200mg/l, ya sería un valor limite que pone en riesgo el funcionamiento del decantador secundario, pudiéndose producir de este modo problemas de mala sedimentación y flotación de fangos.

En verano, la concentración de sólidos suspendidos en el reactor también aumenta con el TRC, aunque su valor es inferior al de invierno debido a que a mayor temperatura se provoca una mayor velocidad de los procesos biológicos.

En cuanto a la eliminación del nitrógeno, en la etapa de reacción aerobia, las bacterias nitrificantes llevaron a cabo eficientemente los mecanismos de asimilación, oxidando el nitrógeno amoniacal en nitrato, logrando una nitrificación total en el sistema

con valores de  $\text{NH}_4$  iguales o inferiores a 0.12 mgN/L. Este valor está muy por debajo del límite habitual de vertido ( $\text{NH}_4 < 1$  mg/l), pudiendo provocar incluso inhibiciones en el resto de bacterias, por ser el amonio un nutriente indispensable para su crecimiento.

La desnitrificación también ocurrió eficientemente, gracias a la acción de los microorganismos heterótrofos facultativos, demostrando una excelente reducción del nitrato a nitrógeno molecular, logrando así buenos resultados en la concentración de nitrógeno total en el efluente (por debajo de 5.3 mgN/L).

### **9.4 RESULTADOS OBTENIDOS VARIANDO EL CAUDAL DE RECIRCULACIÓN INTERNA**

Las concentraciones de nitratos en el efluente dependen del tiempo de retención celular, nivel de oxígeno, así como también del caudal de recirculación interna. Este último parámetro es de gran importancia en el desarrollo de esta etapa del diseño. Por tal razón se llevaron a cabo simulaciones donde se varió el caudal de recirculación interna, teniendo en cuenta el rango de valores habituales en la operación de las EDAR (2, 3 y 4 veces el caudal de entrada) en las diferentes edades de fangos (16, 17, 18 días para invierno y 14, 15, 17 días para verano).

El caudal de recirculación interna óptimo será aquel que presente el mínimo caudal de recirculación en el sistema, y aquel que permita cumplir de forma holgada los límites de vertidos.

A continuación se detallan los resultados obtenidos en la calidad del efluente (N, P, DBO, DQO), en la salida del reactor anóxico ( $S_{\text{NO}_3}$ ), en el reactor biológico ( $X_{\text{SST}}$ ) y el porcentaje de SSVB que se mide en el fango deshidratado, en la simulación variando los diferentes caudales de recirculación interna para los tiempos de retención celular estudiados anteriormente.

**Tabla 21. Resultados Obtenidos Variando el QRI con un TRCs 16 días y 14 días.**

	INV.	VER.	INV.	VER.	INV.	VER.
<b>Q<sub>RLAE-AX</sub></b>	<b>2</b>		<b>3</b>		<b>4</b>	
<b>DQO<sub>T</sub> (mgO/l)</b>	44.38	43.96	44.37	43.96	44.36	43.97
<b>X<sub>TSS</sub> (mgSST/l)</b>	3439.82	3340.30	3437.41	3337.03	3435.39	3334.92
<b>% SSVB</b>	37.7	25.6	35.00	28.00	35.00	28.00
<b>N<sub>T</sub> (mgN/l)</b>	6.97	6.99	5.90	5.89	5.25	5.18
<b>S<sub>NH4</sub> (mgN/l)</b>	0.09	0.08	0.10	0.08	0.11	0.08
<b>S<sub>NO3</sub> (mgN/l)</b>	6.03	6.11	4.96	5.00	4.30	4.30
<b>S<sub>NO3</sub> (mgN/l) salida R<sub>AX</sub></b>	0.10	0.09	0.19	0.15	0.32	0.24
<b>P<sub>T</sub> (mgP/l)</b>	1.39	1.33	1.40	1.33	1.40	1.33

**Tabla 22. Resultados Obtenidos Variando el QRI con un TRCs 17 días y 15 días.**

	INV.	VER.	INV.	VER.	INV.	VER.
<b>Q<sub>RLAE-AX</sub></b>	<b>2</b>		<b>3</b>		<b>4</b>	
<b>DQO<sub>T</sub> (mgO/l)</b>	44.7	44.3	44.7	44.3	44.72	44.35
<b>X<sub>TSS</sub> (mgSST/l)</b>	3628.5	3553.2	3624.0	3548.4	3622.9	3547.3
<b>% SSVB</b>	33.90	26.80	33.80	26.80	33.80	26.70
<b>N<sub>T</sub> (mgN/l)</b>	7.00	7.02	5.92	5.91	5.27	5.20
<b>S<sub>NH4</sub> (mgN/l)</b>	0.09	0.08	0.09	0.08	0.10	0.08
<b>S<sub>NO3</sub> (mgN/l)</b>	6.05	6.13	4.97	5.02	4.30	4.31
<b>S<sub>NO3</sub> (mgN/l) salida R<sub>AX</sub></b>	0.10	0.09	0.18	0.15	0.31	0.23
<b>P<sub>T</sub> (mgP/l)</b>	1.43	1.36	1.43	1.36	1.43	1.36

**Tabla 23. Resultados Variando el QRI con un TRCs 18 días y 16 días.**

	INV.	VER.	INV.	VER.	INV.	VER.
<b>Q<sub>RI,AE-AX</sub></b>	<b>2</b>		<b>3</b>		<b>4</b>	
<b>DQO<sub>T</sub> (mgO/l)</b>	45.10	44.74	45.1	44.7	45.1	44.7
<b>X<sub>TSS</sub> (mgSST/l)</b>	3816.1	3766.1	3812.3	3762.2	3810.4	3760.5
<b>% SSVB</b>	32.70	25.60	32.70	25.60	32.70	25.60
<b>N<sub>T</sub> (mgN/l)</b>	7.02	7.05	5.94	5.93	5.28	5.22
<b>S<sub>NH4</sub> (mgN/l)</b>	0.09	0.08	0.09	0.08	0.10	0.08
<b>S<sub>NO3</sub> (mgN/l) efluente</b>	6.06	6.15	4.98	5.03	4.31	4.31
<b>S<sub>NO3</sub> (mgN/l) salida R<sub>AX</sub></b>	0.10	0.08	0.18	0.14	0.30	0.23
<b>P<sub>T</sub> (mgP/l)</b>	1.46	1.39	1.46	1.39	1.46	1.39

Con la variación de la recirculación interna, las concentraciones de SS, DQO, NH<sub>4</sub> y el porcentaje de SSVB en el sistema, no muestran efectos representativos sobre la eliminación de cada uno de ellos. En cambio respecto a los nitratos, se puede observar en las tablas 21, 22 y 23, que la desnitrificación se ve favorecida a mayor recirculación interna, ya que con valores menores de recirculación interna se obtienen valores más altos de nitratos lo cual representa una baja desnitrificación.

La función del Q<sub>RI</sub> es realizar el aporte de nitratos necesarios a la zona anóxica para agotar su potencial de desnitrificación, siendo óptimo aquel que presente el mínimo caudal de recirculación interna y que permita cumplir de forma holgada los límites de vertido, además de conseguir concentraciones bajas en la salida del reactor anóxico. Viendo los resultados obtenidos en las tablas 21, 22 y 23, se tomó como valor óptimo de caudal de recirculación interna 2, porque las concentraciones de nitrato todavía están lejos de 15 mg N/l y se minimiza el caudal bombeado.

**9.5 FUNCIONAMIENTO DE LA EDAR AL PRODUCIRSE ALTAS VARIACIONES DE NITRÓGENO EN EL INFLUENTE.**

En las analíticas del agua residual influente se puede observar una importante variabilidad en la concentración de nitrógeno total. Aunque su valor medio está en torno a 38 mg/l existen varias mediciones de concentraciones superiores a los 40 mgN/l. Por este motivo, en esta parte del proyecto se presentan los resultados de las simulaciones realizadas, aumentando la concentración de nitrógeno total hasta valores de 46 y 50 mg N/l. Se ha considerado necesario comprobar mediante el modelo, el comportamiento de la EDAR en situaciones de variación de la carga contaminante (amonio), y verificar si las condiciones de operación son las necesarias para cumplir con los requisitos de vertido en estas situaciones.

A continuación se detallan los resultados obtenidos en la calidad del efluente (N, P, DQO), en la salida del Reactor anóxico ( $S_{NO_3}$ ),  $X_{SST}$  en el reactor y el porcentaje de SSVB que se midió en el fango deshidratado.

**Tabla 24. Resultados Obtenidos Variando el QRI 2 en el Sistema al Funcionar con Altas Cargas de Nitrógeno en el Influyente.**

NT entrada	40.26		50.21	
	INV. 17	VER. 15	INV. 17	VER. 15
TRC (días)	44.71	44.32	44.70	44.30
DQO <sub>T</sub> (mgO/l)	8.98	8.98	10.18	10.11
N <sub>T</sub> (mgN/l)	0.07	0.06	0.06	0.05
S <sub>NH4</sub> (mgN/l)	8.06	8.11	9.26	9.25
SNO <sub>3</sub> (mgN/l) salida R <sub>AX</sub>	0.22	0.18	0.40	0.27
P <sub>T</sub> (mgP/l)	1.43	1.36	1.43	1.36
X <sub>TSS</sub> (mgSST/l)	3613.49	3539.13	3606.31	3532.40
% SSVB	33.7	26.6	33.6	26.5

Se puede observar en la Tabla 24 que al simular el sistema con las condiciones más desfavorables en cuanto a la entrada de altas concentración de nitrógeno y con recirculación interna 2, el sistema de tratamiento responde adecuadamente a la variación del amonio en la entrada de la EDAR, alcanzando además concentraciones bajas de amonio en el efluente (valores mucho menores de 1 mgN/l), lo que representa una completa nitrificación.

En lo referente al nitrógeno total, es lógico pensar que el aumento de concentraciones de amonio en el influente provoca un aumento de concentración de nitratos, tanto en el reactor como en el efluente. Por esta razón vemos en los resultados el aumento que presentó el NT en el efluente, llegando a valores de 8.78 y 10.18mgN/l, no superando los límites de vertidos exigidos por la Directiva Europea 91/271/CEE, siendo recomendado para el NT en el efluente 15mgN/l para poblaciones de menos de 100.000 h.e.

Concentraciones de nitratos próximas a 10 mg N/l pueden provocar algunos problemas de flotación de fangos por desnitrificación en el fondo del decantador secundario. Estos posibles problemas se pueden minimizar disminuyendo las concentraciones de oxígeno en algunas zonas aerobias (se favorece la nitrificación desnitrificación simultánea) y/o aumentando el caudal de recirculación para que el fango permanezca menos tiempo en el fondo del decantador secundario.

Al ver los resultados anteriores se realizaron simulaciones con un caudal de recirculación interna de 4 veces el caudal de entrada para altas concentraciones de nitrógeno en el influente obteniéndose los siguientes resultados.

**Tabla 25. Resultados Obtenidos Variando el QRI 4 en el Sistema al Funcionar con Altas Cargas de Nitrógeno en el Influyente.**

<b>TRC (días)</b>	<b>INV. 17</b>	<b>VER. 15</b>	<b>INV. 17</b>	<b>VER. 15</b>
<b>NT entrada</b>	<b>40.26</b>		<b>50.21</b>	
<b>DQO<sub>T</sub> (mgO/l)</b>	44.69	44.31	44.68	44.3
<b>X<sub>TSS</sub> (mgSST/l)</b>	3607.67	3532.39	3601.9	3525.91
<b>N<sub>T</sub> (mgN/l)</b>	7.17	6.83	8.78	8.07
<b>S<sub>NH4</sub> (mgN/l)</b>	0.08	0.06	0.07	0.05
<b>SNO<sub>3</sub> (mgN/l)</b>	6.24	5.96	7.86	7.21
<b>SNO<sub>3</sub> (mgN/l) salida R<sub>AX</sub></b>	1.4	0.66	2	1.26
<b>P<sub>T</sub> (mgP/l)</b>	1.44	1.37	1.44	1.37
<b>% SSVB</b>	33.6	26.6	33.6	26.5

Observando los resultados de la tabla anterior, el valor óptimo de recirculación interna para altas concentraciones de nitrógeno en el influente es 4, el cual representa un aumento de la eliminación de nitrógeno total al poner a disposición de la biomasa heterótrofa una mayor cantidad de nitratos, suponiendo un ahorro de energía al utilizarse los nitratos como aceptores de electrones durante el proceso de oxidación de la materia orgánica y reduciendo las necesidades de aireación.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en las tablas 22 y 25, se recomienda instalar una capacidad de bombeo que permita realizar la recirculación interna de 4 veces el caudal de entrada, trabajando a la mitad de su capacidad con las condiciones de diseño y funcionando al máximo de su capacidad cuando se presenten las variaciones estacionales de caudal y contaminación, con el fin de cumplir en la salida con los límites exigidos por la legislación, y evitar problemas de flotación de fangos, como se puede observar los resultados obtenidos en la Tabla 25.



### 9.6 RESULTADOS OBTENIDOS MEDIANTE LA VARIACIÓN DE LA VELOCIDAD DE CRECIMIENTO DE LAS BACTERIAS AUTOTROFAS

En los procesos de tratamiento biológico conviven las especies responsables de la eliminación global de materia orgánica y nitrógeno, bacterias heterótrofas y autótrofas. Estas bacterias presentan unas condiciones de crecimiento óptimas distintas, ya que las primeras tienen un crecimiento rápido que debido a las condiciones de trabajo requieren de tiempos de retención celular más bajos. En cambio, las autótrofas, presentan velocidades de crecimiento más bajas, necesitando así tiempos de retención celular elevados que favorecen los procesos de nitrificación.

Entre las características del agua de entrada destacaban valores de la conductividad superiores a los valores habituales. Esos valores elevados, junto con los valores de la DQO y resto de contaminantes inferiores a los habituales, sugieren una posible entrada de agua del mar en la red de alcantarillado.

Debido a la sensibilidad y dificultad de crecimiento que presentan las bacterias autótrofas en cuanto a la presencia de inhibidores (entre ellos la salinidad), se optó por realizar simulaciones variando la velocidad de crecimiento ( $\mu_{AUT}$ ) de estas bacterias, siendo su valor inicial  $1.0 \text{ d}^{-1}$ , mientras se dejaron constante todos los demás parámetros establecidos en el programa. Con estas simulaciones se pretende verificar el grado de inhibición de las bacterias autótrofas que impide el cumplimiento de los requisitos de vertido.

A continuación se detallan los resultados obtenidos en la calidad del efluente (N, P, DBO, DQO) y concentraciones de bacterias autótrofas ( $X_{aut}$ ) y sólidos suspendidos ( $X_{sst}$ ) en el reactor biológico simulados con diferentes valores de la velocidad de crecimiento de las bacterias autótrofas.

**Tabla 26. Resultados Obtenidos Mediante la Variación de la Velocidad de Crecimiento de las Bacterias Autótrofas.**

<b>TRC (días)</b>	<b>INVIERNO</b>				<b>VERANO</b>			
	<b>17</b>				<b>15</b>			
<b><math>\mu_{AUT}</math> d<sup>-1</sup></b>	<b>0.3</b>	<b>0.5</b>	<b>0.6</b>	<b>1.0</b>	<b>0.3</b>	<b>0.5</b>	<b>0.6</b>	<b>1.0</b>
<b>X<sub>AUT</sub></b>	0.0	44.98	48.95	50.25	0.0	31.39	32.10	32.33
<b>DQO<sub>T</sub> (mgO/l)</b>	45.0	44.62	44.60	44.74	44.6	44.22	44.23	44.35
<b>X<sub>TSS</sub> (mgSST/l)</b>	3704.8	3632.8	3601.90	3622.9	3623.5	3551.0	3525.9	3547.3
<b>N<sub>T</sub> (mgN/l)</b>	31.70	8.05	6.05	5.27	32.45	6.19	5.57	5.20
<b>S<sub>NH4</sub> (mgN/l)</b>	30.82	3.38	0.95	0.10	31.63	1.11	0.40	0.08
<b>S<sub>NO3</sub> (mgN/l)</b>	0.00	3.81	4.25	4.30	0.00	4.29	4.36	4.31
<b>P<sub>T</sub> (mgP/l)</b>	1.4	1.43	1.43	1.43	1.34	1.36	1.36	1.36

Viendo los resultados obtenidos en la Tabla 26, se puede decir que la EDAR puede presentar problemas de inhibición a altas concentraciones de sales al tomar valores de velocidad de crecimiento inferiores a  $0.6d^{-1}$ . Si la velocidad de crecimiento alcanzara un valor de  $0.5 d^{-1}$  se empezarían a inhibir parcialmente los procesos biológicos de nitrificación en la temporada de invierno; obteniéndose concentraciones de amonio y nitrógeno superiores a las deseadas.

Se observa que al disminuir la velocidad de crecimiento a valores de  $0.30 d^{-1}$ , afecta al grupo de bacterias nitrificantes en el sistema, tanto en invierno como en verano, lo que se ve reflejado en las nulas concentraciones de microorganismos autótrofos.

Dado que los valores de la conductividad en el agua residual son elevados, sin resultar excesivos, sería necesaria una inhibición de más del 40% para que se incumplieran

los requisitos de vertido (valor de  $\mu\text{AUT}$  inferior a  $0.6 \text{ d}^{-1}$ ), es altamente improbable la existencia de problemas en el funcionamiento de la EDAR. Aunque la salinidad pueda reducir la velocidad de crecimiento de las bacterias autótrofas, los elevados valores del tiempo de retención celular evitarán que esa disminución afecte al cumplimiento de los requisitos de vertido.

### **9.7 RESULTADOS OBTENIDOS VARIANDO EL CALADO DEL REACTOR BIOLÓGICO DE 4 M A 5 M**

Debido a las limitaciones de espacio en la parcela disponible de la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer, la única forma de aumentar el volumen del reactor biológico sería recrecer los muros aumentando el calado.

Las simulaciones realizadas hasta el momento muestran que el volumen total del reactor biológico es suficiente para conseguir la estabilización de los fangos. Ya que se consigue un porcentaje de SSVB inferior al 35% para un TRC de 17 y 15 días, y una concentración de sólidos suspendido menor de  $3700 \text{ mg/l}$ , por lo que el margen de seguridad es pequeño. Por ese motivo se van a realizar simulaciones del funcionamiento de la EDAR aumentando el calado de los reactores de 4 a 5 m. En estas simulaciones se ha aumentado el tiempo de retención celular hasta conseguir una concentración de sólidos suspendidos similar a la anterior ( $3700 \text{ mg/l}$ ).

A continuación se muestran los resultados obtenidos en la calidad del efluente (N, P, DBO, DQO), en el reactor biológico ( $X_{\text{SST}}$ ) y el porcentaje de SSVB que se mide en el fango deshidratado al aumentar el calado de los reactores.

**Tabla 27. Resultados Obtenidos mediante la Simulación de la EDAR Variando el Calado del Reactor Biológico.**

<b>TRC (días)</b>	<b>INV. 17</b>	<b>VER. 15</b>	<b>INV. 21</b>	<b>VER. 19</b>
<b>Altura (m)</b>	4		5	
<b>V.T. Reactor</b>	13029.2		15920.58	
<b>DQO<sub>T</sub> (mgO/l)</b>	44.7	44.3	44.48	44.30
<b>X<sub>TSS</sub> (mgSST/l)</b>	3628.5	3553.2	3600.82	3621.49
<b>% SSVB</b>	33.9	26.8	30.6	23.4
<b>N<sub>T</sub> (mgN/l)</b>	7.0	7.2	7.01	7.05
<b>S<sub>NH4</sub> (mgN/l)</b>	0.09	0.08	0.08	0.07
<b>S<sub>NO3</sub> (mgN/l)</b>	6.05	6.13	6.09	6.17
<b>P<sub>T</sub> (mgP/l)</b>	1.43	1.36	1.46	1.40

La Tabla 27 muestra los resultados obtenidos en las simulaciones realizadas, aumentando el calado de los reactores junto con las simulaciones anteriores para una fácil comparación. La variación del calado influye en el aumento del volumen del reactor, pero según los resultados obtenidos en las simulaciones, esta variación no afecta de manera significativa el funcionamiento del sistema en la calidad del agua efluente.

El aumento del volumen del reactor permite trabajar con TRC más elevados (21 y 19 días frente a 17 y 15 días) pero los elevados tiempos de retención celular utilizados en todos los casos, garantizan la casi total nitrificación y eliminación de la materia orgánica biodegradable.

El parámetro que presenta una variación más importante es el porcentaje de SSVB en el fango deshidratado. Ya que con el incremento del calado se consigue reducir ese porcentaje en la situación de invierno desde el 33.8% hasta el 30.6%, y en la situación de verano del 26.7% al 23.4%. Debido al elevado coste de dicha obra y a que las simulaciones realizadas sin recrecer los muros del reactor permiten la suficiente estabilización del fango, no se recomienda llevar a cabo esta obra.

### 9.8 ANALISIS DEL FUNCIONAMIENTO DE LOS DECANTADORES SECUNDARIOS

Los decantadores secundarios, tienen como principal objetivo la separación de los sólidos suspendidos del licor mezcla generados en el proceso biológico con el fin de entregar un efluente clarificado y con bajo contenido en DBO y sólidos suspendidos.

En las simulaciones realizadas se ha simulado también el comportamiento de los decantadores secundarios, considerando los procesos biológicos que pueden tener lugar en ellos. A continuación se observa la variación de las concentraciones de sólidos en función de la altura en el decantador secundario. De esta manera, se podrá ver la posición del manto de fangos y la capacidad de almacenamiento de fangos del decantador.

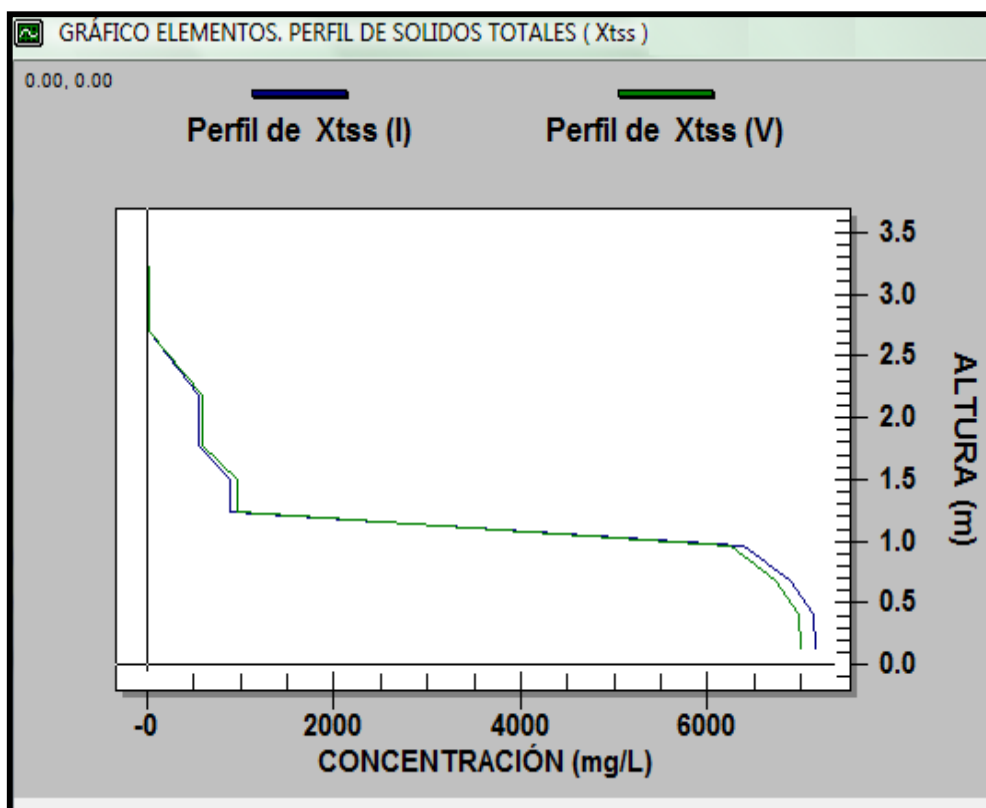


Figura 12. Perfiles de Sólidos Suspendidos en el Decantador Secundario

Observando la evolución de la concentración de sólidos en el decantador secundario en la figura 12, se puede decir que el sistema de tratamiento en las condiciones de trabajo propuestas para invierno y verano, muestra un correcto funcionamiento de la EDAR Denia – Ondara - Pedreguer. Con estas condiciones se logran fangos suficientemente estabilizados y una buena calidad en el efluente, ya que se obtienen valores por debajo de los límites marcados por la directiva europea. Debido a las variaciones de nitrógeno que se presentan en la EDAR se recomendaría mantener concentraciones de nitratos a la salida por debajo de los 10 mgN-NO<sub>3</sub>/l, con el fin de evitar la flotación de los fangos por procesos de desnitrificación en el decantador secundario, siendo esta una de las principales preocupaciones del mal funcionamiento de los decantadores.

En la Tabla 28, se detallan los valores que permiten comprobar el buen funcionamiento del decantador secundario.

**Tabla 28. Características de Funcionamiento del Decantador Secundario**

	<b>Invierno</b>	<b>Verano</b>	<b>Criterio de Diseño</b>
<b>Carga Hidráulica a Qmedio (m/h)</b>	0.46	0.52	0.50
<b>Carga Hidráulica a Qpunta (m/h)</b>	0.69	0.77	0.90
<b>Carga de sólidos a Qmedio (Kg/m<sup>2</sup>/h)</b>	1.7	1.8	≤1.8
<b>Carga de sólidos a Qpunta (Kg/m<sup>2</sup>/h)</b>	2.50	2.8	≤ 3.2
<b>Carga Sobre Vertedero a Qmedio (m<sup>2</sup>/h)</b>	2.9	3.3	≤ 20
<b>Carga sobre Vertedero a Qpunta (m<sup>2</sup>/h)</b>	4.30	4.8	≤12
<b>Tiempo de Retención a Qmedio (h)</b>	7.6	6.7	≥ 4
<b>Tiempo de Retención a Qpunta (h)</b>	5.1	4.5	≥1

Por lo anterior se ha destacado el interés de operar la planta con el máximo valor de tiempo de retención celular 17 días y 15 días invierno y verano respectivamente, ya que permite un correcto funcionamiento del decantador secundario.

### **9.9 ALTERNATIVAS EN EL FUNCIONAMIENTO DE LA EDAR AL PRESENTARSE VARIACIONES DE NITRÓGENO EN LA CALIDAD DEL INFLUENTE.**

La elevada complejidad en el funcionamiento de los procesos de tratamientos de aguas residuales, unida a la incertidumbre en las constantes variaciones que se presentan en la EDAR en cuanto a la composición del influente, caudal, temperatura, etc, obligan a mantener la precaución en la dinámica de los procesos biológicos, a fin de mantener el punto de trabajo, teniendo en cuenta los parámetros que permiten ser manipulados con el fin de conseguir mayor eficiencia en el funcionamiento en la EDAR.

Por tal razón se recomienda la simulación de varias alternativas como solución a las estrategias de operación por parte de los operarios en la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer.

Las alternativas simuladas parten de los resultados obtenidos en las tablas 22, 24 y 25, debido a la variación de las concentraciones de nitrógeno en el agua residual y pretenden analizar las distintas opciones posibles para disminuir la concentración de nitratos a la entrada del decantador secundario.

#### ***9.9.1 Alternativa1: Aumento del Volumen de la Zona Anóxica***

La zona anóxica normalmente corresponde a un volumen del 16% que equivale a 2078.2 m<sup>3</sup> perteneciente a los antiguos decantadores primarios. Para llevar a cabo el aumento de la zona anóxica se utilizará una parte del reactor aerobio, convirtiéndolo así en un volumen del 24% que equivale a 3182.2m<sup>3</sup>.

Para que esta zona no sea afectada por la aireación se recomienda instalar en la primera zona aerobia, un agitador para evitar que los sólidos sedimenten al funcionar bajo condiciones anóxicas, y una válvula de corte de aire a la parrilla de difusores para evitar la entrada de aire al funcionar como anóxico.

**9.9.2 Alternativa 2 Variación de la Recirculación Interna**

Manteniendo el volumen de la zona anóxica en su valor original 16% se simulará un incremento en el caudal de la recirculación interna (de 2 a 4 veces el caudal de entrada), para reducir las concentraciones de nitratos en el sistema.

**9.9.3 Alternativa 3: Combinación de las 2 Alternativas anteriores. Variación de la Recirculación Interna y Aumento de la zona anóxica**

Se pretende determinar la disminución que se conseguiría en la concentración de nitratos combinando las 2 alternativas anteriores, es decir, incrementando el volumen de la zona anóxica al 24% y el caudal de recirculación interna a 4 veces el caudal de entrada.

A continuación se muestran los resultados obtenidos para las alternativas 1, 2 y 3. Todas estas simulaciones se han realizado manteniendo un nivel de OD de 2 ppm.

**Tabla 29. Eliminación de NT Aumentando el  $V_{RAX}$  a partir del TRC de 17 días  
Invierno y 15 días Verano**

% Volumen Anóxico	16%		24%		16%		24%	
Nitrógeno entrada	<b>50.21</b>							
RI	<b>2</b>				<b>4</b>			
Sistema de tratamiento	Propuesto		Alt. 1		Alt 2		Alt. 3	
	INV.	VER	INV.	VER	INV.	VER	INV.	VER
<b>S<sub>NH4</sub> (mgN/l) efluente</b>	0.06	0.05	0.07	0.06	0.07	0.05	0.08	0.06
<b>SNO<sub>3</sub> (mgN/l) efluente</b>	9.26	9.25	8.92	9.01	7.86	7.21	6.27	6.16
<b>SNO<sub>3</sub> R<sub>Anóxico</sub></b>	0.40	0.27	0.30	0.23	2	1.26	0.34	0.15
<b>N<sub>T</sub> (mgN/l) efluente</b>	10.18	10.11	9.84	9.87	8.78	8.07	7.21	7.03
<b>%SSVB salida del Fango deshidratado</b>	33.6	26.5	33.7	26.6	33.6	26.5	33.6	26.5



En la tabla anterior se observa que independientemente de la estación y del caudal de recirculación interna utilizado, el aumento de la zona anóxica casi no afecta ni al proceso de nitrificación, ni a la estabilización del fango por los elevados tiempos de retención celular utilizados. Las únicas diferencias entre las distintas alternativas se producen en el proceso de desnitrificación.

En los resultados obtenidos al simular el sistema de tratamiento propuesto con un volumen de la zona anóxica del 16% (antiguos decantadores primarios) y un caudal de recirculación interna de 2 la concentración de nitratos en el reactor anóxico es muy baja (0.4 y 0.27) mg/l, lo que indica que todos los nitratos que llegan se eliminan, y que el problema no es la falta de zona anóxica, ya que al incrementarla disminuye únicamente a (0.30 y 0.23) mg/l. Por ese motivo el incremento de la zona anóxica (**alternativa 1**) no es eficaz, ya que apenas disminuye la concentración de nitratos en el efluente.

El aumento del caudal de recirculación (**alternativa 2**) sí que resulta ser eficaz porque permite reducir la concentración de nitrato en el efluente en unos 2 mg/l. Con esta recirculación, la concentración de nitratos en el reactor anóxico del 16% es significativa (2 y 1.26) mg/l, lo que indica que con una mayor zona anóxica del 24%, se conseguiría un mayor grado de desnitrificación. Al aumentarla (**alternativa 3**) disminuye la concentración de nitratos en el reactor anóxico hasta 0.34 y 0.15 mg/l. Estos valores ya son muy bajos, y no tendría sentido aumentar más el tamaño de la zona anóxica. Esto explica que la concentración de nitratos en el efluente disminuye más en esta situación hasta 6.27 mg/l y 6.16 mg/l.

Como ya se había comentado antes, se recomendaría instalar la capacidad de bombeo para un caudal de 4 veces el caudal de entrada y la posibilidad de transformar la primera zona en anóxica (con agitador y válvula de corte), ya que con esta zona se pretende reducir al máximo las concentraciones de nitratos en el efluente y se evita la desnitrificación en el decantador secundario.

### ***9.9.4 Alternativa 4: Reducción de las Concentraciones de Oxígeno en los Reactores Aerobios.***

Aunque las concentraciones de oxígeno que se pueden conseguir en la realidad, dependen en cada caso de la flexibilidad que presente la EDAR y del sistema de control que utilicen, las condiciones de operación del sistema, permiten disminuir el nivel de oxígeno por debajo del nivel de diseño en algunas zonas de los reactores biológicos, minimizando los costes de aireación sin afectar al rendimiento de la nitrificación ni a la estabilización de los fangos. Al reducir las concentraciones de oxígeno es previsible que descienda la concentración de nitratos en el influente.

Por lo anterior y teniendo en cuenta los bajos resultados de amonio obtenidos en las simulaciones anteriores, se propone realizar simulaciones disminuyendo las concentraciones de oxígeno de algunas zonas de los reactores aerobios; estando los valores de oxígeno disuelto recomendados en un rango comprendidos entre 0.5 – 2.0 mgOD/l. Se considera que 0.5 mgOD/l es el nivel mínimo necesario para mantener los sólidos en suspensión y evitar la aparición de *bulking* filamentoso (Ohron y Artan, 1994). Por otra parte, se limita la concentración de oxígeno disuelto a un valor máximo de 2.0 mgOD/l al considerar que el coste de aumentar la concentración de oxígeno disuelto a partir de ese nivel se incrementa sin que mejore en la misma medida la capacidad de biodegradación de la planta.

Para esta alternativa de solución se debe tener mucho cuidado con las bajas concentraciones de oxígeno disuelto inferiores a 2ppm, ya que se puede convertir en un factor limitante en el proceso de nitrificación.

En las simulaciones realizadas, las concentraciones de OD en los reactores aerobios estuvieron repartidas de la siguiente manera:

- Antiguo reactor biológico (reactores aerobios del 2 al 4): presentan una concentración de mínima de OD de 0.5 mg/l.
- Antiguos digestores (reactores aerobios del 5 al 7): presentan una concentración de OD de 0.8mg/l.
- Nuevo reactor biológico (reactores aerobios del 8 al 10) comprende la máxima concentración de OD 2mg/l.
- Aumento del volumen de la zona anóxica a un 24% (decantadores primarios + una parte del reactor aerobio), los reactores aerobios del 3 al 10, mantendrán una concentración de OD igual a las detalladas anteriormente.

A continuación se detallan los resultados obtenidos en los periodos de bajas y altas concentraciones de nitrógeno total.

**Tabla 30. Resultados Obtenidos de la Línea de Tratamiento Seleccionada con Reducción del OD para un TRC 17 y 15 días,  $V_{RAX}$  16% y RI de 2.**

PROCESO	FLUJO PISTÓN							
	Sin reducción de oxígeno				Con reducción de oxígeno			
NT entrada	38.81		50.21		38.81		50.21	
Sistema de tratamiento	Propuesto				Alternativa 4			
	INV.	VER.	INV.	VER.	INV.	VER.	INV.	VER.
$N_T$ (mg <sub>N</sub> /l) efluente	7.00	7.02	10.18	10.11	5.52	5.18	8.28	7.93
$S_{NH4}$ (mg <sub>N</sub> /l) efluente	0.09	0.08	0.06	0.05	0.16	0.11	0.09	0.06
$S_{NO3}$ (mg <sub>N</sub> /l) efluente	6.05	6.13	9.26	9.25	4.51	4.26	7.34	7.06
$S_{NO3}$ (mg <sub>N</sub> /l) $R_{AX}$	0.10	0.09	0.40	0.27	0.06	0.05	0.16	0.12
% SSVB en el fango deshidratado	33.90	26.80	33.6	26.5	32.7	25.4	33.6	26.5

Al comparar los resultados obtenido en la Tabla 30 (línea de tratamiento propuesta con la alternativa 4 reducción oxígeno), se puede decir que la EDAR Denia – Ondara –

Pedreguer, presenta mejores eficiencias de eliminación de nitrógeno, al reducir las concentraciones de oxígeno disuelto en el sistema, llegando a conseguir valores en el efluente de 5.52, 5.18 mg/l de NT en condiciones medias y 8.28, 7.93 mg/l de NT en condiciones puntas.

Con respecto a las condiciones punta de nitrógeno, encontramos valores de nitratos por debajo de 7,34 mg/l. Con estos resultados se evita la flotación de fangos por desnitrificación en los decantadores secundarios y se optimiza la calidad del efluente permitiendo cumplir con los requisitos de vertido exigidos por la Directiva Europea 91/271/CEE. Igualmente se consigue una buena estabilidad del fango, obteniéndose valores inferiores al 35% de SSVB.

En cuanto al amonio, al reducir las concentraciones de oxígeno en los reactores biológicos, se logra aumentar las concentraciones de amonio en el agua residual para evitar la inhibición de las bacterias que lo utilizan como nutrientes.

**Tabla 31. Resultados Obtenidos de las Alternativas 1 y 3 con Reducción de OD.**

PROCESO	FLUJO PISTÓN							
	Sin reducción de oxígeno				Con reducción de oxígeno			
NT entrada	50.21							
Q <sub>RI</sub>	2		4		2		4	
	INV.	VER.	INV.	VER.	INV.	VER.	INV.	VER.
N <sub>T</sub> (mg <sub>N</sub> /l) efluente	9.84	9.87	7.21	7.03	8.48	8.18	6.30	6.04
S <sub>NH4</sub> (mg <sub>N</sub> /l) efluente	0.07	0.06	0.08	0.06	0.12	0.07	0.17	0.09
S <sub>NO3</sub> (mg <sub>N</sub> /l) efluente	8.92	9.01	6.27	6.16	7.50	7.30	5.28	5.14
S <sub>NO3</sub> (mg <sub>N</sub> /l) R <sub>AX</sub>	0.30	0.23	0.34	0.15	0.01	0.01	0.10	0.05
% SSVB en el fango deshidratado	33.7	26.6	33.6	26.5	33.8	26.6	33.7	26.5

Con los resultados obtenidos en la Tabla 31, se puede observar que se favorece en mayor medida la nitrificación-desnitrificación simultánea, logrando concentraciones de nitrógeno y nitratos en el efluente más bajas, en cuanto a las concentraciones de amonio, también se consigue un aumento de este nutriente al disminuir las concentraciones del OD.

Todas las alternativas simuladas, como estrategias de operación de la EDAR, han logrado una mayor eliminación de nitrógeno, principalmente en los periodos que se presentan altas concentraciones de nitrógeno en el agua tratada, obteniendo concentraciones adecuadas para su vertido y evitando posibles problemas de flotación de fangos por la desnitrificación.

En los resultados de las Tabla 30 y Tabla 31, se puede observar que al disminuir las concentraciones de OD en los reactores aerobios, se puede asegurar el crecimiento de la población nitrificante, lo cual quiere decir que para estas simulaciones realizadas no se vieron afectadas este tipo de bacterias, ya que al disminuir las concentraciones de OD se consigue un aumento de las concentración de nitrógeno amoniacal, el cual evita posibles inhibiciones en el crecimiento o desarrollo de las bacterias que lo utilizan como nutriente, además que se logra una alta eficiencia en la nitrificación – desnitrificación simultánea.



## **Comparación de la Antigua EDAR y la Nueva EDAR**

---





**10 COMPARACIÓN DE LA ANTIGUA EDAR Y LA NUEVA EDAR DENIA - ONDARA - PEDREGUER.**

**10.1 COMPARACIÓN DEL RENDIMIENTO DE FUNCIONAMIENTO DE LA ANTIGUA EDAR CON LA SIMULADA.**

Con los resultados obtenidos en las diferentes simulaciones realizadas, se calcularon los porcentajes del rendimiento del sistema simulado de la actual EDAR para compararlos con los porcentajes de rendimientos calculados con los resultados de la analítica de entrada y salida de la antigua EDAR.

El porcentaje de rendimiento es la relación que existe entre la masa de materia orgánica eliminada y la del influente que entra en el reactor biológico. La ecuación que se utilizó para el cálculo de los rendimientos de la antigua y actual EDAR Denia – Ondara – Pedreguer, es la siguiente.

$$R = \frac{C_{Entrada} - C_{salida}}{C_{Entrada}} * 100$$

A continuación se detallan los resultados obtenidos del rendimiento, teniendo las concentraciones de entrada y salida de la antigua EDAR.

**Tabla 32. Rendimiento del Sistema de Fango Activado de la Antigua EDAR Denia – Ondara – Pedreguer**

PARAMETROS EFLUENTE (mg/l)	ANTIGUA EDAR				
	SS	DQO	NH <sub>4</sub>	NT	P
<b>ENTRADA</b>	218.49	393.5	25.1	38.81	7.06
<b>SALIDA</b>	11	49	17.4	20.3	4.4
<b>% FANGO ACTIVADO</b>	95	88	31	48	30

Se puede observar en la Tabla 32, que el sistema de fangos activado con que operaba la antigua EDAR Denia – Ondara – Pedreguer, muestra resultados eficientes en la eliminación de la materia orgánica, pero muy deficientes en cuanto a la eliminación de nutrientes (nitrógeno y fósforo) que no se eliminaban a lo largo del proceso, vertiendo al mar concentraciones mayores a los permitidos por la Directiva; lo cual supondría problemas de eutrofización en la zona de vertido definida actualmente como zona sensible

Con estos resultados se puede observar en la tabla que solo se consigue rendimientos por debajo del 31% para NH<sub>4</sub>, 48% para NT y un 30% para el fósforo.

A continuación se detalla el rendimiento de la EDAR al operar con una zona anóxica (antiguos decantadores primarios) y recirculación interna de 2.

**Tabla 33. Rendimiento del Sistema con TRC de 17 y 15 días, sin ninguna modificación del Volumen anóxico 16 % y un TRH 1.6 horas**

	<b>SS</b>	<b>DQO</b>	<b>P<sub>T</sub></b>	<b>NH<sub>4</sub></b>	<b>N<sub>T</sub></b>
<b>Concentraciones media de entrada</b>					
<b>Entrada (mg/l)</b>	218.5	393.5	7.06	25.1	38.81
<b>Salida (mg/l)</b>	14.7	44.7	1.43	0.09	7.02
<b>% Eliminación</b>	93.27	88.64	79.75	99.64	81.91
<b>Concentraciones altas de nitrógeno en la entrada</b>					
<b>Entrada (mg/l)</b>	218.5	393.5	7.06	36.5	50.21
<b>Salida (mg/l)</b>	14.73	44.7	1.43	0.06	10.18
<b>% Eliminación</b>	93.26	88.64	79.75	99.84	79.73

El sistema de tratamiento seleccionado para operar en la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer, permite cumplir con los requisitos de vertidos y buenos rendimientos de eliminación al presentarse variaciones de nitrógeno en el influente.

En cuanto a los resultados obtenidos en el sistema, mediante el proceso de oxidación total con reactores en flujo pistón, para un TRC de 17 días para invierno y 15 días para verano y una recirculación interna de 2 veces el caudal de entrada, mostró una alta eficiencia en la eliminación de la materia orgánica y nitrógeno presente en el agua residual. Con este sistema de tratamiento se consiguieron los siguientes rendimientos: un 88.7 % de DQO, un 99.64 % de amonio en condiciones normales y un 99.84% con altas concentraciones de amonio en el influente, lo cual representa una alta eficiencia en el proceso de nitrificación y un 88.5 % de nitrógeno total.

En lo que se refiere al fósforo, se llevó a cabo su eliminación mediante la adición de dosis de Cloruro Férrico iguales a 700 kgFe/día en invierno y 900 kg Fe/día en verano, para llegar a concentraciones por debajo de 2 mgP/l, cumpliendo así con los límites exigidos y obteniendo un mayor rendimiento de eliminación, pasando de un 30 % en el 2003 (Tabla 32) a un 80% (Tabla 33).

A continuación, se muestra los rendimientos obtenidos en las alternativas de simulación de la EDAR, al aumentar el volumen anóxico, del 16% volumen del reactor anóxico (antiguos decantadores primarios) al 24% del volumen anóxico tomando parte del volumen aerobio, con recirculación interna de 2 y 4 veces el caudal de entrada y reduciendo las concentraciones de oxígeno disuelto.

**Tabla 34. Rendimiento de las Alternativas Simuladas de la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer (Aumento del Volumen y Reducción de Oxígeno)**

<b>Alternativa 1y 3. Aumento del Volumen de la Zona Anóxica de 16% a 24% y de la Recirculación Interna</b>						
	SS(mg/l)	DQO(mg/l)	P <sub>T</sub> (mg/l)	NH <sub>4</sub> (mg/l)	N <sub>T</sub> (mg/l)	RI
Entrada	218.5	393.5	7.06	36.5	<b>50.21</b>	2
Salida	14.67	44.63	1.43	0.07	9.87	
% Eliminación	93.29	88.66	79.75	99.81	80.34	
<b>Concentraciones altas de Nitrógeno</b>						
Entrada (mg/l)	218.5	393.5	7.06	36.5	<b>50.21</b>	4
Salida (mg/l)	14.7	44.71	1.43	0.34	7.21	
% Eliminación	93.27	88.64	79.75	99.06	85.64	
<b>Alternativa 4. Reduciendo las Concentraciones de OD en los Reactores Aerobios.</b>						
<b>Rendimiento del Sistema sin aumentar el volumen anóxico (16 %) (línea propuesta)</b>						
<b>Entrada (mg/l)</b>	218.5	393.5	7.06	25.1	<b>38.81</b>	2
Salida (mg/l)	14.7	44.7	1.43	0.16	5.52	
% Eliminación	93.27	88.64	79.75	99.36	85.78	
<b>Concentraciones altas de Nitrógeno</b>						
<b>Entrada (mg/l)</b>	218.5	393.5	7.06	36.5	<b>50.21</b>	2
Salida (mg/l)	14.7	44.7	1.43	0.09	8.28	
% Eliminación	93.27	88.64	79.75	99.75	83.51	
<b>Rendimiento del Sistema con el aumento del volumen anóxico (24 %)</b>						
<b>Entrada (mg/l)</b>	218.5	393.5	7.06	36.5	<b>50.21</b>	2
Salida (mg/l)	14.67	44.63	1.43	0.12	8.48	
% Eliminación	93.29	88.66	79.75	99.67	83.11	
<b>Concentraciones altas de entrada</b>						
Salida (mg/l)	14.7	44.71	1.43	0.17	6.3	4
% Eliminación	93.27	88.63	79.75	99.53	87.45	

Como se puede observar en la tabla anterior las eficiencias de rendimientos son muy similares. Como ya se había comentado anteriormente estas alternativas son funcionales para mejoras en los procesos de tratamiento, ya que con la reducción del OD en los reactores aerobios, se favorece el aumento de amonio en el agua residual para evitar la inhibición de las bacterias que lo utilizan como nutrientes, además que permite reducir las concentraciones de nitratos en el efluente.



## **Línea de Tratamiento Adoptada para el Funcionamiento de la EDAR**

---





### **11 LÍNEA DE TRATAMIENTO ADOPTADA PARA EL FUNCIONAMIENTO DE LA EDAR DENIA – ONDARA – PEDREGUER**

Esquema de tratamiento de aguas definida para el funcionamiento de la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer, consiste en dos líneas:

#### **Línea de agua**

✚ La transformación del sistema de fangos activado convencional en un sistema de oxidación total con régimen en flujo pistón para la eliminación biológica de materia orgánica y nitrógeno. El volumen total del reactor biológico, es de 13029.2 m<sup>3</sup> que corresponden a la suma de los antiguos decantadores primarios, el antiguo reactor, los antiguos digestores y el nuevo reactor. El esquema propuesto está formado por una etapa anóxica (los antiguos decantadores primarios) y una etapa aerobia (el resto de reactores) con una recirculación interna desde el final de la zona aerobia hasta la zona anóxica, con el fin de mejorar en el sistema la nitrificación (oxidación del nitrógeno amoniacal a nitrato) y desnitrificación (oxidación del nitrato a nitrógeno gas).

✚ La eliminación de fósforo se realizará por precipitación química, mediante la dosificación del cloruro férrico en el reactor biológico; con una dosis de precipitante de 700 Kg/día (invierno) y 900 Kg/día (verano), lográndose una reducción de fósforo en el efluente menores a los 2mg/l que exige la Directiva Europea 21/271/CEE.

✚ Se recomienda la operación del proceso con TRC de 17 días en invierno y 15 días en verano y una recirculación interna de 2 veces el caudal, ya que con ella se consigue una buena calidad del efluente, obteniendo concentraciones en invierno de 44.7 mg/l de DQO, y 7.0 mg/l de N<sub>T</sub> y una buena estabilidad del fango (33.90 % SSVB). El paso de una situación a otra será de forma gradual, según se modifique el caudal y la

## **Línea de Tratamiento Adoptada para el Funcionamiento de la EDAR**

---

temperatura, variando el caudal de purga de fangos, para que el fango permanezca menos tiempo en el fondo del decantador secundario y poder obtener un agua residual de calidad tal que se cumpla con las normas ambientales vigentes.

✚ Debido a los elevados TRC se alcanzan concentraciones de amonio en el efluente muy bajas ( $<0.1$  mg N/l). Por ello se recomienda reducir las concentraciones de oxígeno disuelto en distintas zonas del reactor respecto de los 2 mg/l. Esto favorecerá el aumento de las concentraciones de amonio para evitar la inhibición de bacterias por falta de nutrientes y mejorará la nitrificación-desnitrificación simultánea. Con la desnitrificación se pueden reducir las concentraciones de nitratos en el efluente y evitar los problemas de flotación de fangos por desnitrificación en el fondo del decantador secundario. Además supone un ahorro de energía al utilizarse los nitratos como aceptores de electrones y optimiza la operación de la EDAR en cuanto a la aireación y al bombeo.

✚ Se recomienda en condiciones de elevadas concentraciones de nitrógeno aumentar el caudal de recirculación interna hasta 4 veces el caudal de entrada y transformar la primera zona aerobia en anóxica. Para ello se deberá instalar una suficiente capacidad de bombeo, un agitador en la zona aerobia y una válvula de corte.

✚ Con los dos decantadores secundarios y la construcción del nuevo decantador secundario el funcionamiento del sistema será adecuado, ya que con las simulaciones realizadas se logra una buena calidad en el efluente y fangos suficientemente estabilizados.

De estos decantadores sale una recirculación de fangos al reactor biológico para mantener la biomasa en su nivel idóneo. El excedente, llamado fango biológico en exceso, es extraído del sistema para ser tratado en la línea de fangos.

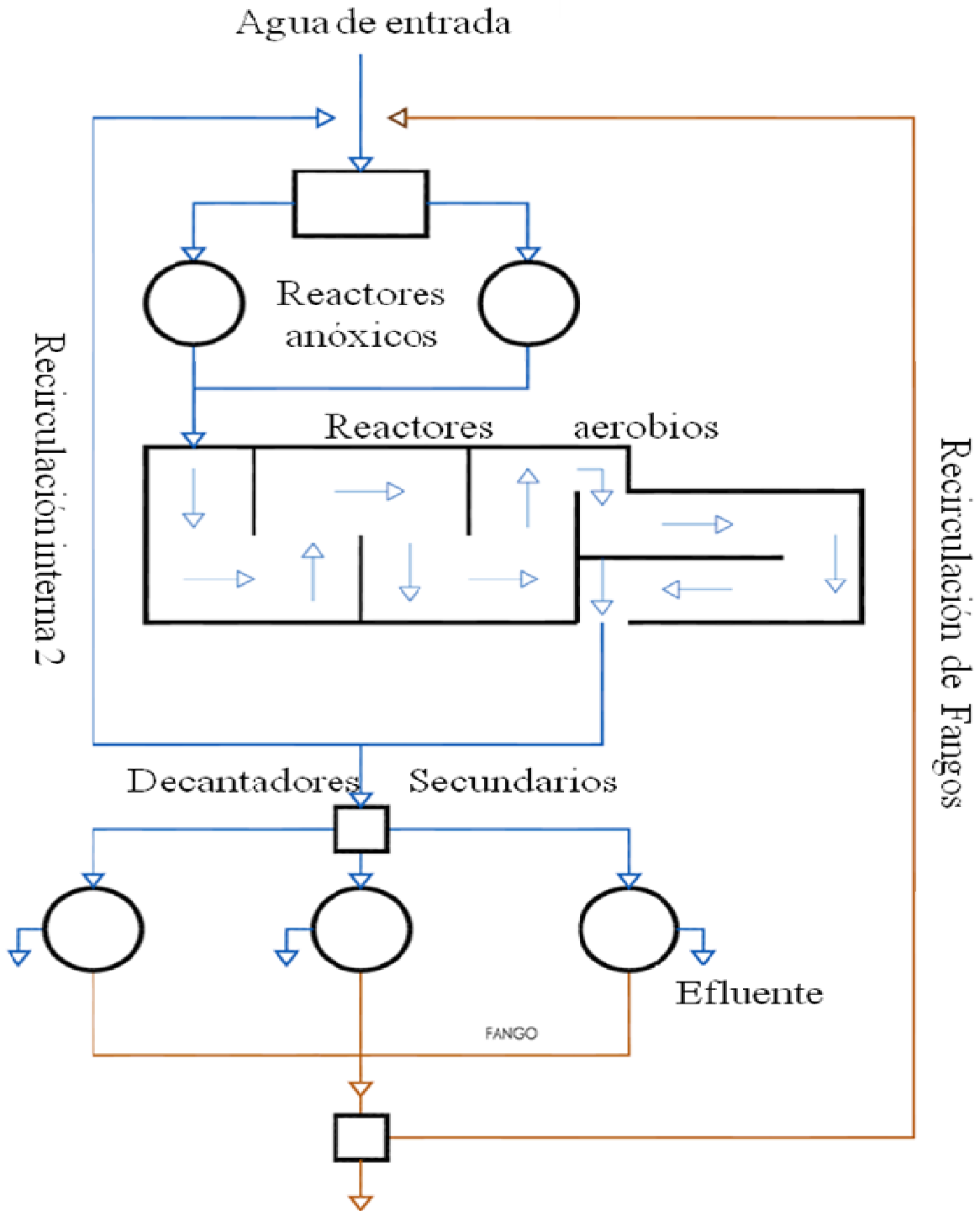
### **Línea de fango**

✚ El fango ya estabilizado es llevado a los 2 espesadores por gravedad, los cuales son suficientes para reducir el volumen del fango y mejorar el rendimiento de los procesos posteriores.

✚ En cuanto a la deshidratación del fango, se cambiaron los filtros banda por 2 centrífugas. Aunque se consigan el mismo rendimiento con los dos procesos, la deshidratación con centrifuga, a pesar que necesita poco espacio en las instalaciones, tiene la ventaja de que el fango está la mayor parte del tiempo confinado, mientras que en el filtro banda está en contacto con la atmósfera, aumentando la posibilidad de olores. Una vez deshidratados, los fangos son almacenados en silos dentro de las propias instalaciones de la depuradora, a la espera de ser retirados y posteriormente utilizados en el sector agrícola.

A continuación se puede observar el diagrama de flujo de la EDAR. Denia – Ondara – Pedreguer con sus respectivas modificaciones.

11.1 ESQUEMA DE FLUJO DE LA LÍNEA DE AGUA Y FANGO DEL PROCESO DE OXIDACIÓN TOTAL



## **Beneficios Ambientales y Sociales**

---



## **12 BENEFICIOS AMBIENTALES Y SOCIALES**

El mayor aporte que puede hacer la Depuradora a la ciudad de Denia es colaborar en la recuperación de la deteriorada zona Costera de Denia (Playa el Raset) y su entorno, y permitir un Desarrollo Sostenible en donde el progreso y Medio Ambiente pueda caminar juntos.

Las instalaciones de la EDAR se han equipado con sistemas que permitan corregir cualquier impacto ambiental ocasionado en las playas de Denia, con tratamientos de eliminación de compuestos nitrogenados mediante procesos biológicos (incorporación de zonas anóxicas), eliminación del fósforo mediante procesos físico-químicos (adición de reactivos) o biológicos (incorporación de zonas anaeróbicas y anóxicas), que corresponden a los tratamientos más rigurosos recomendados para zonas sensibles. Así pues, la Directiva 91/271/CEE establece el cumplimiento de distintas acciones y requisitos de tratamiento según el tipo de zona de vertido y rango de población, como es en este caso los vertidos a zonas costeras.

Estas infraestructuras también cumplen un objetivo educativo y de sensibilización en los valores de defensa y cuidado del Medio Ambiente, abriendo sus puertas a las poblaciones de Denia, Ondara y Pedreguer y a turistas, invitándoles a conocer el esfuerzo que requiere la depuración del agua residual para su devolución al mar.





## **Recomendaciones**

---



### 13 RECOMENDACIONES

- **Recomendación del sistema**

Se recomienda que los reactores anóxicos, correspondientes a los antiguos decantadores primarios, estén cubiertos con el objeto de aislarlos de toda exposición atmosférica, y mantener una continua agitación en el líquido mezcla para evitar que se produzcan deposiciones del fango en el tanque, favoreciendo el contacto entre sustrato y microorganismos desnitrificante necesarios para que se lleve a cabo la etapa de desnitrificación.

Se recomienda que cada reactor sea aireado de forma individual con parrillas de difusores, y la instalación de un agitador en la primera zona del reactor y una válvula de corte de aire a la parrilla de difusores, con el fin de evitar entrada de aire en la primera zona aerobia cuando esta sea transformada en zona anóxica.



## **Conclusiones**

---



### 14 CONCLUSIONES

En base a los resultados obtenidos mediante el programa de simulación DESASS, se puede concluir:

- ✓ El rendimiento obtenido con el proceso de oxidación total con régimen en flujo pistón es superior al que se logra con el diseño de sistema de fangos activado convencional, ya que al trabajar con reactores en serie, ofrece una mayor flexibilidad y una mayor eficacia, siendo la velocidad de degradación proporcional a la concentración de sustrato a degradar.
- ✓ El sistema de oxidación total con régimen en flujo pistón para el tratamiento de las aguas residuales de la EDAR Denia – Ondara – Pedreguer, simulado en este programa, se considera como una excelente alternativa para la eliminación conjunta de materia orgánica y nutrientes de las AR, no sólo por las altas eficiencias alcanzadas en la nitrificación y desnitrificación (con altas y bajas concentraciones de nitrógeno), sino también porque se consiguen altas eficiencias en la estabilidad del fango evitando problemas de olores.
- ✓ Al aumentar el volumen del reactor anóxico, se consiguen mejoras en la eliminación de nitratos, evitando problemas de funcionamiento en los decantadores secundarios por la flotación del fango. Además, se disminuyen las necesidades de aireación al utilizar las bacterias los nitratos como aceptores de electrones, recuperando la alcalinidad consumida en el proceso de desnitrificación, evitando de este modo la variación del pH en el reactor.
- ✓ El proceso de nitrificación y desnitrificación resultó ser muy eficaz para la eliminación de nitrógeno amoniacal, obteniéndose una conversión muy eficiente, ya que la eliminación del nitrógeno fue favorecida al operar la EDAR con TRC de 17 y 15 días

para invierno y verano respectivamente, siendo los TRC seleccionados como óptimos para operar eficientemente el sistema de tratamiento y obtener fangos suficientemente estabilizados.

- ✓ En cuanto a la eliminación biológica de fósforo, no se vio favorecido el desarrollo de las bacterias acumuladoras de fosfatos (PAOS) en ninguno de los esquemas simulados, por que las concentraciones de entrada a la EDAR de materia orgánica y fósforo impedían el crecimiento de las bacterias PAOs encargadas del almacenamiento y captura del fósforo. Además, aunque se aumentó el tiempo de ciclo de la zona anaerobia, tampoco pareció ser una condición favorable que promoviera la liberación de fósforo, ya que para que se produzca esta eliminación se requieren aproximadamente 20 mg de AGV – DQO para eliminar 1 mg de fósforo. (Oldham y Stevens, 1985; Pitman, 1991; Abu-ghararah y Randal, 1991 Danesh y Oleszkiewicz, 1997; Christensson, 1997).
- ✓ Debido a que no es posible la eliminación biológica del fósforo, se evaluó su eliminación mediante precipitación química con Cloruro Férrico, obteniéndose buenos resultados mediante dosis de reactivo de 700 y 900 Kg Fe/día para las condiciones de invierno y verano respectivamente. Estas cantidades de precipitante presentan altas eficiencias en la eliminación del fósforo, lográndose así concentraciones de vertidos inferiores a 2 mgP/l, cumpliendo así con los requisitos de vertidos exigidos por la directiva europea 91/271/CEE.
- ✓ Los resultados del proceso de tratamiento entregado por el modelo de simulación demostraron que el crecimiento de las bacterias autótrofas resultan ser inhibidas (presencia de salinidad), al presentarse velocidades de crecimiento inferiores a  $0.5 \text{ d}^{-1}$ . Aunque los valores de conductividad no justifican una inhibición tan grande, se cumplirían los requisitos de vertido hasta con un 40% de inhibición en la velocidad de crecimiento de las bacterias autótrofas.



## **Bibliografía**

---



## 15 BIBLIOGRAFÍA

1. Alonso V., Ruiz F., Bortone G., Tilche A., Sorm R. y Wanner J. Eliminación biológica del fósforo en condiciones anóxicas. En: Ingeniería Química. España. No. 347, junio 1998; p. 109-114.
2. Christensson, M. (1997). Enhanced biological phosphorus removal. Carbon
3. Dapena J. L. y Ronzano E. Tratamiento biológico de las aguas residuales. Madrid: Díaz y Santos, 1995; p. 89-171.
4. Ferrer, J; Seco A. (1997). Tratamientos de las Aguas residuales. Introducción a los Tratamientos de Aguas (tomo I). Servicios de publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia. Valencia. España.
5. Ferrer, J; Seco A. (1997b). Tratamientos de las Aguas residuales. Tratamientos físico químicos (tomo II). Servicios de publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia. Valencia. España.
6. Ferrer, J; Seco A. (1997c). Tratamientos de las Aguas residuales. Tratamientos biológicos (tomo III). Servicios de publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia. Valencia. España.
7. Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C. y Marais, G.v.R. and Van Loosdrecht, M.C.M. (1999) Activated Sludge Model. No. 2d. *Water. Sci. Technol.* 39(1), 165-182.
8. Metcalf & Eddy. 1995. Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. 3ª edición, editorial McGraw Hill, Madrid.

9. Pitman, A.R (1991). Design Considerations for Nutrient Removal Activated Sludge Plants. *Water Sci. Tech.* 23, 781 – 790.
10. Ramalho R. S. Tratamiento de aguas residuales. Barcelona: Reverté, 1996, 705 p.
11. Randal, C.; Barnard, J.; Stensel, HD. (1992). Desing and Retrofit of Wastewater
12. Sedlak, R. (1991). Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater: Principles and practice. 2° Ed., Richard I. Sedlak Editions. ISBN 0- 87371-683-3
13. Treatment Plants for Biological Nutrient Removal. Technomic Publishing Company Inc., ISBN 87762-922-6
14. You S. J., Hsu C. L., Chuang S. H. and Ouyang C. F. Nitrification efficiency and nitrifying bacteria abundance in combined AS-RBC and A2O systems. *En: Water Research.* Vol. 37, 2003; p. 2281-22

**ANEXO**

---



**16 ANEXO**