

**MÁSTER DE INGENIERÍA AMBIENTAL  
ESPECIALIDAD DE DIRECCIÓN DE EDAR**



**UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA**



Escuela Técnica Superior de Ingenieros  
de Caminos, Canales y Puertos

## **ESTUDIO DE LA RECUPERACIÓN DE FÓSFORO EN LA EDAR DE ARAZURI-PAMPLONA**

---

Memoria del trabajo para optar al título de Máster por la Universidad Politécnica de Valencia,  
presentado por:

**MIKEL SANZ VALENCIA.**

Director: Ramón Barat Baviera

Valencia, Septiembre 2014.



*¡Agua va!*

*Item establimos que ninguno non gete  
agua por finestra; et qui lo fará pague  
de coto II s.*

*Ordinaciones del Regiminetto de Huesca, Anus 1344*



## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero agradecer la posibilidad de haber podido realizar este trabajo en la EDAR de Arazuri a todas las personas que pusieron interés en ello, con una mención a Mikel por su paciencia conmigo, sus explicaciones y su colaboración total, y a Imelda por su atención permanente, por haberme dedicado tiempo y esfuerzo en el laboratorio. Y dedicar un agradecimiento especial a Pedro Jesús Hernández, Jefe de Planta en la EDAR, por enseñarme tanto en tan poco tiempo, por sus ánimos, su franqueza en nuestras largas charlas y por sacar tiempo de su trabajo para dedicarme atención.

Agradecer también la inestimable ayuda de Joaquín, Aurora y Enrique J. por estar siempre ahí para resolver mis dudas y atender a mis consultas, así como a Ramón porque sin su ayuda no habría sido posible realizar este trabajo.

Finalmente, agradecer a mi familia su total apoyo y comprensión en mi lucha por continuar labrando mi futuro, para lo que seguir formándome es algo vital y que así lo entienden también ellos. A mi madre cuyos consejos, vivos en mi recuerdo, me impulsan a seguir luchando por mis convicciones e ideales.

***Gracias a todos.***



## ***RESUMEN***

---





## RESUMEN

El uso del agua como recurso merma su calidad, por lo que debe ser depurada antes de ser devuelto al ecosistema. Los estándares de calidad mínimos exigidos para el agua antes de ser vertida los marca la legislación. Los sistemas de depuración deben alcanzar ciertos valores mínimos en los parámetros de calidad, con especial atención en los nutrientes. Los sistemas utilizados además de ser eficaces, deben ser eficientes, consumiendo los menores recursos posibles para obtener los resultados requeridos.

La depuración de aguas residuales mediante tratamientos biológicos requiere conocimientos técnicos para su correcto manejo. Los sistemas biológicos de eliminación biológica de fósforo permiten desplazar el fósforo desde la línea de aguas a la línea de fangos. El control de los sistemas biológicos y el diseño de alternativas se pueden realizar utilizando simuladores informáticos. Estos simuladores son herramientas informáticas que implementan modelos matemáticos que representan los procesos sin necesidad de realizar ensayos reales. El uso de simuladores ofrece grandes ventajas.

Muchas EDAR utilizan la digestión anaerobia para la estabilización de fangos, con la particularidad que en este sistema se dan las condiciones para la precipitación incontrolada de estruvita que genera grandes problemas.

Se da la circunstancia de que el fósforo es un recurso limitado en el planeta, donde la Unión Europea ocupa una posición de absoluta dependencia. La distribución de las reservas, la inestabilidad política, social y la calidad de las materias primas representan amenazas importantes para la seguridad de suministro de este recurso. La Unión Europea ha desarrollado varias líneas de actuación para mitigar esta situación de dependencia, entre las que se encuentra la recuperación y reutilización de fósforo. Una de las vías de recuperación de fósforo es la extracción a partir de efluentes de EDAR y posterior cristalización como hidroxapatita o estruvita.

El objetivo de este trabajo es comprobar la capacidad de eliminación de fósforo en la EDAR de Arazuri, para posteriormente diseñar y valorar configuraciones que permitan la extracción de fósforo previa a la digestión anaerobia de fangos. Para ellos se utiliza como herramienta el simulador DESASS, con el que se han construido modelos informáticos de la EDAR y configuraciones alternativas que permitan alcanzar tal objetivo. Para finalizar, se han valorado los resultados de cada una de las alternativas, incluso con una pequeña valoración económica de una de ellas.

Los resultados obtenidos en este trabajo serán utilizados para el diseño de una planta piloto que permita validar las previsiones de resultados de la alternativa elegida, con el objetivo a futuro de construir en la EDAR una solución definitiva para la recuperación de fósforo mediante cristalización de estruvita.

## RESUM

L'ús de l'aigua com a recurs minva la seva qualitat, pel que deuria ser depurat abans de ser tornat al ecosistema. Els estàndards de qualitat mínims exigits per a l'aigua abans de ser abocada les marca la legislació. Els sistemes de depuració deuen aconseguir certs valors mínims en els paràmetres de qualitat, amb especial atenció en els nutrients. Els sistemes utilitzats a més de ser eficaços, deuen ser eficients, consumint els menors recursos possibles per a obtenir els resultats requerits.

La depuració d'aigües residuals per mitjà de tractaments biològics d'eliminació biològica de fòsfor permeten desplaçar el fòsfor des de la línia d'aigües a la línia de fangs. El control dels sistemes biològics i el disseny d'alternatives es poden realitzar utilitzant simuladors informàtics. Aquests simuladors són eines informàtiques que imiten models matemàtics que representen els processos sense necessitat de realitzar assajos reals. L'ús de simuladors ofereix grans avantatges.

Moltes EDAR utilitzen la digestió anaeròbia per a l'estabilització de fangs, amb la particularitat que en aquest sistema es donen les condicions per a la precipitació incontrolada d'estruvita que genera grans problemes.

Es dona la situació que el fòsfor és un recurs limitat en el planeta, a on la Unió Europea ocupa una posició d'absoluta dependència. La distribució de les reserves, la inestabilitat política, social i la qualitat de les matèries primes representen amenaces importants per a la seguretat de subministre d'aquest recurs. La Unió Europea ha desenvolupat diverses línies d'actuació per a mitigar aquesta situació de dependència, entre les que s'entenen la recuperació de fòsfor. Una de les vies de recuperació de fòsfor és la extracció a partir d'afluents de EDAR i posterior cristallització com hidroxipatita o estruvita.

L'objectiu d'aquest treball es comprovar la capacitat d'eliminació de fòsfor en la EDAR de Arazuri, per a posteriorment dissenyar i valorar configuracions que permeten la extracció de fòsfor previ a la digestió anaeròbia de fangs. Per a això s'utilitza com a eina el simulador DESASS, amb el que s'han construït models informàtics de la EDAR i configuracions alternatives que permeten aconseguir tal objectiu. Per a finalitzar, s'han valorat els resultats de cadascuna de les alternatives, inclòs amb una breu valoració econòmica d'una d'elles.

Els resultats obtinguts en aquest treball seran utilitzats per a el disseny d'una planta pilot que permeti validar les previsions de resultats de l'alternativa elegida, amb l'objectiu en un futur de construir en la EDAR una solució definitiva per a la recuperació de fòsfor per mitjà de cristallització d'estruvita.

## ABSTRACT

The use of water as a resource reduces its quality. That is the reason for treat the water before returning to the ecosystem. The minimum quality standards are required by legislation. Treating systems should achieve those standards, especially regarding nutrients. Besides being effective, treatment techniques should be efficient, consuming minimal resources achieving its objectives.

Wastewater treatment using biological treatments needs being expertise for its proper management. The biological phosphorus removal system permits to move the phosphorus from the water stream to the sludge. The control of biological systems and the design of alternatives can be performed by using simulators. Simulators are a informatics tools that includes mathematical models. Mathematical models represent processes without performing real assays. Using simulators has great advantages.

Many WWTP use anaerobic digestion for sludge stabilization, where conditions for uncontrolled precipitation of struvite occur, it causes great problems.

The phosphorus is a limited resource in the world. The European Union has a position of absolute dependence. Distribution of deposits across the world, political and social instability and raw material quality, are major threats for the security of resource supply. The European Union has developed several lines of action to mitigate its dependence, including the recovery and reuse of phosphorus. One of those recovering pathway is the sewage phosphorus removal and subsequent crystallization as hydroxyapatite or struvite.

The aim of this study is to prove the Arazuri WWTP's capacity on phosphorus removal. Then, some alternatives are designed and evaluated for phosphorus extraction after sludge anaerobic digestion. Achieving this goal, DESASS simulator is used as a tool. The simulator is used for building both a computer model of the WWTP and alternative configurations. Finally, the results of each of the alternatives are evaluated, even with a economic value for one of them.

The results obtained in this work will be used for the design of a pilot plant. This pilot plant will validate predicted results for the chosen alternative. The future goal is to build a permanent solution for recovering phosphorus by crystallization of struvite in the WWTP.



## ***ÍNDICE***

---



# INDICE DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN .....	3
1.1. EL AGUA COMO RECURSO.....	4
1.1.1. Componentes de las aguas.....	4
1.1.2. Contaminación de las aguas.....	5
1.1.3. Eutrofización.....	9
1.2. PROTECCIÓN DE LAS AGUAS: LEGISLACIÓN .....	9
1.2.1. La legislación europea .....	10
1.2.2. Ordenamiento estatal. ....	12
1.3. TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	13
1.3.1. Operaciones unitarias .....	13
1.3.2. Línea de aguas .....	15
1.3.3. Línea de fangos.....	17
1.4. SISTEMA DE FANGOS ACTIVADOS.....	18
1.4.1. Esquema básico del sistema de fangos activados.....	18
1.4.2. Microbiología del sistema de fangos activados .....	19
1.4.3. Parámetros de control en el sistema de fangos activados.....	21
1.5. ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES.....	23
1.5.1. Eliminación físico-química de nutrientes .....	23
1.5.2. Eliminación biológica de nitrógeno .....	25
1.5.3. Eliminación biológica del fósforo .....	27
1.5.4. Eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo.....	30
1.6. MODELACIÓN MATEMÁTICA DE SISTEMAS DE DEPURACIÓN .....	31
1.6.1. Modelación matemática de los procesos biológicos .....	32
1.6.2. Modelos matemáticos de fangos activados.....	32
1.6.3. Modelos matemáticos globales. ....	34
1.6.4. Modelo BNRM2 .....	35
1.7. DESASS.....	39
1.8. EL FÓSFORO.....	40
1.8.1. Introducción .....	40
1.8.2. El fósforo como recurso .....	43
1.8.3. El mercado global .....	44

1.8.4.	Posición de la Unión Europea en el mercado.....	45
1.9.	LA RECUPERACIÓN DE FÓSFORO EN LAS EDAR.....	47
1.9.1.	Principales precipitados en las EDAR .....	48
1.9.2.	La precipitación de fósforo inducida biológicamente.....	50
1.9.3.	La cristalización de estruvita .....	52
2.	OBJETIVOS .....	57
2.1.	OBJETIVO GENERAL.....	57
2.2.	OBJETIVOS SECUNDARIOS.....	57
2.3.	ALCANCE.....	57
3.	MATERIAL Y MÉTODO .....	61
3.1.	CARACTERIZACIÓN DEL AGUA INFLUENTE.....	61
3.1.1.	Problemática previa a la caracterización .....	62
3.1.2.	Caracterización de la corriente de entrada.....	67
3.2.	MODELO BASE.....	69
3.2.1.	Decantación primaria .....	70
3.2.2.	Reactores de fangos activados.....	72
3.2.3.	Decantación secundaria .....	75
3.2.4.	Espesado de fango primario.....	76
3.2.5.	Espesado de fango secundario.....	77
3.2.6.	Cámara de mezcla de fango .....	79
3.3.	CALIBRACIÓN DEL MODELO .....	81
3.3.1.	Análisis de datos históricos. ....	82
3.4.	DISEÑO DE ALTERNATIVAS.....	93
3.4.2.	Opción 1: Fermentación conjunta de fango espesado y flotado y espesado dinámico	94
3.4.3.	Opción 2: Fermentación conjunta y elutriación de fosfato en los espesadores	95
3.4.4.	Opción 3: Elutriación directa en el espesador utilizado como cámara de contacto	97
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	101
4.1.	RESULTADOS OPCIÓN 1.....	101
4.1.1.	Resultados de las simulaciones .....	101
4.1.2.	Eficacia de la cámara de mezcla .....	101
4.1.3.	Recuperación de fósforo .....	102
4.1.4.	Fósforo a digestión .....	103



4.2.	RESULTADOS OPCIÓN 2 A)	104
4.2.1.	Resultados de las simulaciones	104
4.2.2.	Eficacia de la cámara de mezcla	105
4.2.3.	Recuperación de fósforo	106
4.2.4.	Fósforo a digestión	107
4.3.	RESULTADOS OPCIÓN 2 B)	108
4.3.1.	Resultados de las simulaciones	108
4.3.2.	Eficacia de la cámara de mezcla	109
4.3.3.	Perfiles en los espesadores	109
4.3.4.	Recuperación de fósforo	110
4.3.5.	Fósforo a digestión	111
4.4.	RESULTADOS OPCIÓN 2C.	112
4.4.1.	Resultados de las simulaciones	112
4.4.2.	Eficacia de la cámara de mezcla	113
4.4.3.	Recuperación de fósforo	114
4.4.4.	Fósforo a digestión	115
4.5.	RESULTADOS OPCIÓN 3	116
5.	CONCLUSIONES	121
6.	BIBLIOGRAFÍA	125
7.	ANEJOS	133

# INDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.1:</b> Clasificación de los sólidos totales del agua. ....	6
<b>Figura 1.2:</b> Fracciones del nitrógeno en aguas residuales. ....	8
<b>Figura 1.3:</b> Fracciones del fósforo en aguas residuales. ....	8
<b>Figura 1.4:</b> Esquema de la línea de aguas en una EDAR. ....	15
<b>Figura 1.5:</b> Esquema de la línea de fangos en una EDAR. ....	18
<b>Figura 1.6:</b> Esquema básico de un sistema de fangos activados. ....	19
<b>Figura 1.7:</b> Esquema básico del metabolismo de las bacterias heterótrofas. ....	19
<b>Figura 1.8:</b> Esquema básico del metabolismo de los organismos autótrofos. ....	20
<b>Figura 1.9:</b> Esquema del proceso de nitrificación en dos pasos. ....	26
<b>Figura 1.10:</b> Configuración básica utilizada para la eliminación biológica de nitrógeno. ....	27
<b>Figura 1.11:</b> Concentración del fósforo inorgánico Pi en un ensayo de laboratorio durante las fases anaerobia (0-8h) y aerobia (8-24h). (Hiraishi, Masamune, & Kitamura, 1989). ....	27
<b>Figura 1.12:</b> Representación esquemática del metabolismo de las bacterias PAO en la fase anaerobia. ....	28
<b>Figura 1.13:</b> Representación esquemática del metabolismo de las bacterias PAO en la fase aerobia. ....	29
<b>Figura 1.14:</b> Configuración básica utilizada para la eliminación biológica de fósforo. ....	30
<b>Figura 1.15:</b> Configuración básica utilizada para la eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo. ....	31
<b>Figura 1.16:</b> Ciclo bio-geo-químico del fósforo (elaboración propia). ....	41
<b>Figura 1.17:</b> Energías de hidrólisis de AMP, ADP y ATP. ....	42
<b>Figura 1.18:</b> Reservas mundiales de Roca Fosfática identificadas durante el periodo 1994-2014. Estas reservas están expresadas en millones de toneladas métricas. Elaboración propia. (Datos: Mineral Information. USGS. <a href="http://www.minerals.usgs.gov">www.minerals.usgs.gov</a> ). ....	44
<b>Figura 1.19:</b> Esquema simplificado del flujo de fósforo. La posible recuperación al final del ciclo, a partir de los desechos (sobre todo de efluentes). Elaboración propia. ....	47
<b>Figura 1.20:</b> Incrustaciones de estruvita en el interior de una conducción. EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz). ....	51
<b>Figura 3.1:</b> Corriente de entrada que es necesario caracterizar en DESASS. ....	61
<b>Figura 3.2:</b> Ventana de entrada de datos para la Caracterización de la corriente de entrada. ....	62
<b>Figura 3.3:</b> Ventana de caracterización del agua influente en DESASS. ....	68
<b>Figura 3.4:</b> Ventana de caracterización del agua influente en DESASS. ....	68
<b>Figura 3.5:</b> Imagen aérea de la EDAR de Arazuri-Pamplona (Imagen de Google Maps). ....	69
<b>Figura 3.6:</b> Esquema base de la EDAR de Arazuri-Pamplona desarrollado en DESASS. ....	70
<b>Figura 3.7:</b> Decantador primario en la EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz). ....	71
<b>Figura 3.8:</b> Decantación primaria en el modelo construido en DESASS. ....	72
<b>Figura 3.9:</b> Imagen aérea de la EDAR de Arazuri-Pamplona (Imagen de Google Maps). ....	72
<b>Figura 3.10:</b> Reactores biológicos en el modelo construido en DESASS. ....	74
<b>Figura 3.11:</b> Decantador secundario de la EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz). ....	75

<b>Figura 3.12:</b> Decantación secundaria en el modelo construido en DESASS.....	76
<b>Figura 3.13:</b> Espesador de fango primario de la EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz). .....	76
<b>Figura 3.14:</b> Espesado de fango primario en el modelo construido en DESASS. ....	77
<b>Figura 3.15:</b> Espesado de fango secundario por flotación en la EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz). .....	78
<b>Figura 3.16:</b> Espesado de fango secundario en el modelo construido en DESASS.....	79
<b>Figura 3.17:</b> Cámara de mezcla de fango, entrada a digestión anaerobia de la EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz).....	79
<b>Figura 3.18:</b> Perfil de la cámara de mezcla de fangos a la entrada de digestión anaerobia en la EDAR de Arazuri (Datos del “Proyecto de Construcción de la EDAR de Arazuri”).....	80
<b>Figura 3.19:</b> Cámara de mezcla en el modelo construido en DESASS.....	80
<b>Figura 3.20:</b> By-pass en el canal de salida de decantación primaria de la EDAR de Arazuri-Pamplona (Fotografía de Mikel Sanz).....	82
<b>Figura 3.21:</b> Elementos de la EDAR de Arazuri-Pamplona a los que se analiza la continuidad de caudales y de sólidos. ....	83
<b>Figura 3.22:</b> Valores de sólidos medidos a la entrada y a la salida de diferentes elementos. (Datos analíticos EDAR de Arazuri).....	84
<b>Figura 3.23:</b> Continuidad de caudales y sólidos mediante la herramienta de Excel.....	85
<b>Figura 3.24:</b> A la izquierda el cuadro sin corrección. A la derecha valores elegidos para los factores de corrección aplicados a los caudales. Herramienta de Excel.....	86
<b>Figura 3.25:</b> Rendimientos de la sedimentación en función de la concentración y periodo de retención (Hernández Muñoz, 1998). ....	86
<b>Figura 3.26:</b> Ajuste de la continuidad de los sólidos tras la aplicación de los factores de corrección. Herramienta de Excel. ....	87
<b>Figura 3.27 a:</b> Comparativa gráfica de los datos de caudales en algunas corrientes de interés. (medido en $m^3 \cdot día^{-1}$ ). ....	88
<b>Figura 3.27 b:</b> Comparativa gráfica de los datos de caudales en algunas corrientes de interés. (medido en $m^3 \cdot día^{-1}$ ). ....	88
<b>Figura 3.27 c:</b> Comparativa gráfica de los datos de caudales en algunas corrientes de interés. (medido en $m^3 \cdot día^{-1}$ ). ....	88
<b>Figura 3.28 a:</b> Comparativa gráfica de los datos de concentración de sólidos en algunas corrientes de la línea de aguas. (medido en $g \cdot m^{-3}$ ).....	89
<b>Figura 3.28 b:</b> Comparativa gráfica de los datos de concentración de sólidos en algunas corrientes de interés. (medido en $g \cdot m^{-3}$ ). ....	89
<b>Figura 3.28 c:</b> Comparativa gráfica de los datos de concentración de sólidos en algunas corrientes de interés. (medido en $g \cdot m^{-3}$ ). ....	90
<b>Figura 3.29 a:</b> Comparativa gráfica de los datos de sólidos en algunas corrientes de la línea de aguas (medidos en miles de $kg \cdot día^{-1}$ ). ....	90
<b>Figura 3.29 b:</b> Comparativa gráfica de los datos de sólidos en la recirculación (medidos en miles de $kg \cdot día^{-1}$ ). ....	91
<b>Figura 3.29 c:</b> Comparativa gráfica de los datos de sólidos en algunas corrientes de fango de interés. (medidos en miles de $kg \cdot día^{-1}$ ). ....	91
<b>Figura 3.30:</b> Flujo másico de fósforo en la EDAR de Arazuri según las mediciones analíticas disponibles.....	92
<b>Figura 3.31:</b> Flujo másico de fósforo en la EDAR de Arazuri según la simulación con el modelo base.....	92

<b>Figura 3.32:</b> Comparativa de resultados obtenidos mediante medición analítica y los parámetros calculados en simulación en el efluente de salida (medido en $g \cdot m^{-3}$ y pH).	93
<b>Figura 3.33:</b> Elemento fermentador incluido en un esquema de DESASS tras un nodo.	94
<b>Figura 3.34:</b> Esquema de la Opción 1 en la que se incluye un fermentador y un espesador dinámico.	95
<b>Figura 3.35:</b> Esquema de la Opción 2 en la que se incluye un fermentador y la recirculación del fango para elutriar el fósforo.	96
<b>Figura 3.36:</b> Esquema de la Opción 3 en la que se elutria el fósforo en el propio espesador utilizado como cámara de mezcla.	97
<b>Figura 4.1:</b> Fósforo de la corriente de recuperación en función de la concentración del fango saliente del espesador dinámico.	102
<b>Figura 4.2:</b> Fósforo enviado a digestión en función de la concentración del fango saliente del espesador dinámico.	103
<b>Figura 4.3:</b> Gráfico que representa el fósforo enviado a digestión en función de la concentración del fango saliente del espesador dinámico.	104
<b>Figura 4.4:</b> Concentración de fósforo en la corriente de recuperación en función del caudal de fango primario enviado a espesadores.	106
<b>Figura 4.5:</b> Fósforo total extraído en la corriente de recuperación en función del caudal de fango primario enviado a espesadores.	106
<b>Figura 4.6:</b> Fósforo total enviado a digestión en función del caudal de fango primario enviado a espesadores.	107
<b>Figura 4.7:</b> Fósforo total enviado a digestión para cada simulación.	107
<b>Figura 4.8:</b> Perfiles de sólidos en los espesadores utilizados para la elutriación de fósforo. Resultados para cada una de las 17 simulaciones realizadas.	110
<b>Figura 4.9:</b> Total de fósforo extraído del sistema en forma de fósforo en función de diferentes caudales de recirculación.	111
<b>Figura 4.10:</b> Fósforo total enviado a digestión para diferentes caudales de recirculación.	111
<b>Figura 4.11:</b> Fósforo total enviado a digestión para cada simulación.	112
<b>Figura 4.12:</b> Total de fósforo extraído del sistema en forma de fósforo en función de diferentes caudales de recirculación.	114
<b>Figura 4.13:</b> Fósforo total enviado a digestión para diferentes caudales de recirculación.	115
<b>Figura 4.14:</b> Fósforo total enviado a digestión para cada simulación.	116
<b>Figura 4.15:</b> Perfil de sólidos en el espesador, simulación de la Opción 3.	116
<b>Figura 4.16:</b> Comparativa de la reducción obtenida para cada una de las simulaciones en % sobre el fósforo que actualmente va al sistema de digestión.	116

# INDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.1:</b> Componentes utilizados para la caracterización de las aguas.....	5
<b>Tabla 1.2:</b> Límites de vertido de nutrientes en zonas sensibles.....	11
<b>Tabla 1.3:</b> Componentes solubles (S) del modelo BNRM2.....	37
<b>Tabla 1.4:</b> Componentes suspendidos (X) del modelo BNRM2.....	37
<b>Tabla 1.5:</b> Procesos gobernados por la cinética considerados en el modelo BNRM2. ....	38
<b>Tabla 1.6:</b> Precipitados de fósforo y calcio. Cuadro citados por (Barat, 2004). ....	49
<b>Tabla 1.7:</b> Secuencia de precipitación de DCPD, OCP, ACP y HAP en función del pH y la temperatura ( Van Kemenade & Bruyn, 1987). ....	49
<b>Tabla 1.8:</b> Precipitados de fósforo y magnesio. Cuadro citado por (Musvoto, Wentzel, & Ekama, 2000). ....	50
<b>Tabla 3.1:</b> Corrección de reducción del 20% de sólidos suspendidos. ....	63
<b>Tabla 3.2:</b> Datos correspondientes a los días en los que hay datos sobre DQO y DBO del agua bruta y del filtrado. Fracciones solubles de DQO y DBO <sub>5</sub> respectivamente.....	64
<b>Tabla 3.3:</b> Datos correspondientes al agua bruta durante el periodo de estudio, y el cálculo de la reducción del 20% aplicada a las fracciones particuladas de DQO y DBO. Porcentajes de fracción soluble corregidos. ....	64
<b>Tabla 3.4:</b> Datos correspondientes a los días en los que hay datos sobre DBO, DBO filtrada y AGV del agua bruta...	65
<b>Tabla 3.5:</b> Cálculo de la fracción particulada del N-orgánico.....	65
<b>Tabla 3.6:</b> Cálculo del N <sub>TOTAL</sub> y de la reducción de la fracción particulada y cálculo de la fracción soluble resultante. ....	66
<b>Tabla 3.7:</b> Cálculo del P <sub>TOTAL</sub> y de la reducción de la fracción particulada y cálculo de la fracción soluble resultante. ....	66
<b>Tabla 3.8:</b> Cálculo de la relación entre el P <sub>SOLUBLE</sub> y el fosfato. ....	67
<b>Tabla 3.9:</b> Datos de diseño de decantación primaria.....	71
<b>Tabla 3.10:</b> Datos de diseño de los reactores biológicos.....	73
<b>Tabla 3.11:</b> Datos de diseño de decantación secundaria. ....	75
<b>Tabla 3.12:</b> Datos de diseño de espesadores de gravedad. ....	77
<b>Tabla 3.13:</b> Datos de diseño de espesadores por flotación. ....	78
<b>Tabla 3.14:</b> Resultados de ajuste de caudales (incluye los datos medios y corregidos). ....	88
<b>Tabla 3.15:</b> Resultados de ajuste de sólidos en concentración (incluye los datos medios). ....	89
<b>Tabla 3.16:</b> Resultados de ajuste de sólidos totales en masa diaria (incluye los datos medios). ....	90
<b>Tabla 3.17:</b> Comparativa de los resultados en los parámetros analíticos de efluente en la EDAR de Arazuri. ....	93
<b>Tabla 4.1:</b> Tabla de resultados de los resultados obtenidos en las simulaciones de la Opción 1. ....	101
<b>Tabla 4.2:</b> Parámetros de control de la eficacia de la cámara de mezcla en los ensayos de la Opción 1.....	102
<b>Tabla 4.3:</b> Tabla de resultados de los resultados obtenidos en las simulaciones de la Opción 1. ....	103
<b>Tabla 4.4:</b> Tabla de resultados de las simulaciones de la Opción 2 a). ....	105
<b>Tabla 4.5:</b> Variación de la calidad del fango que sale de la cámara de mezcla. ....	105
<b>Tabla 4.6:</b> Tabla de resultados de las simulaciones de la Opción 2 b). ....	108
<b>Tabla 4.7:</b> Caudal y parámetros de interés en el fango de salida de la cámara de mezcla.....	109

<b>Tabla 4.8:</b> <i>Tabla de resultados de las simulaciones de la Opción 2 c).</i> .....	113
<b>Tabla 4.9:</b> <i>Caudal y parámetros de interés en el fango de salida de la cámara de mezcla.</i> .....	114
<b>Tabla 7.1:</b> <i>Parámetro, procedimiento y método normalizado en el que se basa.</i> .....	134

## ***INTRODUCCIÓN***

---





# 1. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso necesario para la vida e imprescindible para el desarrollo de la sociedad. Las reservas de este recurso son limitadas y están irregularmente repartidas en el planeta. El uso del agua supone la pérdida de su calidad, un problema especialmente grave en zonas muy pobladas o con importante actividad industrial. La contaminación de las aguas con nutrientes genera problemas graves de eutrofización.

La protección de este recurso mediante la legislación tiene dos vertientes principales. La primera está basada en el uso sostenible del recurso y en la prevención de la contaminación, dado que es la manera más eficaz de asegurar su calidad y disponibilidad actual y futura. La segunda se basa en la protección del medio receptor, mediante estándares de calidad mínimos obligatorios que debe cumplir el agua antes de ser devuelta al medio.

Para alcanzar los estándares de calidad, las aguas residuales deben ser depuradas utilizando tratamientos que permitan eliminar los contaminantes. Existen muchas opciones de tratamiento, que deben ser adecuadas a las necesidades tanto del flujo contaminado como del medio que va a recibir el efluente.

Los diferentes sistemas de tratamiento tienen sus ventajas y desventajas, ya sean debidos al coste de construcción, su manejo, sus dimensiones u otros problemas técnicos. Parámetros como la carga contaminante, el volumen de agua residual a tratar, o el carácter industrial del agua residual son determinantes para la elección de los sistemas de tratamiento. En el tratamiento de aguas residuales urbanas de núcleos de población medianos-grandes, los sistemas biológicos de depuración presentan mayores ventajas frente a tratamientos físico-químicos.

Entre los nutrientes responsables de la eutrofización está el fósforo. El fósforo es un elemento imprescindible para la fabricación de fertilizantes y por consiguiente para la seguridad alimentaria. Las reservas mundiales de roca fosfática son limitadas y están localizadas en unos pocos países del planeta. La total dependencia de la Unión Europea respecto a este elemento hace que se busquen fuentes alternativas de recuperación y reciclaje de fósforo, como por ejemplo la cristalización de estruvita en las depuradoras.

La complejidad de los sistemas biológicos y la realización de ensayos in situ, hace de los modelos matemáticos una herramienta imprescindible en el diseño y evaluación de soluciones.

En este trabajo se ha diseñado y evaluado la mejor solución técnica para la extracción del fósforo en la EDAR de Arazuri-Pamplona. Para ello se ha elegido el programa DESASS en el que está incluido el modelo matemático BNRM2 desarrollado por el grupo de investigación CALAGUA de la Universidad Politécnica de Valencia.

## **1.1. EL AGUA COMO RECURSO**

Desde una perspectiva utilitarista, los recursos naturales son aquellos elementos y fuerzas que el hombre puede utilizar para su aprovechamiento y beneficio propio. El agua es un elemento necesario para la vida, y un recurso imprescindible en el desarrollo humano, tanto fisiológicamente como para sus relaciones económicas y el desarrollo de la sociedad. Además de utilizarse para el consumo, también se utiliza en la industria, agricultura, transporte e incluso para recreo.

Aunque en el planeta las reservas de agua son muy abundantes, no todas son adecuadas para todos los fines, ni están siempre disponibles. Esto es debido a la variable calidad de las masas de agua y la distribución geográfica irregular de las reservas. Aun cuando las reservas totales de agua en el mundo se estiman en 1.386.000.000 km<sup>3</sup> (Shiklomanov, 1993), sólo una mínima parte es apta para el consumo. Según la FAO se estima entre 9.000 y 14.000 los km<sup>3</sup> de agua económicamente utilizable por el hombre. Tal y como recoge el portal de Aquastat, se estima que el 70% de los recursos hídricos extraídos se utilizan en la agricultura, el 19% tiene un uso industrial y el 10% es para uso doméstico.

El agua se evapora de los océanos y lagos, se eleva en la atmósfera y se condensa en nubes, precipita en forma de agua o nieve, corre por ríos o se infiltra en el subsuelo, y vuelve finalmente a lagos y océanos cerrando el ciclo natural del agua. Sin embargo se debe separar el uso del agua como recurso del ciclo natural del agua, definiendo un nuevo ciclo de carácter antrópico (ciclo antrópico del agua). En este nuevo ciclo del agua el recurso es extraído del medio, es utilizado por el hombre y finalmente desechado nuevamente al medio, produciendo efectos negativos en los sistemas acuáticos naturales receptores, derivados de la pérdida de calidad del agua.

Para evitar el impacto ambiental negativo del ciclo antrópico sobre los sistemas naturales, se debe recuperar la calidad del agua antes de ser devuelta al medio. Para recuperar la calidad del agua se le aplican tratamientos de depuración, haciendo el ciclo antrópico más sostenible y minimizando el impacto generado. Al ciclo en el que se incluyen la captación del recurso, su adecuación para el uso, su utilización y la posterior fase de depuración y vertido se le denomina Ciclo Integral del Agua.

### **1.1.1. Componentes de las aguas**

En estado natural, el agua no aparece como un compuesto puro. Las aguas naturales contienen partículas suspendidas y sustancias disueltas, además de mantener un régimen térmico que permiten mantener unos ecosistemas adaptados a esas condiciones.

Las aguas se pueden caracterizar a través de su composición física, química y biológica como se recoge en la tabla 1.1. Algunos parámetros tienen relación entre sí, como ocurre con la turbidez y los sólidos suspendidos, o con los compuestos de azufre y el olor.

<i>Componente</i>	<i>Propiedades/Constituyentes</i>
<i>Componente físico</i>	<i>Sólidos</i> <i>Turbidez</i> <i>Olor</i> <i>Color</i> <i>Temperatura</i> <i>Densidad</i>
<i>Componente químico</i>	<i>Orgánico</i> <i>(Materia orgánica)</i> <i>Carbohidratos</i> <i>Proteínas</i> <i>Grasas, aceites</i> <i>Compuestos Orgánicos Volátiles</i> <i>Biocidas, fenoles</i> <i>Agentes tensioactivos</i> <i>Contaminantes prioritarios</i>
	<i>Inorgánico</i> <i>Alcalinidad</i> <i>Cloruros</i> <i>pH</i> <i>Nitrógeno</i> <i>Fósforo</i> <i>Metales pesados</i> <i>Azufre</i> <i>Contaminantes prioritarios</i> <i>Gases disueltos</i>
<i>Componente biológico</i>	<i>Animales</i> <i>Plantas</i> <i>Eubacterias y Arqueobacterias</i> <i>Virus</i>

**Tabla 1.1:** Componentes utilizados para la caracterización de las aguas.

Para la determinación de estos parámetros se pueden utilizar diversas metodologías. En el análisis de aguas, la metodología de referencia está recogida en el libro *“Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”* (Association, American Public Health; Association, American Water Works; Federation, Water Environment, 1998).

### 1.1.2. Contaminación de las aguas

Se considera que existe contaminación, cuando existen sustancias o formas de energía que alteran la capacidad del agua para desempeñar su papel ecológico o para poder ser utilizada con alguna finalidad. La Directiva 2000/60/CE, también conocida como Directiva Marco del Agua (DMA), define contaminación del siguiente modo:

*“Contaminación: la introducción directa o indirecta, como consecuencia de la actividad humana, de sustancias o calor en la atmósfera, el agua o el suelo, que puedan ser perjudiciales para la salud humana o para la calidad de los ecosistemas acuáticos, o de los ecosistemas terrestres que dependen directamente de los ecosistemas acuáticos, y que causen daños a los bienes materiales o deterioren o dificulten el disfrute y otros usos legítimos del medio ambiente.”*

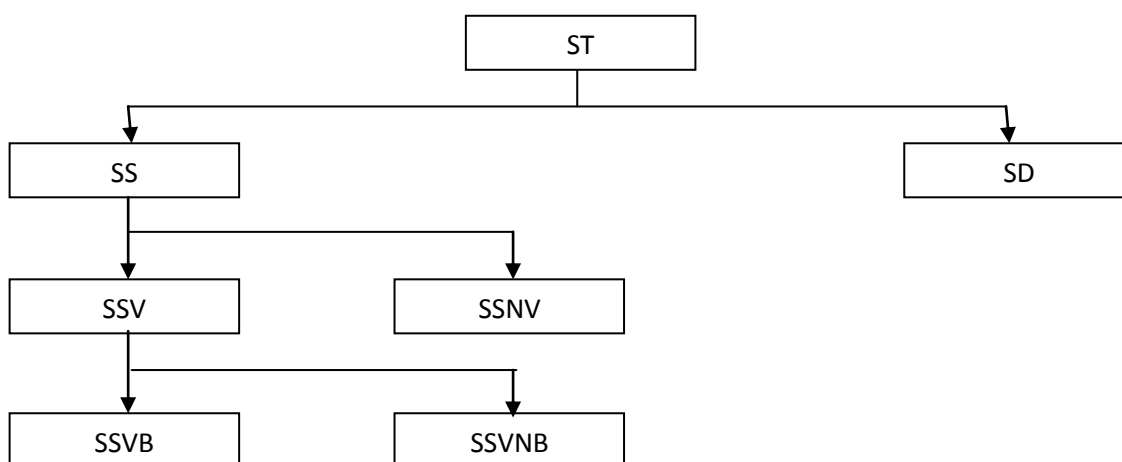
La actividad humana suele utilizar las masas de agua como sumideros de desechos. El potente desarrollo demográfico de la especie humana, unido al desarrollo industrial y a su tendencia al agrupamiento en grandes urbes, ha generado importantes problemas. Aunque los ecosistemas naturales tienen cierta capacidad de amortiguar y corregir los efectos de la

contaminación, los vertidos de las grandes ciudades alcanzan niveles que superan con mucho esa capacidad de autodepuración de los sistemas receptores. En consecuencia los cauces acaban siendo una masa de agua pestilente y muerta, fuente de enfermedades y olores que la hacen inservible para otros usos o para sostener la vida de ecosistemas acuáticos.

Los contaminantes más relevantes en las aguas tienen que ver con la materia orgánica, los sólidos en suspensión, los nutrientes y los patógenos, aunque en la actualidad cada vez están tomando mayor importancia los contaminantes prioritarios.

### Sólidos suspendidos

En base a la sedimentabilidad se pueden clasificar como: sólidos sedimentables y sólidos no sedimentables. En las aguas residuales los sólidos se clasifican según el esquema mostrado en la figura 1.1. Se clasifican los sólidos totales (ST) según sean sólidos en suspensión (SS) o sólidos disueltos (SD). Los sólidos en suspensión se dividen entre sólidos volátiles (SSV) o no volátiles (SSNV) y finalmente, aunque no es una división estrictamente de carácter físico, los sólidos en suspensión volátiles se subdividen entre aquellos que son biodegradables (SSVB) y aquellos que no lo son (SSVNB), siendo esta última división de especial interés en el tratamiento de aguas residuales.



**Figura 1.1:** Clasificación de los sólidos totales del agua.

Aunque no son el mismo parámetro, la cantidad de sólidos suspendidos guarda mucha relación con la turbidez. La turbidez afecta a la transmisión de luz en el agua y por tanto a la capacidad de desarrollo de especies fotosintéticas en entornos acuáticos.

### Materia orgánica

Los ecosistemas acuáticos naturales suelen tener muy poca cantidad de materia orgánica, ya que su carácter oligotrófico limita el desarrollo de los productores primarios. Sin embargo las aguas residuales suelen tener un contenido muy alto de materia orgánica y nutrientes.

En las aguas residuales urbanas, aproximadamente el 75% de los sólidos en suspensión y el 40% de los sólidos filtrables son de naturaleza orgánica. Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en el agua residual son las proteínas (40-60%), hidratos de

carbono (25-50%), y grasas y aceites (10%). Todos ellos formados por combinaciones de carbono, hidrógeno y oxígeno, con presencia de nitrógeno y, en determinados casos, otros elementos como azufre, fósforo o hierro.

El primer efecto de la materia orgánica presente en el agua es el consumo de oxígeno en el proceso de descomposición por la acción de los microorganismos. Los microorganismos utilizan oxígeno para oxidar la materia orgánica y otros compuestos reducidos, de modo que el nivel de oxígeno disuelto en el agua cae, impidiendo la supervivencia de especies aerobias. A la demanda de oxígeno por la biomasa se le denomina Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y es un parámetro de medida de la materia orgánica del agua, junto a la Demanda Química de Oxígeno (DQO), que es un parámetro que mide la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar toda la materia orgánica (incluyendo la que no puede ser degradada por los microorganismos).

Un segundo efecto derivado de la descomposición de la materia orgánica es la liberación de CO<sub>2</sub> y nutrientes, lo que incide en el proceso natural de eutrofización del medio, tal como se explica en el siguiente punto.

Como tercer efecto podíamos incluir la generación de malos olores. Derivado del consumo del oxígeno por los procesos de descomposición de materia orgánica, se generan condiciones anaerobias, lo que a su vez hace que se produzcan compuestos reducidos de nitrógeno y azufre. El olor más característico de las aguas residuales sépticas es el de huevo podrido (compuestos reducidos de azufre) o pescado podrido (amoníaco). El olor es uno de los componentes más relevantes y la principal causa de rechazo social en la implantación de instalaciones de tratamiento de aguas residuales cerca de núcleos urbanos.

En el aspecto meramente sanitario, los olores no presentan afecciones fisiológicas, sino afecciones psicológicas ligadas al instinto natural de autoprotección que desencadena efectos como la reducción del apetito, desequilibrios respiratorios, induce menores consumos de agua, náuseas, vómito o perturbaciones mentales. Los malos olores, como los ligados a las aguas sépticas, pueden afectar negativamente a las relaciones humanas, al desarrollo social y económico del entorno.

### **Patógenos**

Los problemas sanitarios no están directamente ligados a la materia orgánica, sino a la presencia en las aguas residuales de bacterias entéricas y virus con capacidad infecciosa, como por ejemplo el *Vibrio cholerae*, *Escherichia coli* o *Salmonella* spp. Son un grupo muy heterogéneo cuya característica común es que provienen de los excrementos humanos y animales y que son anaerobios facultativos, de ahí que se relacione su presencia con condiciones anaerobias y malos olores.

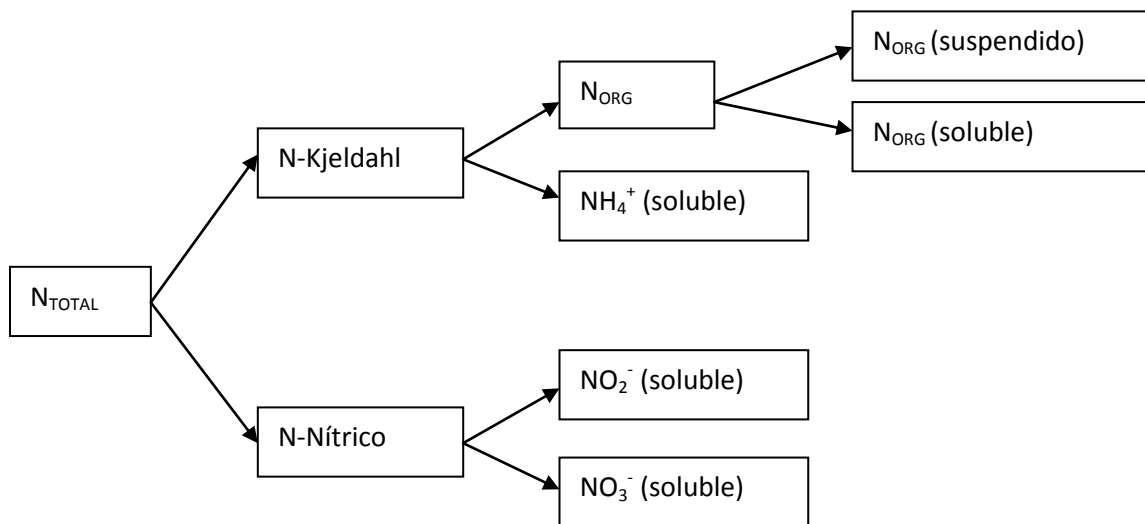
### **Nutrientes: nitrógeno y fósforo**

Los nutrientes son aquellos elementos que los organismos necesitan para su crecimiento y multiplicación. Se pueden clasificar los nutrientes, según la cantidad presente en la biomasa como constituyentes, o de otra manera, la cantidad del nutriente que necesitan extraer del medio.

Todos los ecosistemas se sostienen sobre los productores primarios, a través de las cadenas tróficas a todos los niveles tróficos. Los nutrientes limitantes para el crecimiento de los productores primarios de cualquier ecosistema suelen ser el nitrógeno y el fósforo. Debido a su relevancia como contaminantes se estudian de manera más detallada en el siguiente apartado.

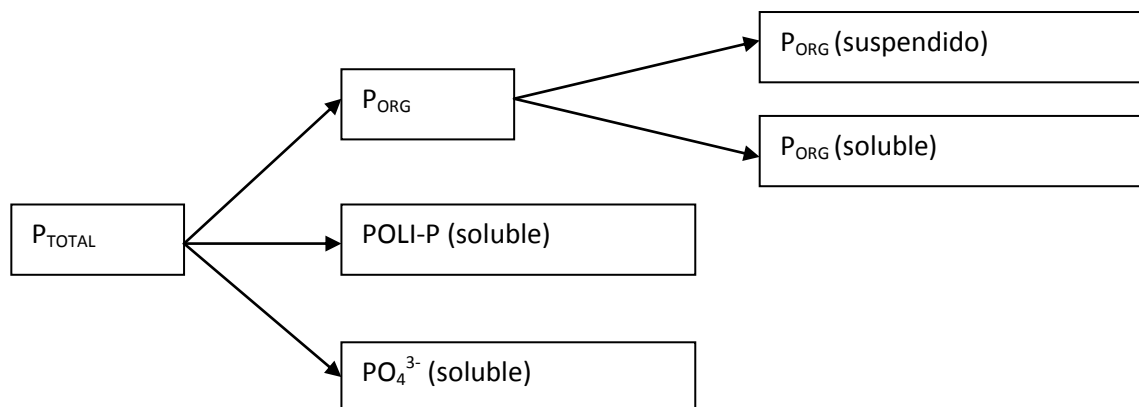
El nitrógeno como contaminante proviene del empleo de fertilizantes nitrogenados en agricultura, de actividades como la ganadería o la industria y el vertido de aguas residuales urbanas.

En las aguas residuales el nitrógeno se reparte tanto en su forma orgánica 30-40% como en forma amoniacal 60-70% (EPA, 2009), el resto de formas no alcanzan el 1%. Normalmente el nitrógeno amoniacal (amonio y amoniaco) aparece en su mayoría en forma de amonio debido al pH del medio. En la figura 1.2 aparecen las diferentes fracciones en las que se divide el nitrógeno presente en las aguas residuales.



**Figura 1.2:** Fracciones del nitrógeno en aguas residuales.

En el caso del fósforo como contaminante, éste proviene del uso de los fertilizantes fosfáticos empleados en la agricultura, los detergentes, fuentes industriales, los residuos ganaderos y las aguas residuales. Se estima que en las aguas residuales, el contenido en fosfatos alcanza entre 0,66 y 0,78 kg por persona y año (Balmer, 2004).



**Figura 1.3:** Fracciones del fósforo en aguas residuales.

El fósforo presente en las aguas residuales aparece principalmente como fósforo orgánico, como polifosfatos ( $P_2O_7^{4-}$ ) o en forma de ortofosfatos ( $PO_4^{3-}$ ,  $HPO_4^{2-}$ ,  $H_2PO_4^-$ ,  $H_3PO_4$ ). En la figura 1.3 aparecen las fracciones de fósforo en aguas residuales.

### 1.1.3. Eutrofización

Etimológicamente eutrofización deriva, junto al sufijo *'-ización'* que indica *'proceso o acción'*, de la palabra eutrofia, que proviene del griego *eu (eu-)* *'bien'*, *'bueno'*, *'normalidad'*, *-troph-ia (τροφή)* *'nutrición'*, *'crecimiento'*, *'desarrollo'*.

En los ecosistemas acuáticos, el agua arrastra sales disueltas provenientes de la lenta meteorización de las rocas que producen los agentes erosivos naturales. Por ello, el proceso natural de eutrofización, es un proceso lento y progresivo, acorde con dichos procesos de meteorización.

Existe en ecología el concepto de *'eutrofización'* que designa el proceso de enriquecimiento en nutrientes de un ecosistema. Como ya se ha dicho, la baja concentración de nutrientes, en especial el nitrógeno y el fósforo, son el factor limitante de desarrollo de los productores primarios en un ecosistema. La limitación del desarrollo se extiende además desde la base, por la cadena trófica, hasta su rango más alto, por eso en ecosistemas acuáticos oligotróficos, con escasez de nutrientes, la cantidad de biomasa es muy escasa, las aguas son claras y la luz penetra con mucha facilidad.

Sin embargo, la acción humana altera estos ecosistemas aumentando los aportes de nutrientes en tasas muy superiores a las naturales. En ecosistemas eutrofizados, el exceso de nutrientes permite un crecimiento acelerado de los productores primarios de la base del ecosistema, generando grandes cantidades de biomasa. Esto genera alteraciones en las condiciones del ecosistema, aumentando la biomasa, aumentando la turbidez impidiendo que penetre la luz, a la muerte de los productores primarios, la materia orgánica se descompone reduciendo la concentración de oxígeno disuelto y elevando el pH del medio por encima de 8. La Directiva 91/271/CEE, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, define la eutrofización como, *"el aumento de nutrientes en el agua, especialmente los compuestos de nitrógeno y/o fósforo, que provoca un crecimiento acelerado de algas y especies vegetales superiores, con el resultado de trastornos no deseados en el equilibrio entre organismos presentes en el agua y en la calidad del agua a la que afecta"*.

## 1.2. PROTECCIÓN DE LAS AGUAS: LEGISLACIÓN

La protección de las aguas en base a la normativa tiene dos premisas principales; prevención de la contaminación, protección del medio acuático. Siguiendo estas dos premisas la Unión Europea a través de la Comisión y por medio de las trasposiciones a la legislación estatal, se ha desarrollado un importante entramado normativo.

### 1.2.1. La legislación europea

La Unión Europea ha desarrollado una gran cantidad de legislación para la protección del medio ambiente en su conjunto y de las masas de agua en particular. En cuanto al saneamiento la Directiva de referencia es la Directiva 91/271/CEE, mientras que posteriormente se desarrolló la Directiva más importante en la protección del agua en general, tanto en lo que se refiere a prevención de contaminación como en lo referido al control de la calidad del agua, la Directiva Marco del Agua. Además de estos dos referentes normativos, se han desarrollado tanto previamente como posteriormente muchas directivas referentes a la calidad de las aguas de consumo, de baño, piscícola o cría de moluscos, otras referentes al control de vertidos contaminantes y sobre la prevención de la contaminación o la protección del medio ambiente. A continuación se explican las dos directivas que más nos interesan, incluyendo sus modificaciones.

#### **Directiva 91/271/CEE**

El 30 de octubre de 1989 se inició el procedimiento de propuesta de Directiva del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales municipales. Un mes después, el día 9 de noviembre de 1989, se envió la Propuesta al Consejo y el 27 de ese mismo mes se elevó al Parlamento que tras Dictamen sobre lectura única y las correspondientes enmiendas, el 24 de octubre de 1990 la Comisión adoptó la propuesta modificada. El 18 de marzo de 1991 el Consejo obtuvo el acuerdo político que dió luz verde a la tramitación de la Directiva que se aprobó como Directiva 91/271/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas. Este es el marco normativo para la depuración de las aguas en toda la Unión Europea y que ha supuesto un avance sin precedentes en la protección de los ecosistemas acuáticos receptores de las aguas residuales, hasta esa fecha muy castigados y sin protección legal uniforme en todos los Estados miembros.

La Directiva tiene como objetivo la protección del medio ambiente frente a los efectos negativos derivados del vertido de aguas residuales. Para ello se enfoca a la recogida, el tratamiento y el vertido de las aguas residuales urbanas y las aguas residuales provenientes de algunos sectores industriales.

La principal obligación impuesta por la Directiva es el establecimiento de sistemas de colectores y el tratamiento de las aguas residuales con los siguientes plazos de cumplimiento:

**31 de diciembre de 1998:** Fecha en que termina el plazo para que todas las aglomeraciones mayores de 10 000 habitantes equivalentes que viertan su efluente en una zona sensible, determinada como tal por el Estado miembro, o su zona de captación dispongan de un sistema de colector y de tratamiento riguroso (biológico y eliminación de nutrientes).

**31 de diciembre de 2000:** Fecha en que termina el plazo para que todas las aglomeraciones mayores de 15 000 h-e que no viertan su efluente a una zona sensible o en su zona de captación dispongan de un sistema de tratamiento secundario. Este plazo se aplica también a las aguas residuales biodegradables de determinados sectores enumerados en la propia Directiva y que se viertan directamente a cauce receptor.



**31 de diciembre de 2005:** Fecha en que termina el plazo para que todas las aglomeraciones entre 2 000 y 10 000 h-e que viertan su efluente en una zona sensible o en su zona de captación dispongan de un sistema colector y de tratamiento, con tratamiento secundario u otro adecuado según si el vertido se efectúa en agua dulce, un estuario o en aguas costeras, y en aglomeraciones entre 2 000 y 15 000 h-e que no vierten su efluente en una zona de esas características. Las aglomeraciones más pequeñas que ya disponen de un sistema de colector también deberán disponer de un sistema adecuado de tratamiento en esa fecha.

La Directiva 98/15/CE modificó la Directiva 91/271/CEE en relación al Anexo I en el cuadro 2 referente a los requisitos para los vertidos procedentes de EDARs urbanas realizados en zonas sensibles propensas a la eutrofización, quedando como se recoge en la tabla 1.2.

Parámetros	Concentración	% mínimo de reducción	Método de referencia
Fósforo total	2 mg/l (de 10 000 a 100 000 e-h)	80	Espectrofotometría de absorción molecular
	1mg/l (más de 100 000 e-h)		
Nitrógeno total	15 mg/l (de 10 000 a 100 000 e-h)	70-80	Espectrofotometría de absorción molecular
	10 mg/l (más de 100 000 e-h)		

**Tabla 1.2:** Límites de vertido de nutrientes en zonas sensibles.

### **Directiva 2000/60/CE (Directiva Marco del Agua)**

La Directiva 2000/60/CE de 23 de Octubre de 2000 es conocida comúnmente por el nombre de Directiva Marco del Agua o más sencillamente por sus siglas DMA. Es la norma más importante en lo que a aguas se refiere en Europa y un referente normativo mundial. Engloba y unifica gran parte de la profusa normativa europea sobre asuntos relativos al agua, tanto de calidad, como de medio ambiente, contaminación, prevención o usos.

La Decisión Nº 2455/2001/CE modifica la DMA mediante la aprobación de la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.

La Decisión 2005/646/CE define de conformidad con la DMA la creación de un registro de puntos para construir la red de intercalibración de la Comunidad Europea, red a la que se unen de manera voluntaria Bulgaria, Rumanía y Noruega. La Decisión 2008/915/CE fija posteriormente los valores de las clasificaciones de los sistemas de seguimiento de los Estados miembros a raíz del ejercicio de intercalibración.

La Directiva 2008/32/CE modifica las competencias originales que la DMA atribuyó a la Comisión, mediante algunas modificaciones en la redacción de los artículos 8, 20 y 21 y en el Anexo V.

La Directiva 2008/105/CE relativa a las normas de calidad ambiental, que como vimos modificaba y derogaba varias Directivas derivadas de la Directiva 76/446/CEE relativas a sustancias peligrosas, también modifica la DMA en lo concerniente a las sustancias contempladas en el Anexo X.

La Directiva 2009/31/CE modifica la Directiva 2000/60/CE en lo referente al almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub>, modificando el artículo 11 de la DMA, de modo que puedan inyectarse en acuíferos salinos flujos de dióxido de carbono con fines de almacenamiento en formaciones geológicas que no sean apropiadas para otros fines.

La Directiva 2009/90/CE establece las especificaciones técnicas del análisis químico y del seguimiento del estado de las aguas tal como contempla la DMA, aplicando los términos de límite de detección, límite de cuantificación o incertidumbre de medida e incluyendo las mejores técnicas disponibles en los criterios de funcionamiento de los métodos de análisis.

### **1.2.2. Ordenamiento estatal.**

Aunque en la actualidad la legislación española emana de la europea en gran parte, hasta la entrada de España en la UE, el 1 de enero de 1986, España tenía como fuente de legislación tratados internacionales como el de Naciones Unidas (España ingresó en diciembre de 1955) o la Declaración Universal de los Derechos Humanos reconocida y recogida en el artículo 10 de la Constitución de 1978.

La legislación medioambiental española emanaba originalmente del desarrollo de la propia Constitución Española tal y como se recoge en el artículo 45. El Estado de las Autonomías y el traspaso de la competencia sobre Medio Ambiente a las autonomías, hizo que fuese cada una de las regiones la que desarrollara en mayor o menor medida la protección del medio ambiente en general y de las aguas en particular. Muchas regiones prefirieron incorporar los aspectos medioambientales al articulado de sus Estatutos de Autonomía, mientras que otras prefirieron generar legislación específica de protección medioambiental. Respecto a la protección de las aguas, evidentemente donde mayores problemas se habían generado fue en las grandes ciudades, especialmente Madrid y Barcelona. Este fue el origen de las primeras leyes sobre saneamiento, como la de Catalunya (*Ley 5/1981 de 4 de Junio, de evacuación y tratamiento de aguas residuales*), Illes Balears (*Decreto 42/1984 de 28 de mayo, sobre régimen de ayudas en materia de abastecimiento y saneamiento de los núcleos urbanos*) o Comunidad de Madrid (*Ley 17/1984, de 20 de Diciembre, reguladora del abastecimiento y saneamiento de agua en la Comunidad de Madrid*).

En la actualidad, desde la adhesión de España a la Unión Europea, una gran fuente de legislación es la normativa europea, aunque las Directivas no son de aplicación en los Estados miembros, sino que cada uno de ellos deben trasponer cada una de las Directivas a su propio ordenamiento jurídico y adaptar las legislaciones preexistentes en los Estados para que no existan conflictos.

La normativa europea se ha incorporado al ordenamiento jurídico español mediante las dos normas más importantes en lo que a saneamiento se refiere:

**Real Decreto-Ley 11/1995**, de 28 de diciembre, por el que se establece las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, los preceptos de la Directiva 91/271/CEE, de 21 de mayo, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, y el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-Ley 11/1995.

**Real Decreto 2116/1998**, de 2 de octubre, por el que se modifica el Real Decreto 509/1996, de 15 de mayo, tal y como establecen los cambios incluidos en la Directiva 98/15/CE, de 27 de febrero de 1998, por la que se modifica la Directiva 91/271/CEE del Consejo en relación con determinados requisitos establecidos en su Anexo I.

### **1.3. TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES**

#### **1.3.1. Operaciones unitarias**

Para eliminar los distintos contaminantes que componen las aguas residuales se disponen de una serie de operaciones unitarias que podemos clasificar según se basen éstos en leyes físicas para la eliminación de esos contaminantes, reacciones químicas o procesos biológicos.

##### **Operaciones unitarias físicas**

Son aquellos tratamientos que se apoyan en leyes físicas para cambiar la calidad del agua, tales como la diferencia de densidades, la gravedad, el flujo por medios porosos, etc. Las operaciones físicas más comunes en el tratamiento de aguas residuales son los siguientes:

- **Enrejados:** Los enrejados se utilizan para eliminar los contaminantes de mayor tamaño de las aguas residuales. Existen dos tipos de enrejados, uno grueso, que elimina los sólidos más voluminosos y que tiene se coloca como primera unidad de tratamiento para proteger el equipo de la planta de posibles daños físico, y el enrejado fino cuyo paso entre aberturas es mucho más fino y se utiliza para eliminar los sólidos con tamaño fino (hasta 0,2mm) y la contaminación asociada a ellos.
- **La aireación:** Es una operación unitaria que consiste en inyectar burbujas de aire en el medio líquido lo que permite conseguir tres objetivos principales; la agitación por el movimiento ascendente de las burbujas en el seno del líquido, la pérdida de densidad relativa del medio y por lo tanto facilita el hundimiento de materiales densos o la flotación de partículas poco densas, y la disolución de los gases del aire en el medio líquido por difusión.
- **El mezclado:** Se trata de una operación que se puede conseguir bien como se ha dicho, con la propia aireación o mediante agitación mecánica, cuyo objetivo es la obtención de un medio homogéneo en sus características cualitativas tanto físicas como químicas. Importante cuando se adicionan reactivos químicos para obtener una concentración uniforme de reactivos.
- **La floculación:** Es un proceso especialmente importante en la eliminación de partículas coloidales con sedimentabilidad baja, ya que con este proceso físico se favorece la colisión de las partículas en un medio líquido de manera que estas quedan agregadas

en partículas de mayor tamaño denominadas flóculos y que resultan más fácilmente sedimentables.

- La sedimentación: Este proceso está basado en la mayor densidad de los sólidos suspendidos en el medio líquido, de manera que en condiciones de flujos a baja velocidad lineal la gravedad tiene el tiempo suficiente para actuar. Ha sido históricamente y sigue siendo un método de tratamiento muy común ya que la decantación de sólidos es un proceso con eficiencia alta respecto a su coste. Se utiliza en la eliminación de arenas y gravas en los desarenadores, así como de los sólidos más finos en la decantación primaria o la biomasa en la decantación secundaria o en el espesamiento de los fangos por gravedad.
- La filtración: Se trata de hacer pasar un fluido con sólidos suspendidos a través de un material poroso en cuya matriz acaban atrapados los sólidos. Se utiliza como tratamiento de refino o acabado, para obtener efluentes de excelente calidad. Es muy típico en tratamientos de potabilización u ocasionalmente en tratamiento de aguas residuales antes de un tratamiento de desinfección por ultravioleta.

### **Operaciones unitarias químicas**

Son aquellos tratamientos que se apoyan en las reacciones químicas o productos químicos, para la eliminación de los contaminantes. Las operaciones químicas más importantes en el tratamiento de las aguas residuales:

- La adsorción: La adsorción es un proceso mediante el cual se extrae materia de una fase y se concentra sobre la superficie de otra fase, normalmente sólida. No es una reacción química sensu estricto, pero los adsorbentes son compuestos químicos con especificidad por otros compuestos químicos denominados adsorbatos, en este caso los propios contaminantes. En el tratamiento de aguas residuales se utiliza para la eliminación de metales pesados, sulfhídrico o compuestos orgánicos y se emplea como adsorbente el carbón activado.
- La precipitación: Permite la eliminación de contaminantes mediante la formación de precipitados. Se basa en la aparición de compuestos poco solubles en un medio líquido por la reacción de componentes químicos solubles. En el tratamiento de las aguas residuales esta operación no se realiza de manera aislada, sino que se utiliza simultáneamente procesos con procesos de coagulación y con la floculación.
- La desinfección: Es un proceso que destruye selectivamente los organismos causantes de enfermedades, o indiscriminadamente todo componente orgánico por oxidación total. Se utiliza para ello compuestos como el cloro, el ozono, el permanganato sódico o rayos UV. En el tratamiento de aguas potables la desinfección se realiza mediante la cloración, ya que es persistente, aunque presenta la desventaja de la posible formación de trihalometanos (compuestos carcinogénicos) cuando el cloro reacciona con compuestos orgánicos de carbono. En las aguas residuales se utiliza tanto la cloración como la ozonización o la radiación UV.

## Operaciones unitarias biológicas

Son los procesos que utilizan la actividad biológica de los microorganismos para modificar la calidad del agua. Los microorganismos mediante reacciones bioquímicas consumen unos compuestos y crecen, generando en el proceso CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub> u otros subproductos que se pueden eliminar fácilmente del agua. Entre los tratamientos que utilizan este mecanismo están los sistemas de fangos activados o la digestión de fangos.

### 1.3.2. Línea de aguas

Las distintas operaciones unitarias se combinan en las EDARs para formar unidades de tratamiento que podemos englobar en distintos grupos según su orden de aplicación, tal como aparecen en la figura 1.4.

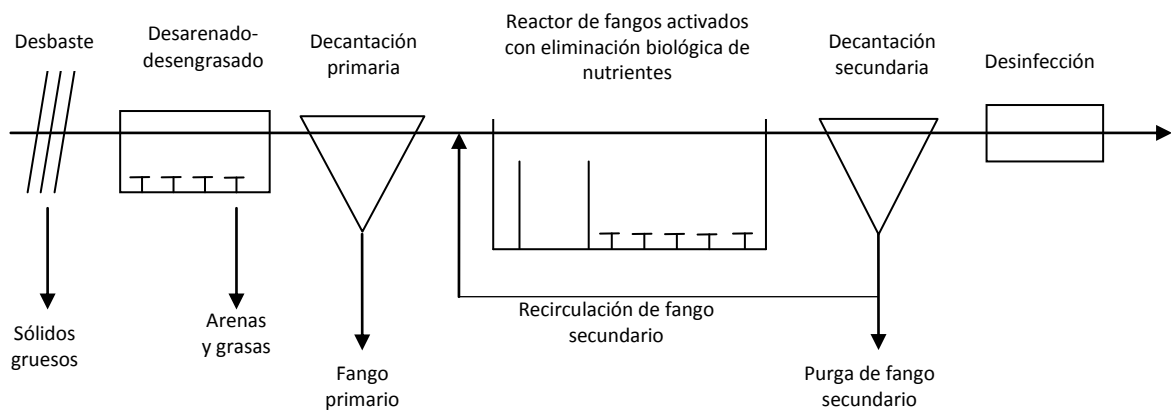


Figura 1.4: Esquema de la línea de aguas en una EDAR.

### Pretratamiento

Se combinan operaciones destinadas a la eliminación de los sólidos de mayor tamaño, las gravas, las arenas y las grasas. La mayoría de operaciones son de carácter físico, aunque pueden utilizarse algunas veces aditivos químicos en caso de que existan muchas grasas. El pretratamiento se divide en dos etapas, siendo la primera de desbaste y una segunda etapa de desarenado-desengrasado.

### Tratamiento primario

Se trata de operaciones orientadas a la eliminación de la mayor cantidad posible de sólidos sedimentables, así como la materia orgánica y nutrientes asociados. Para ello las operaciones utilizadas son de carácter físico, aunque en ocasiones se potencian los resultados mediante la combinación con operaciones químicas como coagulación y floculación. Los elementos más utilizados son los decantadores donde los sólidos más densos van cayendo al fondo por donde se purga eliminándolo del agua residual.

## **Tratamiento secundario**

Son operaciones cuyo objetivo es la eliminación del resto de sólidos suspendidos coloidales, la materia orgánica biodegradable y, en ocasiones, también los nutrientes. Generalmente son operaciones biológicas, en las que los microorganismos de diferentes especies son los encargados de eliminar los diferentes contaminantes del agua residual, aunque en ocasiones pueden utilizarse operaciones químicas como la precipitación, mediante la adición de reactivos. El tratamiento secundario suele estar formado por uno o varios tanques llamados reactores biológicos, y una zona de decantación donde la biomasa es separada de manera similar a como funcionan los decantadores primarios. Las diferentes poblaciones microbianas tienen diferentes características, diferentes necesidades y se alimentan con diferentes sustratos, lo que es utilizado para eliminar nutrientes controlando las condiciones de desarrollo de las comunidades y favoreciendo competitivamente la proliferación de unas poblaciones frente a otras.

## **Tratamiento terciario**

Son los tratamientos que se aplican al agua para obtener un efluente de alta calidad, normalmente con estándares muy exigentes para poder ser reutilizada. Según sea el objetivo la obtención de un efluente de mayor calidad, suelen emplearse operaciones unitarias químicas, ya sea mediante el empleo de reactivos químicos oxidantes como el ozono o el cloro, o desinfección mediante radiación ultravioleta. Suelen acompañarse de una operación física de eliminación de sólidos suspendidos finos, normalmente desempeñado por filtros de arena o similares. Sin embargo, en los últimos años se están desarrollando tratamientos terciarios que buscan obtener un efluente de alta calidad mediante el uso de microalgas para eliminar los nutrientes disueltos en el efluente del tratamiento secundario, como proponen algunos autores (Abdel-Radouf, Al-Homaidan, & Ibraheem, 2012).

En una planta de tratamiento de aguas residuales de un tamaño medio-grande con eliminación biológica de nutrientes nos podemos encontrar con los elementos que aparecen en el esquema de la figura 1.4. En el pretratamiento se distingue el desbaste, formado por rejillas gruesas y rejillas finas normalmente, aunque en ocasiones las rejillas finas son sustituidas por tamices de paso más fino cuya capacidad de eliminación de sólidos es mayor. Le sigue en el pretratamiento el desarenador-desengrasador en el que la inyección de aire genera corrientes ascendentes que empujan las grasas y aceites hacia la superficie mientras que la pérdida de densidad relativa de la mezcla hace que las arenas caigan con mayor facilidad. Tras el pretratamiento suelen colocarse los decantadores primarios en los que la velocidad lineal del agua se reduce mucho, dando tiempo a que los sólidos con menor peso puedan decantar. La materia orgánica disuelta y los nutrientes, así como los sólidos coloidales que no decantan, pasan al reactor biológico, donde los microorganismos los utilizan como alimento para su crecimiento. El sistema de fangos activados lo completan los clarificadores o decantadores secundarios, en los que la biomasa generada se separa del agua tratada y reintroducida en el sistema mediante la recirculación de fangos, o eliminada por la purga. En plantas muy grandes, o cuyo efluente va a ser reutilizado puede incorporarse una fase de desinfección por ultravioleta o canales de cloración.

### **1.3.3. Línea de fangos**

De la línea de aguas se desprenden corrientes con concentraciones de sólidos altas denominadas corrientes de fango, que tienen gran cantidad de materia orgánica. En la línea de fangos de una EDAR, con el objetivo de estabilizar la materia orgánica del fango y de reducir el volumen de material, se aplican las distintas operaciones físicas, químicas y biológicas, agrupadas en varias unidades de tratamiento que se describen a continuación.

#### **Espesamiento de fangos**

Engloba los tratamientos aplicados a los fangos para reducir el volumen mediante la eliminación de parte de la fase líquida. Suelen utilizarse operaciones físicas como el espesado por gravedad, que sigue los mismos principios que la decantación, la centrifugación, o el flotado de fangos, introduciendo burbujas en los flóculos de los fangos biológicos y reduciendo su densidad, haciendo que floten a la superficie, desde donde se retiran.

#### **Estabilización**

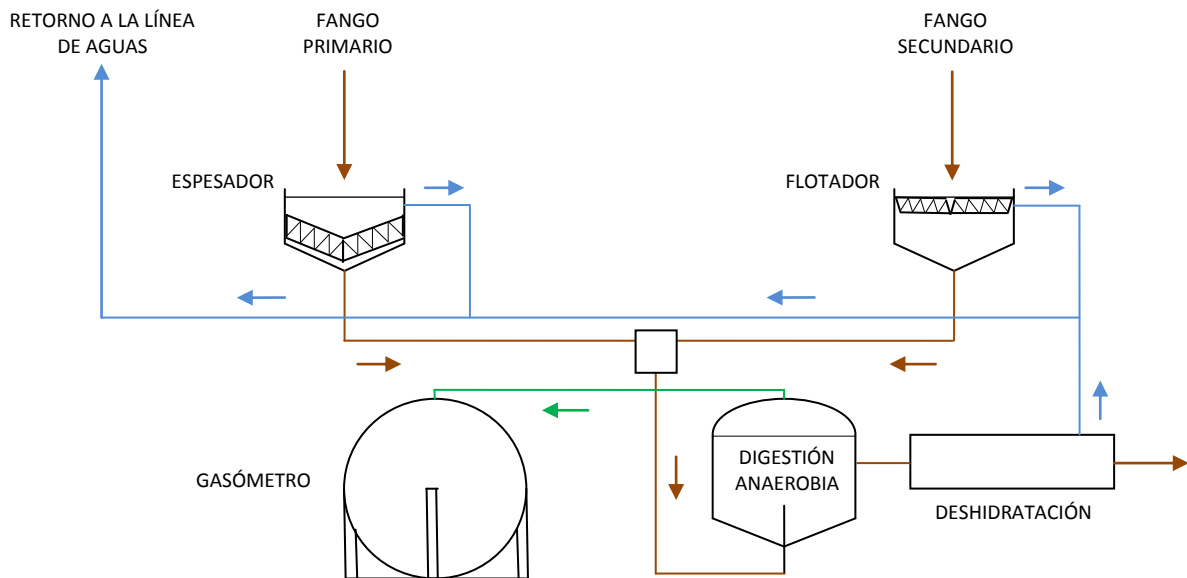
Los fangos con alto contenido en materia orgánica son susceptibles de sufrir procesos naturales de putrefacción y descomposición, generando malos olores y pudiendo ser foco de enfermedades. La estabilización incluye todas las operaciones orientadas a reducir la proporción de sólidos suspendidos volátiles y eliminar organismos patógenos del fango antes de poder ser eliminado como residuo. Para ello pueden utilizarse operaciones químicas de oxidación o inertización con cal, operaciones físicas como la incineración, o de manera más común, procesos biológicos de estabilización. Las operaciones biológicas de estabilización pueden ser aerobias o anaerobias, como son la digestión aerobia de fangos o la digestión anaerobia de fangos que a su vez puede presentar varias configuraciones según el régimen térmico de operación

#### **Deshidratación de fangos**

Para finalizar, la disposición de fangos resulta mucho más sencilla cuando se manejan volúmenes reducidos y consistencias sólidas. Por ello la última operación de la línea de fangos suele incluir operaciones de deshidratación, basadas en tratamientos físicos como centrífugas, filtros banda o secado térmico. En algunas ocasiones el digestato con consistencia fluida es directamente aplicado en agricultura sin ningún tratamiento adicional de deshidratación.

La línea de fangos es la encargada de estabilizar los fangos eliminados en la decantación primaria y decantación secundaria. Los fangos generados en estas unidades están formados por sólidos inertes, materia orgánica, patógenos y tienen una gran parte de agua. Es sobre todo la materia orgánica que forma parte de los fangos primario y secundario la que tiene tendencia a degradarse y necesita ser estabilizada, sin embargo no se puede aplicar la digestión a volúmenes tan elevados de fango. Como se aprecia en el esquema de la figura 1.5, para reducir los volúmenes necesarios en la digestión se realiza un espesado previo de ambos fangos, eliminando una parte del agua utilizando para ello distintos sistemas como la flotación

de los fangos biológicos o el espesado de los fangos primarios. Tras el espesado se realiza la digestión de los fangos, que en plantas de cierto tamaño suele ser anaerobia, ya que la obtención de biogás permite obtener un aprovechamiento energético en el proceso. La línea de fangos finaliza con una deshidratación final que reduce el volumen de los fangos para mejorar su manejo y transporte.



**Figura 1.5:** Esquema de la línea de fangos en una EDAR.

## 1.4. SISTEMA DE FANGOS ACTIVADOS

El sistema de fangos activados fue desarrollado a principios del Siglo XX por Fowler, Arden, Mumford y Locked en la planta inglesa de Manchester. Desde entonces se ha mejorado mucho el sistema y se ha estudiado su base científica para mejorar su operación. El esquema inicial es sencillo, aunque se han desarrollado modificaciones para conseguir la eliminación biológica de nutrientes mediante los procesos de nitrificación-desnitrificación y el crecimiento de bacterias acumuladoras de polifosfatos. El sistema de Fangos Activados es especialmente interesante porque el uso de los microorganismos ofrece la solución de depuración más eficiente respecto al consumo de energía necesario para eliminar la materia orgánica presente en las aguas.

### 1.4.1. Esquema básico del sistema de fangos activados

En sentido estricto, el sistema de fangos activados es la denominación común que se le da a los procesos aerobios de eliminación biológica de materia orgánica mediante cultivo en suspensión, con separación y recirculación de fangos. El sistema de fangos activados se basa en la eliminación biológica de la materia orgánica coloidal de las aguas residuales mediante



poblaciones microbianas que la utilizan como sustrato para su crecimiento. Estas poblaciones microbianas conforman el fango biológico, que se separa del agua tratada por decantación para poder recuperar y recircular la biomasa de vuelta al reactor biológico. La reintroducción de la biomasa en el reactor permite que la concentración de microorganismos se mantenga en niveles altos, reduciendo el volumen y el tiempo necesario para eliminar toda la contaminación. Con el fin de que la concentración de biomasa en el sistema no se eleve demasiado, el exceso de biomasa generada se elimina y se envía a la línea de fangos para estabilizarlo, bien purgando directamente licor mixto desde el reactor, o purgando el fango recogido en la decantación secundaria, en lo que se llama purga de fango en exceso, tal como se muestra en el esquema de la figura 1.6.

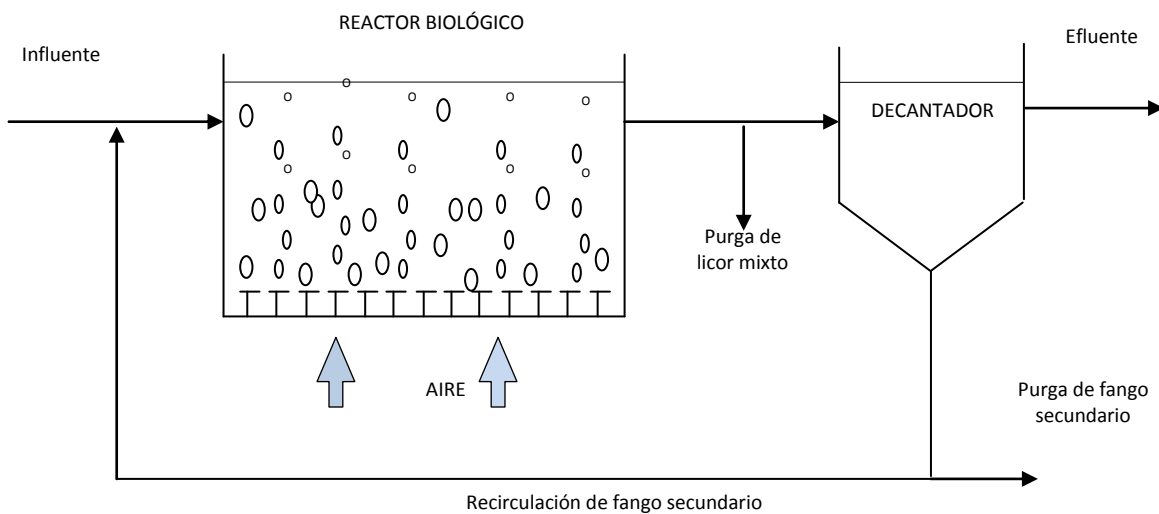


Figura 1.6: Esquema básico de un sistema de fangos activados.

#### 1.4.2. Microbiología del sistema de fangos activados

##### Organismos heterótrofos

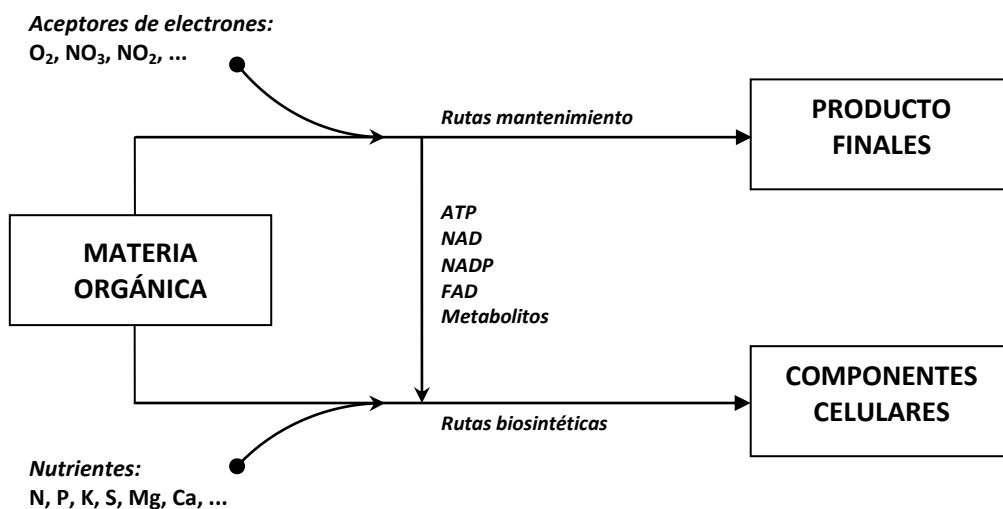


Figura 1.7: Esquema básico del metabolismo de las bacterias heterótrofas.

Los organismos que participan en sistemas biológicos de depuración, como el sistema de fangos activados son básicamente bacterias heterótrofas aerobias o en ocasiones anóxicas, con rutas de respiración anaerobia con utilización como aceptor final de electrones de compuestos distintos al oxígeno. El metabolismo básico de este tipo de bacterias se resume en el esquema de la figura 1.7, donde las rutas de mantenimiento sirven para obtener energía, poder reductor y metabolitos utilizados posteriormente junto a los nutrientes en las rutas de biosíntesis de componentes celulares.

### Organismos autótrofos

Los organismos autótrofos emplean compuestos de origen inorgánico como fuente de carbono y según la fuente de energía sea de origen químico o sean éstos fotosintéticos se les denominará fotoautótrofos o quimioautótrofos. En este grupo de organismos incluimos las algas fotosintéticas, las bacterias nitrificantes o las sulfatoreductoras. En cualquier caso, el metabolismo básico de los organismos autótrofos podemos resumirlo en el esquema de la figura 1.8.

En el sistema de fangos activados, las bacterias autótrofas están ligadas al proceso de nitrificación que se estudiará en el apartado de eliminación biológica de nutrientes.

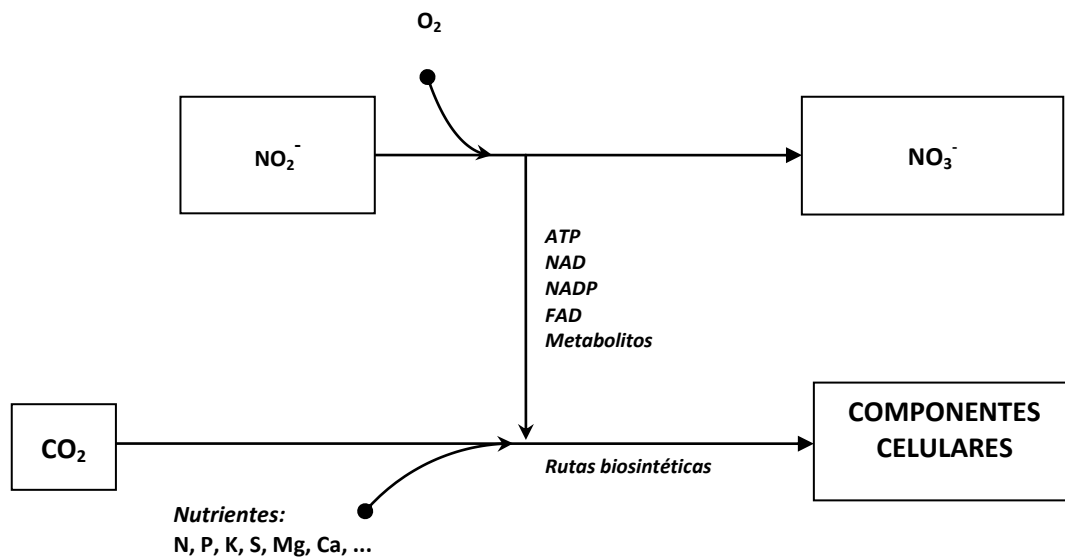


Figura 1.8: Esquema básico del metabolismo de los organismos autótrofos.

### Dinámica de poblaciones

En el sistema biológico de depuración de fangos activados, las aguas residuales procedentes de los colectores incorporan al sistema gran cantidad de especies microbianas. En el sistema de fangos activados se generan ciertas condiciones de desarrollo, donde algunas poblaciones encuentran el medio adecuado de desarrollo y proliferan, mientras que otras comunidades no son capaces de adaptarse al medio y mueren.

El sistema de fangos activados es pues un sistema en el que se promueve la proliferación de ciertas poblaciones de interés por su capacidad depurativa, mediante el control de las condiciones de pH, nutrientes, temperatura, oxígeno o agentes inhibidores. Las

comunidades que con mayor éxito proliferan en este entorno controlado son las que dominan en el ecosistema generado artificialmente.

Cuando las condiciones del sistema son estables el ecosistema madura. La dinámica de poblaciones da lugar a la aparición no sólo de comunidades bacterianas dominantes, sino de toda una cadena trófica adaptada a dichas condiciones. Aparecen entonces protozoos más complejos, ciliados o flagelados, que se alimentan de otras especies de microorganismos y en los niveles tróficos más altos los rotíferos y nematodos.

Los microorganismos situados en los niveles tróficos superiores se utilizan como bioindicadores del nivel de madurez del ecosistema, así como de la estabilidad de las condiciones o de posibles interferencias o alteraciones.

### 1.4.3. Parámetros de control en el sistema de fangos activados

En una EDAR con un sistema de fangos activados convencional, aparte de la calidad del agua residual influente y del efluente de la EDAR, existen varios parámetros de operación a controlar entre los cuales se suelen utilizar los siguientes.

#### Sólidos suspendidos en el licor mixto (MLSS)

Este parámetro permite controlar el nivel de sólidos suspendidos totales en el reactor biológico, incluyendo los sólidos inertes y los volátiles. Se utiliza junto al contenido de sólidos suspendidos volátiles (MLVSS) como parámetro de referencia para medir la cantidad de biomasa en el reactor biológico. Las variaciones en este parámetro deben ir sujetas a los resultados de depuración y al caudal de entrada al reactor, y se controlan mediante el manejo del caudal de recirculación ( $Q_R$ ).

#### Sólidos suspendidos volátiles en el licor mixto (MLVSS)

El control de este parámetro se realiza asumiendo que la fracción volátil de los sólidos suspendidos corresponde a la materia orgánica particulada en el reactor, asumiendo que en gran parte es biomasa activa, al fin y al cabo el agente depurador que actúa sobre el influente. Es un parámetro a tener en cuenta cuando la fracción no volátil es elevada o en plantas sin decantación primaria.

#### Carga másica ( $C_m$ )

Este parámetro relaciona la cantidad de materia orgánica que hay en el caudal de entrada ( $\text{kg DBO}_5 \cdot \text{día}^{-1}$ ) y la cantidad de microorganismos que van a alimentarse de ella ( $\text{kg SSV}$ ). En ocasiones la carga másica se expresa en relación a los sólidos suspendidos totales y no a los volátiles, debido a la mayor facilidad en la determinación analítica.

$$C_m = \frac{Q \cdot S_{T0}}{V \cdot \text{MLVSS}} \quad \frac{[\text{kg DBO}_5 \text{ entrantes}]}{[\text{kg SSV} \cdot \text{día}]}$$

El valor de los MLVSS y la carga másica están ligados ya que ambos influyen en la necesidad de aireación que va a tener el reactor biológico. A mayor cantidad de carga más necesidad de oxígeno para eliminarla. Del mismo modo, a mayor cantidad de biomasa en el reactor, mayor consumo de oxígeno. Normalmente el caudal de aireación es un parámetro automatizado que no se emplea como parámetro de control de proceso, aunque su monitorización es importante para asegurar las correctas condiciones de desarrollo de la biomasa.

### **Índice volumétrico de fangos (IVF)**

La carga másica está relacionada con la sedimentabilidad de fangos, ya que a cargas másicas bajas las bacterias filamentosas presentan ventaja competitiva frente a las bacterias formadoras de flóculos y aparece el esponjamiento del fango. La sedimentabilidad de los fangos se estima mediante el índice volumétrico de fango (IVF) que se define como el volumen que ocupa el fango de un litro de muestra decantado en un periodo de media hora. Valores de IVF próximos a 100 indican buena sedimentabilidad, mientras que valores mayores indican problemas de sedimentación.

### **Tiempo de retención hidráulico (TRH)**

El tiempo de retención hidráulico resulta de dividir el volumen total del tanque por el caudal de entrada y se mide en horas de residencia. Normalmente tampoco es un parámetro de control de operación, aunque permite, por ejemplo, conocer el tiempo de contacto del influente con la biomasa en el reactor biológico.

### **Edad de fango o tiempo de retención celular (TRC)**

Es un concepto teórico que se obtiene de la relación entre los sólidos suspendidos del reactor, en relación a los sólidos suspendidos del caudal de fango purgado, medido en días de retención de la biomasa dentro del sistema. Dado que la fracción de MLVSS respecto a los MLSS es igual en el reactor biológico y en el fango purgado, es indiferente utilizar uno u otro. En los sistemas de fangos activados convencionales, el parámetro de edad de fango varía entre 5 y 15 días.

El tiempo de retención celular es un parámetro importante del proceso, pero el parámetro de control operativo que se utiliza para modificarlo es el caudal de purga, dado que a mayor purga, mayor cantidad de biomasa se elimina del sistema, es decir, la biomasa permanece menos tiempo en el sistema.

$$\theta_c = \frac{V \cdot MLSS_{REACTOR}}{Q_{PURGA} \cdot MLSS_{FANGO PURGADO}}$$

### **Temperatura**

El efecto de la temperatura en el tratamiento de aguas residuales no sólo afecta a la actividad, sino también al rendimiento y a la producción de biomasa (Lishman, Legge, & Farquhar, 2000) y que por lo tanto su monitorización es importante. Aunque no es un parámetro de operación, la temperatura es un factor de decisión para la elección del tiempo de retención celular necesario para depurar el influente con éxito.

## **1.5. ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES**

El endurecimiento de la normativa de depuración de aguas residuales, sobre todo en lo que se refiere a la concentración de nutrientes en el vertido, ha hecho que en los últimos años las EDAR se tengan que adaptar a la eliminación tanto de materia orgánica, como de nitrógeno y fósforo. La eliminación por vía físico-química puede resultar de interés en algunos casos en los que haya alta carga de nutrientes, sin embargo resulta especialmente interesante el uso de las vías biológicas, para la eliminación de los nutrientes de manera mucho más sostenible y eficiente. Además la eliminación biológica de fósforo permite la recuperación posterior de este recurso, como se verá más adelante en este trabajo.

### **1.5.1. Eliminación físico-química de nutrientes**

La eliminación físico-química de nutrientes se emplea sobre todo en el tratamiento de efluentes especialmente concentrados, como aguas residuales industriales, o para complementar tratamientos convencionales que no son capaces de eliminar los nutrientes hasta el límite legal impuesto.

Cuando se van combinar tratamientos biológicos de depuración con tratamientos físico-químicos de eliminación de fósforo o de nitrógeno, es muy importante tener en cuenta las necesidades mínimas de nutrientes para el desarrollo de los microorganismos que interviene en el proceso biológico, puesto que se pueden generar problemas por déficit de nutrientes, limitando el correcto desarrollo de la biomasa.

La eliminación físico-química de nutrientes puede requerir un consumo importante de recursos, ya sean reactivos o en energía.

#### **Eliminación físico-química de nitrógeno**

Aunque en condiciones normales resulta económicamente más barato y técnicamente más sencillo utilizar sistemas biológicos de eliminación de nitrógeno, la eliminación por vía físico-química puede resultar en algunas ocasiones necesaria para el tratamiento de algunos tipos de efluentes industriales.

Puede realizarse mediante oxidación del amonio a nitrógeno gas por adición de cloro (cloración al break-point). Esta técnica presenta algunos problemas como la necesidad de que la dosificación sea extremadamente precisa, la necesidad de eliminar el cloro residual, es necesario controlar el pH, y además, porque pueden generarse trihalometanos (compuestos carcinogénicos), porque el cloro reacciona antes con la materia orgánica que con el nitrógeno amoniacal.

Se puede utilizar el arrastre del amoniaco por stripping, para lo que es necesario desplazar el equilibrio  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  hacia el amoniaco mediante la basificación del agua. Como problemas de este sistema se puede valorar el consumo de energía necesario en la aireación,

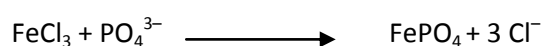
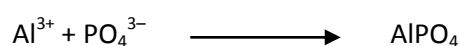
el consumo en reactivos, la aparición de precipitados como el hidróxido cálcico y la aparición de olores y contaminación atmosférica derivada del arrastre del amoníaco.

Como tercera vía para eliminación físico-química de nitrógeno, se puede emplear el intercambio iónico. Para ello es necesario hacer pasar la corriente a través de una matriz compuesta por un intercambiador iónico con alta selectividad por el ión amonio. Este tratamiento resulta muy costoso por la necesidad de realizar un filtrado previo de la corriente y la necesidad periódica de cambiar o regenerar el material intercambiador iónico.

### Eliminación físico-química de fósforo

La eliminación biológica de fósforo en sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales se limita al consumo del nutriente como constituyente celular, que suele estar entre el 1.5 y el 2% en peso de la biomasa, para un máximo de eliminación de entre el 10 y el 25% del fósforo total influente (Metcalf & Eddy, Inc., 1995). La eliminación de fósforo por esta vía no alcanza para cumplir con los límites de vertido, por lo que suele ser necesario aplicar tratamientos físico-químicos.

Para obtener una eliminación adicional de fósforo se suelen utilizar la adición de sales metálicas o limo. La utilización del limo es poco común por el incremento elevado en el volumen de fangos generados y por los problemas operativos y de mantenimiento asociados con su uso. El sistema más utilizado es la precipitación química de fósforo con sales metálicas, acompañada normalmente con procesos simultáneos de coagulación-floculación y una correcta sedimentación que maximice la eficiencia del tratamiento.



Se basa en la adición de sales de aluminio, hierro o calcio de manera que los iones metálicos reaccionan con los iones fosfato para dar lugar a precipitados muy poco solubles en agua. Las sales más utilizadas son: sulfato de aluminio  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ , aluminato de sodio  $\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$ , cal  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , cloruro férrico  $\text{FeCl}_3$ , cloruro ferroso  $\text{FeCl}_2$ , sulfato férrico  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  y sulfato ferroso  $\text{FeSO}_4$ . Los factores determinantes para la elección de la sal a utilizar son, el pH del agua y el coste económico.

El proceso de precipitación ocurre por reacciones de cierta complejidad entre estas sales y el ortofosfato, aunque también se ve implicada la alcalinidad, que reacciona con los iones metálicos para dar lugar a hidróxidos metálicos y una bajada del pH por consumo de iones hidróxido. Es un tratamiento estable y de manejo sencillo, lo que ha hecho que su uso esté muy extendido.

La adición del reactivo puede realizarse en diferentes puntos de la línea de aguas, de lo que depende tanto la dosificación necesaria (coste), como su eficacia.

Se están realizando estudios sobre la combinación de sistemas de eliminación biológica de nutrientes y precipitación química de fósforo. Esto es lo que se estudia por ejemplo en el trabajo que realizaron (Barat & van Loosdrecht, 2006), en el que a la eliminación biológica de nitrógeno con el sistema BCFS se le adapta la precipitación química de fósforo, bien sea una mayor recuperación a través de corrientes con concentraciones bajas de fosfato o bien una menor recuperación de fósforo pero en corrientes con altas concentraciones de fosfato, obteniendo estas corrientes en distintos puntos de la configuración del sistema BCFS analizado.

### 1.5.2. Eliminación biológica de nitrógeno

En todos los procesos biológicos se eliminan nutrientes cuando son utilizados como constituyentes celulares, es decir, cuando funcionan como nutrientes. Sin embargo existen procesos biológicos en los que se consume y elimina una mayor concentración de estos nutrientes que la estrictamente necesaria como constituyente de la biomasa. Se trata de procesos como la nitrificación-desnitrificación o la bioacumulación de fosfatos.

El sistema mediante el cual se elimina el nitrógeno biológicamente de las aguas residuales consiste en un proceso de nitrificación-desnitrificación, llevado a cabo por organismos procariontes quimioautótrofos capaces de oxidar el amonio y el nitrito hasta nitrato y organismos heterótrofos capaces de utilizar nitrato o nitrito como aceptores finales de electrones en condiciones de ausencia de oxígeno.

#### La nitrificación

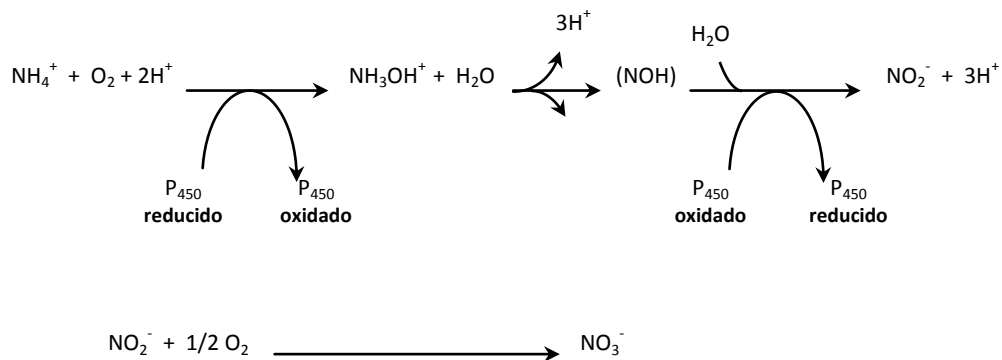
En el siglo XIX se descubrió el carácter microbiano del proceso natural de oxidación del amoniacal en medios naturales. Los primeros organismos responsables en ser aislados fueron unas bacterias Gram negativas de forma bacilar de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*.

La forma predominante de nitrógeno en el agua residual influente de una EDAR es el nitrógeno amoniacal, ya que en los colectores las condiciones suelen ser reductoras. El proceso de oxidación del amonio en nitrato genera un consumo de oxígeno y se le denomina demanda biológica de oxígeno nitrogenada ( $DBO_N$ ). Durante el desarrollo de las técnicas de tratamiento de aguas residuales, algunas estaciones depuradoras además de eliminar biológicamente la materia orgánica complementaron su tratamiento con la nitrificación, con el objeto de eliminar esa  $DBO_N$  y mitigar el consumo de oxígeno en el medio acuático receptor.

Como se ha dicho, la nitrificación consiste en la transformación del nitrógeno amoniacal en nitrato gracias a la acción de las bacterias nitrificantes, organismos procarióticos quimioautótrofos que utilizan el carbono inorgánico ( $CO_2$ ) como fuente de carbono y, dado que el amonio es una especie química reducida, puede ser aprovechada como fuente de energía química inorgánica para obtener poder reductor.

La nitrificación ocurre en dos etapas, una primera fase en la que las bacterias amonioxidantes (AOB) transforman el nitrógeno amoniacal en nitrito, y una segunda fase en la que actúan las bacterias nitritoxidantes (NOB) transformando el nitrito en nitrato (figura 1.9).

El principal género al que pertenecen las bacterias AOB es *Nitrosomonas*, aunque también están son capaces de oxidar el amonio los géneros *Nitrospira*, *Nitrosococcus* y *Nitrosolobus*. El principal género del grupo de bacterias NOB es *Nitrobacter* aunque también se incluyen los géneros *Nitrospira* y *Nitrococcus*. En cualquier caso, a pesar de que el crecimiento de estos microorganismos es lento en comparación con el crecimiento de las bacterias heterótrofas, no utilizar nichos comunes de nutrición permite el desarrollo de ambas comunidades en el mismo sistema.



**Figura 1.9:** Esquema del proceso de nitrificación en dos pasos.

El proceso de nitrificación produce una acidificación progresiva del medio, por lo que es importante que el medio cuente con una importante capacidad tamponadora mediante adición de carbonatos o bicarbonatos.

### La desnitrificación

La depuración de las aguas residuales puede ir encaminadas a reducir la demanda de oxígeno que puede afectar a la masa de agua receptora. Los sistemas primitivos de eliminación biológica de materia orgánica complementada con la nitrificación permiten cumplir este objetivo. Un mayor avance en la depuración además exige la eliminación de nutrientes para evitar los efectos de una eutrofización acelerada del entorno. Así, para depurar completamente el agua se debe completar el tratamiento con la desnitrificación, que elimina el nitrógeno (como nutriente) transformándolo en nitrógeno gas que se desprende a la atmósfera.

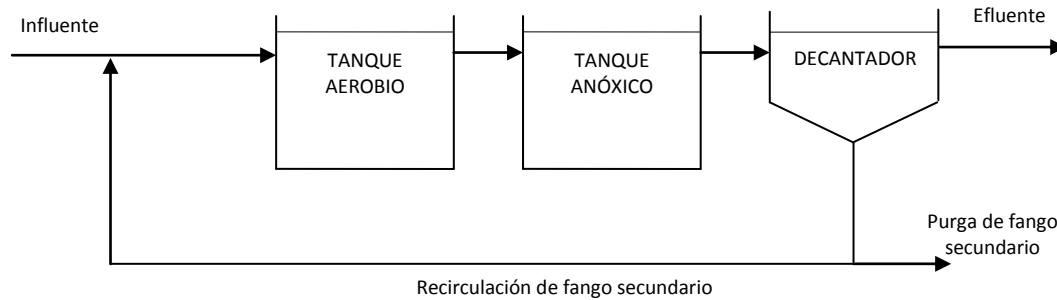
El proceso de desnitrificación lo llevan a cabo las bacterias heterótrofas, pero sólo aquellas que son capaces de utilizar aceptores finales de electrones alternativos al oxígeno. Esto es la “respiración anaerobia”, que es el principio en el que se basa el metabolismo de mantenimiento de algunos microorganismos en condiciones de anoxia. En el caso particular de la utilización de nitrato como aceptor terminal de electrones se realizan tres respiraciones anóxicas diferentes, en las que el nitrato es reducido a nitrito, en la segunda cadena se reduce a óxido nitroso y finalmente a nitrógeno gas.

### Configuración para la eliminación de nitrógeno

Para la eliminación biológica de nitrógeno, el tratamiento biológico debe contar con un tanque inicial aerobio para la nitrificación, y un segundo tanque anóxico donde se consuman



los nitratos en la desnitrificación. El proceso de desnitrificación en el decantador secundario puede producir la flotación de los fangos (figura 1.10).

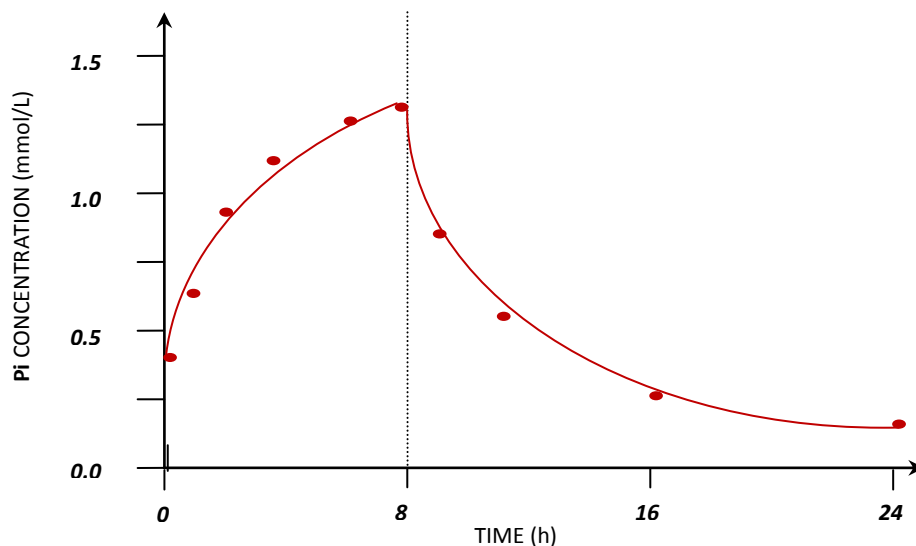


**Figura 1.10:** Configuración básica utilizada para la eliminación biológica de nitrógeno.

### 1.5.3. Eliminación biológica del fósforo

En los años 60 varios trabajos demostraron la relevancia de los microorganismos en la liberación y eliminación de fósforo en el sistema de fangos activados. Desde entonces se han desarrollado muchos estudios entorno a la eliminación biológica de fósforo.

Varios estudios llevados a cabo en reactor discontinuo tipo SBR (Sequencing Batch Reactor), donde se operó el sistema de fangos activados con una fase anaerobia y otra aerobia, se observó que la concentración del fósforo inorgánico soluble mostraba variaciones sensibles, crecientes en la fase anaerobia y decreciente en la fase aerobia (figura 1.11).



**Figura 1.11:** Concentración del fósforo inorgánico Pi en un ensayo de laboratorio durante las fases anaerobia (0-8h) y aerobia (8-24h). (Hiraishi, Masamune, & Kitamura, 1989).

Esta variación en las concentraciones se explicó por la actividad de ciertos microorganismos que podían acumular fósforo intracelularmente en forma de polifosfatos en determinadas condiciones y soltarlo después. A estas bacterias se las denomina, bacterias PAO

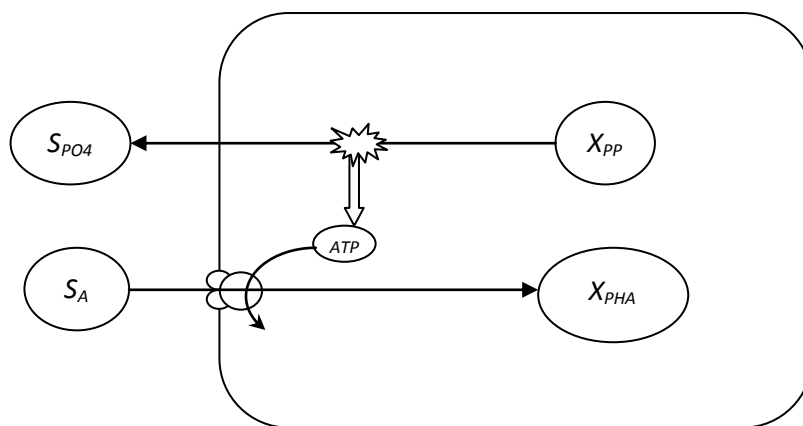
por sus siglas en inglés *Polyphosphate Accumulating Organisms*, mientras que al sistema se le denomina EBPR por sus siglas en inglés *Enhanced Biological Phosphorus Removal*.

Las bacterias PAO presentan un crecimiento más lento que el resto de bacterias heterótrofas, así que para poder desarrollarse buscan alguna ventaja competitiva. Esta necesidad les ha llevado a dividir su actividad metabólica en dos fases, una anaerobia y otra aerobia. La ventaja competitiva de las bacterias PAO se basa en la capacidad en condiciones anaerobias de almacenar intracelularmente sustrato orgánico, para utilizarlo durante la fase aerobia sin necesidad de competir con el resto de bacterias heterótrofas aerobias. En condiciones anaerobias las bacterias heterótrofas aerobias no pueden consumir sustrato orgánico por falta de aceptores finales de electrones necesarios para sus rutas metabólicas de mantenimiento.

Al igual que ocurre con las bacterias heterótrofas, existe una fracción de bacterias PAO capaces de desarrollar sus procesos respiratorios con aceptores finales de electrones alternativos en ausencia de oxígeno.

### Metabolismo de las bacterias PAO

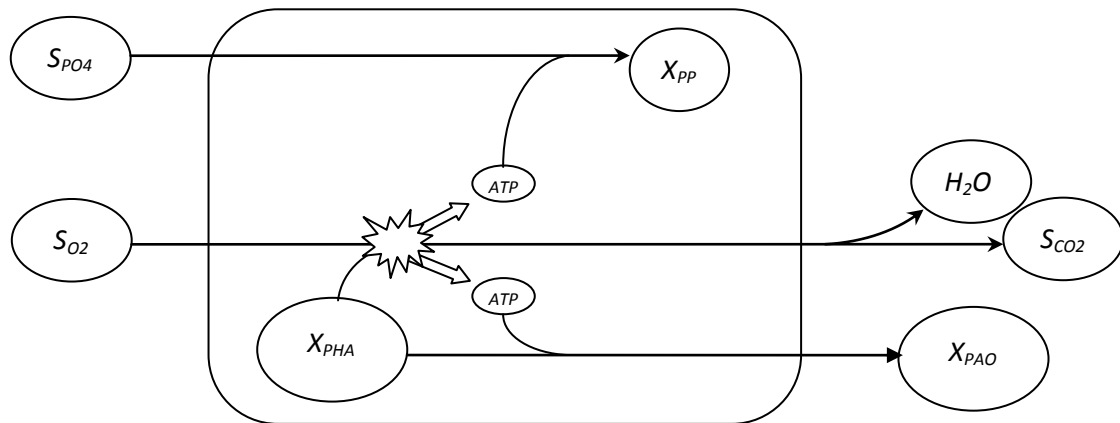
Las bacterias PAO tienen la particularidad de que son capaces de acumular fósforo intracelularmente en forma de gránulos de polifosfatos, con lo que la eliminación de estas bacterias del sistema una vez han acumulado el fósforo permite una eliminación neta del fósforo del agua residual.



**Figura 1.12:** Representación esquemática del metabolismo de las bacterias PAO en la fase anaerobia.

En la fase anaerobia (figura 1.12), las bacterias PAO descomponen las reservas de polifosfato intracelular para obtener energía química, que les permite, mediante transporte activo a través de la membrana celular, introducir y almacenar ácidos grasos volátiles (AGV) de cadena corta como poli-hidroxi-alcanoatos (PHA), sobre todo en forma de poli-hidroxi-butirato (PHB). Este almacenamiento intracelular de sustrato orgánico es utilizado por las bacterias PAO en la fase aerobia (figura 1.13) para los procesos de biosíntesis y para la regeneración de las reservas intracelulares de polifosfato, almacenando una cantidad de fósforo mayor de la que descomponen en la fase anaerobia y produciendo una eliminación neta de fósforo del sistema.

El análisis metabólico sencillo presenta particularidades mucho más complejas para lo que se han realizado estudios metabólicos muchísimo más detallados, en los que se identifican las enzimas que intervienen en todos los procesos de transporte, síntesis, lisis o polimerización. Por ejemplo, el estudio sobre la biosíntesis del polifosfato muestra que la enzima que cataliza el proceso en presencia de  $Mg^{2+}$  es una Polifosfato-quinasa (PPK) y señala que se han encontrado enzimas homólogas a la PPK en varios patógenos humanos (*Mycobacterium tuberculosis*, *Helicobacter pylori*, *Vibrio cholerae*, etc.), donde cumplen varias funciones fisiológicas, como motilidad, virulencia o síntesis de biofilms.



**Figura 1.13:** Representación esquemática del metabolismo de las bacterias PAO en la fase aerobia.

Otras enzimas hidrolíticas son las Polifosfatasas, responsables de la degradación de las reservas de polifosfato, normalmente para la fosforilación de sustratos como azúcares (glucosa y fructosa) o moléculas energéticas como el AMP.

### Los parámetros de control del proceso EBPR

Los parámetros químicos clave en la aplicación del sistema EBPR son el contenido en DQO del influente, el contenido en AGV, concentración de cationes metálicos, carga de fósforo, pH o relación materia orgánica/microorganismos. Además de los parámetros químicos, los parámetros operacionales más relevantes son la temperatura durante el proceso, la calidad del fango, la sedimentabilidad, la aireación (medida como oxígeno disuelto), la liberación anaerobia de fósforo y la liberación secundaria de fósforo, tal como se recoge en el trabajo de Mulkerrins (Mulkerrins, Dobson, & Colleran, 2004).

Evidentemente los nutrientes y la carga orgánica limitan el crecimiento de las bacterias, del mismo modo que la relación de carga orgánica respecto a la cantidad de microorganismos en el sistema. En este caso particular, toman importancia los AGV, puesto que son el sustrato que las bacterias PAO son capaces de almacenar intracelularmente durante la fase anaerobia, de modo que cuanto mayor cantidad de AGV haya más alimento serán capaces de almacenar las bacterias PAO.

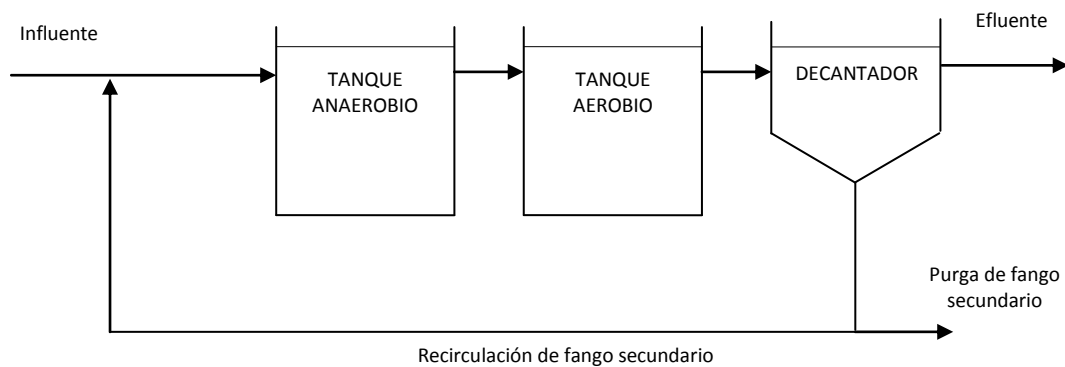
El carácter iónico del grupo fosfato y las grandes cantidades de fosfato implicadas en el almacenamiento intracelular de polifosfatos, hacen necesaria la compensación de cargas que

permita mantener la electroneutralidad del proceso. Esta compensación parece ser que se satisface mediante el cotransporte de cationes metálicos. El análisis químico exhaustivo del sistema EBPR en sus fases aerobia y anaerobia demuestra que junto al fosfato, la concentración de los cationes magnesio y potasio en el medio muestran una variación temporal similares. Los resultados experimentales de algunos estudios muestran una relación molar K/P ( $0.28 \text{ mol K mol P}^{-1}$ ) y Mg/P ( $0.36 \text{ mol Mg mol P}^{-1}$ ) en la eliminación de fósforo, mientras que descartan la participación del calcio en el proceso (Barat, Montoya, Seco, & Ferrer, 2005). En este sentido estos estudios permiten tener en cuenta el comportamiento de estos iones en el desarrollo de los modelos matemáticos.

En un estudio en el que se investigaba el efecto del pH inicial sobre el sistema de eliminación biológica de fósforo, se observó que el control de pH al inicio de la zona anaerobia ajustado a unos valores entre 6.4 y 7.2 aseguran el desarrollo óptimo del sistema EBPR (Liu, Chen, & Zhou, 2007).

### Configuración para la eliminación de fósforo

En el caso de la eliminación biológica de fósforo el tratamiento biológico debe incluir un tanque anaerobio donde las bacterias PAO puedan almacenar el máximo sustrato posible para obtener ventaja competitiva frente a las bacterias heterótrofas de crecimiento más rápido en condiciones aerobias. Posteriormente debe incluir un tanque aerobio donde las bacterias PAO absorban el máximo fósforo posible en el interior celular de modo que el agua quede con concentraciones bajas de este nutriente (figura 1.14).

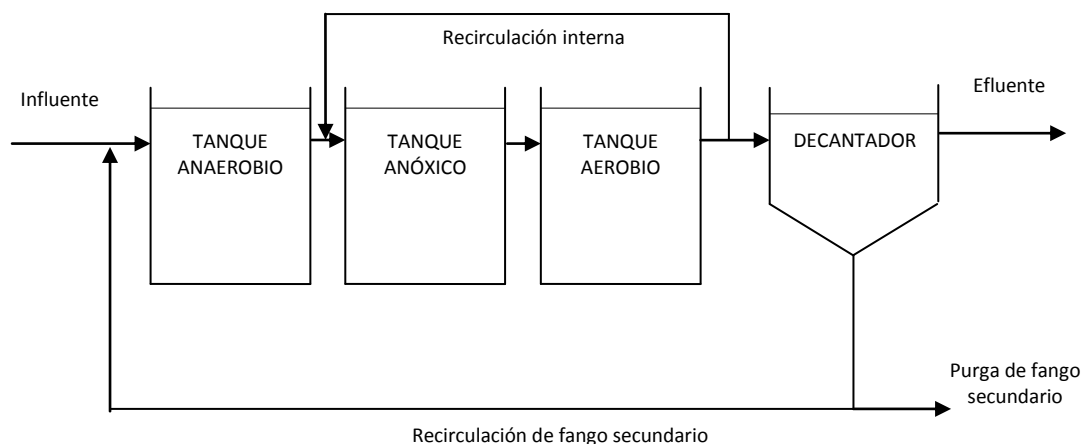


**Figura 1.14:** Configuración básica utilizada para la eliminación biológica de fósforo.

#### 1.5.4. Eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo

Las EDAR más completas con eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo tienen que acomodar los volúmenes para satisfacer las necesidades de las bacterias PAO, nitrificantes y heterótrofas, de modo que puedan darse todos los procesos tanto de ventaja competitiva, como de nitrificación, desnitrificación y almacenamiento de fósforo. La configuración más común incluye un tanque anaerobio inicial donde las bacterias PAO almacenan el máximo sustrato posible, seguido de un tanque anóxico donde se debe dar la desnitrificación. Los

nitratos se introducen en este tanque mediante una recirculación desde el último tanque, aerobio, que es donde las PAO almacenan el fósforo y donde las bacterias autótrofas realizan la nitrificación (figura 1.15).



**Figura 1.15:** Configuración básica utilizada para la eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo.

En la actualidad se están desarrollando sistemas alternativos de eliminación biológica de nutrientes bien para completar o para sustituir los sistemas de fangos activados con altas necesidades energéticas en aireación por sistemas de digestión anaerobia más eficientes. Se están implementando sistemas biológicos complejos con desnitrificación desde nitrito, mediante ANNAMOX, reactores SHANON, BABE e incluso con la utilización de eliminación físico-química de nutrientes para determinadas corrientes ricas en nutrientes.

En algunos estudios se muestran nuevas tendencias para el tratamiento de aguas ricas en nutrientes que buscan mayor aprovechamiento energético en los procesos y cuyo efluente requiere de una eliminación de nutrientes que podría ser llevada a cabo por microalgas (Ruiz-Martínez, Martín, Romero, Seco, & Ferrer, 2012).

## 1.6. MODELACIÓN MATEMÁTICA DE SISTEMAS DE DEPURACIÓN

La modelación matemática de sistemas de depuración de aguas permite analizar la realidad y realizar predicciones. Existen varios tipos de modelos, que son más o menos adecuados de acuerdo con los objetivos para los que se desarrollan. Los pasos en el proceso de modelación son: la definición del objetivo, la selección del modelo, la adquisición de información, la validación de los datos, la calibración del modelo y la verificación del modelo. En el caso de los modelos matemáticos de procesos biológicos suelen emplearse modelos semiempíricos.

Existen modelos individuales para cada uno de los sistemas de tratamiento, como los modelos de fangos activados, modelos de digestión anaerobia o los modelos de sedimentación. Sin embargo también existen modelos que contemplan todas las unidades de tratamiento como un sistema global.

### 1.6.1. Modelación matemática de los procesos biológicos

Un modelo matemático es un esquema teórico capaz de expresar el comportamiento de un sistema o una realidad mediante expresiones matemáticas, para realizar predicciones o analizar la evolución del sistema o de sus variables. Esto ofrece varias ventajas a la hora de conocer y mejorar los procesos estudiados:

1. Se mejora la comprensión del comportamiento del sistema y se puede conocer la evolución de las variables de los procesos.
2. Permiten diseñar experimentos al conocer la influencia de las variables sobre los procesos.
3. Facilitan el diseño y optimización de los procesos y las instalaciones de tratamiento de aguas residuales.
4. Permite diseñar estrategias y mejorar el control y la operación de los procesos.

Los modelos matemáticos se emplean para el diseño de instalaciones y mejora de instalaciones preexistentes, para el análisis y resolución de problemas operativos, se utilizan para investigación y estudio de procesos específicos o para la docencia.

La información contenida en un modelo matemático se agrupa en tres bloques:

1. **Ecuaciones de Conservación:** Son la representación matemática de leyes físicas como la conservación de la materia y la energía, la conservación de la cantidad de movimiento, o las relaciones estequiométricas en las reacciones químicas.
2. **Ecuaciones Cinéticas:** Son ecuaciones que relacionan las variables del sistema con la velocidad de los procesos de transformación físicos, químicos y biológicos.
3. **Restricciones:** Son limitaciones en los valores de las variables que vienen dadas por ecuaciones de equilibrio o por normas de seguridad y legislación.

### 1.6.2. Modelos matemáticos de fangos activados

En el campo del tratamiento de aguas residuales y especialmente en el sistema de fangos activados, se han desarrollado muchos modelos desde mediados del siglo XX hasta ahora. Mientras los primeros sólo contemplaban la eliminación de la materia orgánica, en la actualidad existen modelos muy avanzados en los que se contempla la eliminación conjunta de materia orgánica, nitrógeno y fósforo.

Entre los más relevantes, encontramos en 1987 el que desarrolló el grupo de trabajo de la *International Association on Water Pollution Research and Control*, grupo de investigación formado por dos instituciones: la *International Water Supply Association (IWSA)* y la *International Association on Water Quality (IAWQ)*. El grupo de investigación presidido por

Mogens Henze y acompañado por varios investigadores, desarrolló el modelo *Activated Sludge Model No. 1, (ASM1)*, (Henze, Grady, Gujer, Marais, & Matsuo, 1987) en el que se modela la eliminación biológica de materia orgánica y los procesos de nitrificación y desnitrificación. La publicación de este modelo significó un hito en la investigación y la modelación de procesos biológicos de depuración de aguas, ya que se unificaron conceptos, se estandarizó la nomenclatura, se propusieron valores estándar para algunos parámetros de los procesos modelados, se adoptó el parámetro de la DQO y su fraccionamiento como referente en la caracterización de las aguas residuales y además se implementó la notación matricial en la presentación del modelo.

Entre 1988 y 1990 el grupo de investigación de la Universidad de Cape Town a través de la South African Water Research Commission, publicaron varios estudios sobre la eliminación biológica de fósforo, y la modelación de este proceso (Wentzel, Loewenthal, Ekama, & Marais, 1988) (Wentzel, Ekama, Loewenthal, Dold, & Marais, 1989) (Wentzel, Dold, Ekama, & Marais, 1989) (Wentzel, Ekama, Dold, & Marais, 1990).

Posteriormente, en 1995 el grupo de investigación de la IAWQ, ante el éxito del primer modelo ASM1 y la cantidad de artículos publicados referentes a la eliminación biológica de fósforo, desarrolla un nuevo modelo para la simulación de sistemas de fangos activados con eliminación biológica de fósforo y al que llama *Activated Sludge Model No. 2, (ASM2)*, (Henze, Gujer, Mino, Matsuo, Wentzel, & Marais, 1995). En este modelo se consideran, además de las bacterias heterótrofas y autótrofas del modelo ASM1, las bacterias PAO. Sin embargo el modelo presenta una deficiencia debido a que no considera la capacidad desnitrificante de las bacterias PAO. Se propusieron varios modelos para corregir este problema, (Barker & Dold, 1996).

En 1999, las dos instituciones, IWSA e IAWQ se unen para fundar la *International Water Association (IWA)*, responsable en adelante de servir como red profesional mundial en el campo del ciclo del agua y para avanzar en la estandarización y las mejores técnicas en la gestión del agua. En ese año se publica el modelo *Activated Sludge Model No. 3, (ASM3)*, (Gujer, Henze, Mino, & van Loosdrecht, 1999), una corrección del modelo anterior ASM1 que tenía algunas deficiencias como la ausencia de limitación por nitrógeno o alcalinidad, los componentes de nitrógeno orgánico biodegradable soluble y particulado, la cinética de amonificación, los procesos de hidrólisis o el proceso de almacenamiento de sustrato orgánico por parte de las bacterias heterótrofas no acumuladoras de polifosfato (PAO). El modelo ASM3 tampoco considera la eliminación biológica de fósforo y por lo tanto, sólo es aplicable a depuradoras sin este proceso. El ASM3 es un modelo cuyo manejo no se extendió por sus limitaciones frente a modelos más completos.

En el mismo año, se realiza una corrección del modelo ASM2 y se publica el modelo *Activated Sludge Model No. 2d, (ASM2d)*, (Henze, y otros, 1999), en el que se incluye el proceso de desnitrificación llevado a cabo por las bacterias PAO. Este es uno de los modelos de referencia más extendidos para la modelación de los procesos biológicos de tratamiento de aguas y ha servido como base para el desarrollo de modelos globales.

Además de los modelos de referencia internacional impulsados por las instituciones internacionales, existen otros modelos desarrollados paralelamente por otros grupos de

investigación, entre los que cabe destacar el desarrollado por la Universidad de Cape Town (República Sudafricana), o el propuesto por el grupo de investigación de la Universidad Tecnológica de Delft.

Se pueden comparar los diferentes modelos, como el caso del trabajo en el que se realizó una comparativa de varios de ellos basándose sobre todo en dos aspectos; la capacidad de modelar el crecimiento de las bacterias PAO en condiciones anóxicas, así como la modelación del proceso de hidrólisis anaerobia de la materia orgánica lentamente biodegradable (Hu, Wentzel, & Ekama, Modelling biological nutrient removal activated sludge systems - a review, 2003).

Se han evaluado además estos modelos para ver su capacidad de predicción o detectar deficiencias. En un trabajo sobre el efecto del pH en la eliminación biológica de fósforo se estudia la evolución del pH en la fase aerobia del sistema EBPR, la toma de fósforo y la capacidad de los modelos ASM2d y BNRM1 para predecir ese comportamiento. En el estudio se comprueba que la toma de fósforo está limitada por el pH, reduciéndose la tasa cuando el pH aumenta por encima de 8.2-8.25 (Serralta, Ferrer, Borrás, & Seco, Effect of pH on biological phosphorus uptake, 2006).

### **1.6.3. Modelos matemáticos globales.**

La modelación matemática ofrece muchas ventajas en el estudio o en el diseño de los sistemas de tratamiento, aunque cada modelo responde a lo que ocurre en una única unidad de tratamiento. Cuando el objetivo es analizar el funcionamiento de una EDAR completa, en la que las unidades se concatenan para depurar progresivamente el agua residual y obtener un efluente de una calidad suficiente, se pueden utilizar distintos modelos conectados entre sí.

Cuando se elige la opción de emplear varios modelos conectados, cada uno de los modelos necesitará caracterizar sus parámetros, o será necesario realizar conversiones de algunos componentes. Wild & Siegrist, (1999), indicaron en su trabajo que el diseño óptimo de una EDAR debe hacerse incluyendo el efecto de cada elemento y de todas las corrientes que los relacionan, especialmente las recirculaciones, cuya relevancia en el caso de los nutrientes puede afectar al rendimiento final en el efluente. Para ello utilizaron MATLAB/SIMULINK como herramienta matemática para concatenar varios modelos, lo que les permitió formular la modelación de cada uno de los elementos del proceso y combinarlos después mediante el uso de un interfaz gráfico. Emplearon como base modelos preexistentes y generaron modelos nuevos para procesos que no se tenían en cuenta, pero señalaron las dificultades que plantean los modelos que sólo son capaces de reproducir una parte de los procesos, o que analizan elementos del proceso de manera aislada.

La otra alternativa es la utilización de un único modelo global. Un modelo en el que se incluyan los procesos biológicos, físicos y químicos que ocurren en una EDAR, ya formen éstos parte de la línea de aguas o de la línea de fangos. En estos modelos se tienen en cuenta todos los procesos en todo momento, y son las condiciones de operación y no el modelo, las que determinan la ocurrencia o no de cada uno de los procesos.



El grupo de investigación CALAGUA desarrolló un modelo global, el *Biological Nutrient Removal Model No. 1*, (BNRM1), (Seco, Ribes, Serralta, & Ferrer, 2004), para permitir la simulación de todos los procesos físicos, químicos y biológicos que se dan dentro de una EDAR. Posteriormente se ha publicado una revisión de este modelo, *Biological Nutrient Removal Model No. 2*, (BNRM2), (Barat, y otros, 2013).

El modelo BNRM1 supuso un cambio en la perspectiva de la modelación determinista de procesos biológicos, puesto que con un solo modelo se pueden simular procesos físicos, químicos y biológicos al mismo tiempo. Puede ser utilizado para modelar EDAR completas, teniendo en cuenta efectos combinados, como las corrientes de retorno desde unidades de la línea de fangos a la línea de aguas, procesos como la fermentación del fango primario en los decantadores, o procesos físico-químicos como la elutriación de los ácidos grasos volátiles. Este modelo se encuentra implementado en el software de simulación DESASS (Ferrer, y otros, 2008), desarrollado por el grupo CALAGUA (apartado 1.8).

El modelo global BNRM2 (Barat, y otros, 2013), es una ampliación del modelo BNRM1 en el que se han redefinido procesos como la nitrificación y se han incluido procesos de precipitación química en la digestión anaerobia. En el modelo BNRM1 no se tenía en cuenta la eliminación biológica del nitrógeno vía nitrito, por lo que en esta versión se han incluido las bacterias amonioxidantes (estrategia-r), bacterias amonioxidantes (estrategia-K) y bacterias nitritoxidantes, así como los procesos de crecimiento y lisis asociados a ellas. Además se incluyen los procesos de precipitación y redisolución de varios compuestos químicos capaces de cristalizar.

#### **1.6.4. Modelo BNRM2**

Aunque la implementación del modelo BNRM1 resultó muy satisfactoria en aplicaciones prácticas como la optimización de numerosas EDAR, la aplicación práctica de la modelación global mostraba la necesidad de mejorar algunos aspectos.

Algunos estudios mostraban que el ahorro energético en aireación utilizando la eliminación de nitrógeno vía nitrito puede alcanzar el 25% (Hellings, Schellen, Mulder, Van Loosdrecht, & Heijnen, 1998). En dichos estudios se mostraba la utilidad de este método en el tratamiento de aguas con relaciones de DQO:N bajas.

Por otra parte, la precipitación inducida biológicamente aparecía de manera recurrente en la bibliografía. Esta precipitación es la causante de importantes problemas de operación en los sistemas de digestión anaerobia y procesos posteriores como la deshidratación, causando la obstrucción de tuberías, bombes y reduce centrífugas (Doyle & Parsons, 2002). Aunque la estruvita (Fosfato de amonio y magnesio) es el precipitado más importante, junto a la estruvita también aparecen importantes depósitos de fosfato cálcico (Barat, Montoya, Borrás, Ferrer, & Seco, 2008).

La actual versión de la aplicación de simulación DESASS que es la que se ha utilizado para la realización del trabajo, implementa el modelo global BNRM2 (Barat, y otros, 2013).

Dada la importancia tanto de la eliminación de nitrógeno como de la precipitación el grupo de investigación CALAGUA desarrolló una extensión para el modelo BNRM1. En esta extensión se incluyen todos los procesos a los que afecta la eliminación biológica de nitrógeno vía nitrito, distinguiendo dos grupos de organismos amonioxidantes (AOO), y la formación de ocho precipitados diferentes. El modelo de sedimentación (Ribes, Ferrer, Bouzas, & Seco, 2002), es el mismo modelo implementado en el modelo BNRM1.

En el modelo BNRM2 los procesos físicos que se incluyen son: los procesos de sedimentación y clarificación (sedimentación floculada, sedimentación zonal y compresión), elutriación de AGV y la transferencia de materia líquido-gas. Los procesos químicos en los que se asume el equilibrio instantáneo, incluyen todas las reacciones ácido-base, los procesos de emparejamiento iónico y los procesos de precipitación. Los procesos biológicos incluidos en el modelo son la eliminación de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, la acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Como en el modelo BNRM1, en este caso el modelo BNRM2 considera posible el desarrollo de cualquier grupo de microorganismos en cualquiera de las unidades modeladas, y cuya proliferación está condicionada a las condiciones que en ella se den.

El modelo BNRM2 se completa con un Anexo disponible *online* en la página web <http://www.iwaponline.com/wst/067/004.pdf>. El Anexo está dividido en 3 Apéndices: el Apéndice A, en el que se incluyen la matriz estequiométrica y la matriz de componentes completas, el Apéndice B, en el que se incluyen todas las expresiones cinéticas de los procesos, y el Apéndice C, en el que se muestra la matriz estequiométrica de todas las especies para cada componente.

### **Componentes del modelo y ecuaciones de continuidad**

El modelo considera 42 componentes, 19 de ellos solubles (tabla 1.3) y 23 suspendidos (tabla 1.4), frente a los 27 componentes que consideraba el modelo BNRM1.

Entre los grupos de bacterias, basándose en las diferencias en el comportamiento de las bacterias amonioxidantes (AOO) en los procesos SHARON (Single reactor system for High activity Ammonium Removal Over Nitrite) y de fangos activados, observadas en algunos estudios (Claros et al, 2010) (Jiménez, 2010), de manera similar a otros autores (Wett, y otros, 2011), en el modelo BNRM2 se proponen dos grupos de AOO. Las primeras desarrollan una estrategia con alta tasa de crecimiento y poca afinidad por el sustrato (como *Nitrosomonas europaea* o *Nitrosomonas eutropha*) a las que denomina *AOO,r* o bacterias de estrategia *r*, y que se desarrollan en sistemas con reactor tipo SHARON, con tiempos de retención celular cortos y altas concentraciones de sustrato. Las segundas se desarrollan en los sistemas de fangos activados, con tiempos de retención celular más prolongados y bajas concentraciones de sustrato, muestran un desarrollo más lento pero con alta afinidad por el sustrato (como *Nitrosomonas oligotropha*), a las que se denomina *AOO,K* o bacterias de estrategia *K*.

$S_{Ac}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Incluye el acetato y el ácido acético.
$S_{CH4}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Metano disuelto.
$S_F$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Sustrato fermentable rápidamente biodegradable. No incluye los AGV.
$S_H$ [ $mol_H \cdot L^{-3}$ ]:	Concentración total de protones. Esta variable incluye tanto los protones libres como aquellos asociados a especies ácidas.
$S_{H2}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Hidrógeno disuelto.
$S_U$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Materia orgánica inerte soluble.
$S_{Ig,C}$ [ $mol_C \cdot L^{-3}$ ]:	Carbono inorgánico. Incluye el $CO_2$ , $HCO_3^-$ y $CO_3^{2-}$ . Para todos los cálculos estequiométricos se asume que todo el $S_{Ig,C}$ es $CO_2$ .
$S_{N2}$ [ $M_N \cdot L^{-3}$ ]:	Nitrógeno diatómico ( $N_2$ gas disuelto).
$S_{NHx}$ [ $M_N \cdot L^{-3}$ ]:	Nitrógeno amoniacal (amonio y amoniaco). Se asume que se encuentra todo en forma de $NH_4^+$ .
$S_{NO2}$ [ $M_N \cdot L^{-3}$ ]:	Concentración total de nitrito. Es la suma total de nitrito y ácido nitroso.
$S_{NO3}$ [ $M_N \cdot L^{-3}$ ]:	Concentración total de nitrato.
$S_{O2}$ [ $M_O \cdot L^{-3}$ ]:	Oxígeno disuelto
$S_{PO4}$ [ $M_P \cdot L^{-3}$ ]:	Ortofosfatos.
$S_{VFA}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Productos de la fermentación excepto acetato. Se asume que es todo propionato.
$S_{Ca}$ [ $M_{Ca} \cdot L^{-3}$ ]:	Concentración de calcio inorgánico total soluble.
$S_{Mg}$ [ $M_{Mg} \cdot L^{-3}$ ]:	Concentración de magnesio inorgánico total soluble.
$S_K$ [ $M_K \cdot L^{-3}$ ]:	Concentración de potasio inorgánico total soluble.
$S_{Fe}$ [ $M_{Fe} \cdot L^{-3}$ ]:	Concentración de hierro inorgánico total soluble.
$S_{Al}$ [ $M_{Al} \cdot L^{-3}$ ]:	Concentración de aluminio inorgánico total soluble.

**Tabla 1.3:** Componentes solubles (S) del modelo BNRM2.

$X_{PRO}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Bacterias acetogénicas.
$X_{AO}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Bacterias acidogénicas.
$X_{OHO}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Organismos heterótrofos. Pueden crecer en condiciones aerobias y anóxicas.
$X_{AOO,r}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Organismos amonio-oxidantes (estrategia-r). Responsables de la oxidación del amonio a nitrito.
$X_{AOO,K}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Organismos amonio-oxidantes (estrategia-K). Responsables de la oxidación del amonio a nitrito.
$X_{NOO}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Organismos nitrito-oxidantes. Responsables de la oxidación del nitrito a nitrato.
$X_U$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Materia orgánica inerte particulada.
$X_{ACO}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Bacterias metanogénicas acetoclásticas.
$X_{HMO}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Bacterias metanogénicas hidrogenotróficas.
$X_{PAO}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Bacterias acumuladoras de polifosfatos.
$X_{PAO,stor}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Polihidroxicalcatoatos almacenados por $X_{PAO}$ . No incluye la masa de $X_{PAO}$ .
$X_{PAO,PP}$ [ $M_P \cdot L^{-3}$ ]:	Polifosfatos acumulados por $X_{PAO}$ . No incluye la masa de $X_{PAO}$ .
$X_{CB}$ [ $M_{DQO} \cdot L^{-3}$ ]:	Sustrato lentamente biodegradable.
$X_{TSS}$ [ $M_{TSS} \cdot L^{-3}$ ]:	Sólidos suspendidos totales.
$X_{NVSS}$ [ $M_{TSS} \cdot L^{-3}$ ]:	Sólidos suspendidos no volátiles totales influentes. No tiene en cuenta los sólidos suspendidos no volátiles relativos a polifosfatos o precipitados.
$X_{ACP}$ [ $mol_{ACP} \cdot L^{-3}$ ]:	Fosfato cálcico amorfo ( $Ca_3(PO_4)_2 \cdot H_2O$ ).
$X_{HAP}$ [ $mol_{ACP} \cdot L^{-3}$ ]:	Hidroxiapatito ( $Ca_5(PO_4)_3OH$ ).
$X_{MAP}$ [ $mol_{MAP} \cdot L^{-3}$ ]:	Estruvita ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ).
$X_{New}$ [ $mol_{New} \cdot L^{-3}$ ]:	Newberita ( $MgHPO_4 \cdot 3H_2O$ ).
$X_{Viv}$ [ $mol_{Viv} \cdot L^{-3}$ ]:	Vivianita ( $Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$ ).
$X_{Str}$ [ $mol_{Str} \cdot L^{-3}$ ]:	Strengita ( $FePO_4$ ).
$X_{Var}$ [ $mol_{Var} \cdot L^{-3}$ ]:	Variscita ( $AlPO_4$ ).
$X_{Cal}$ [ $mol_{Cal} \cdot L^{-3}$ ]:	Carbonato cálcico ( $CaCO_3$ ).

**Tabla 1.4:** Componentes suspendidos (X) del modelo BNRM2.

Entre los componentes se han incluido los componentes  $S_{Mg}$ ,  $S_{Ca}$ ,  $S_K$ ,  $S_{Fe}$  y  $S_{Al}$  que representan la suma de la concentración de los iones libres (ej.  $Ca_2^+$ ) y la concentración de los iones presentes en otras especies químicas solubles (ej.  $CaOH^+$ ,  $CaPO_4^-$ ,  $CaHCO_3^+$ ) así como los componentes particulados correspondientes a minerales cuya precipitación ocurre con mayor frecuencia, como los fosfatos cálcicos y magnésicos, carbonato cálcico y fosfatos de hierro y aluminio.

### Procesos gobernados por la cinética

<b>Procesos biológicos</b>	
<b>Bacterias heterótrofas</b>	
1. Hidrólisis aerobia	
2. Hidrólisis anóxica	
3. Hidrólisis anaerobia	
4. Crecimiento aerobio de $X_{OHO}$ con $S_F$	
5. Crecimiento aerobio de $X_{OHO}$ con $S_{Ac}$	
6. Crecimiento aerobio de $X_{OHO}$ con $S_{AGV}$	
7. Crecimiento anóxico de $X_{OHO}$ con $S_F$ y $S_{NO3}$	
8. Crecimiento anóxico de $X_{OHO}$ con $S_{Ac}$ y $S_{NO3}$	
9. Crecimiento anóxico de $X_{OHO}$ con $S_{AGV}$ y $S_{NO3}$	
10. Crecimiento anóxico de $X_{OHO}$ con $S_F$ y $S_{NO2}$	
11. Crecimiento anóxico de $X_{OHO}$ con $S_{Ac}$ y $S_{NO2}$	
12. Crecimiento anóxico de $X_{OHO}$ con $S_{AGV}$ y $S_{NO2}$	
13. Lisis de $X_{OHO}$	
<b>Bacterias acumuladoras de polifosfato</b>	
14. Almacenamiento de $X_{PAO,Stor}$ con $S_{Ac}$	
15. Almacenamiento de $X_{PAO,Stor}$ con $S_{AGV}$	
16. Almacenamiento aerobio de de $X_{PAO,PP}$	
17. Almacenamiento anóxico de de $X_{PAO,PP}$ con $S_{NO3}$	
18. Almacenamiento anóxico de de $X_{PAO,PP}$ con $S_{NO2}$	
19. Crecimiento aerobio de $X_{PAO}$	
20. Crecimiento anóxico de $X_{PAO}$ con $S_{NO3}$	
21. Crecimiento anóxico de $X_{PAO}$ con $S_{NO2}$	
22. Lisis de $X_{PAO}$	
23. Lisis de $X_{PAO,PP}$	
24. Lisis de $X_{PAO,Stor}$	
<b>Procesos físicos</b>	
40. Stripping de $S_{[CO2]}$	43. Stripping de $S_{H2}$
41. Stripping de $S_{O2}$	44. Stripping de $S_{N2}$
42. Stripping de $S_{CH4}$	45. Stripping de $S_{[NH3]}$
<b>Procesos químicos</b>	
46. Precipitación de $X_{ACP}$	54. Precipitación de $X_{Viv}$
47. Disolución de $X_{ACP}$	55. Disolución de $X_{Viv}$
48. Precipitación de $X_{Str}$	56. Precipitación de $X_{Var}$
49. Disolución de $X_{Str}$	57. Disolución de $X_{Var}$
50. Precipitación de $X_{MAP}$	58. Precipitación de $X_{Cal}$
51. Disolución de $X_{MAP}$	59. Disolución de $X_{Cal}$
52. Precipitación de $X_{New}$	60. Precipitación de $X_{HAP}$
53. Disolución de $X_{New}$	
<b>Bacterias amonioxidantes-r</b>	
	25. Crecimiento aerobio de $X_{A00,r}$
	26. Lisis de $X_{A00,r}$
<b>Bacterias amonioxidantes-K</b>	
	27. Crecimiento aerobio de $X_{A00,K}$
	28. Lisis de $X_{A00,K}$
<b>Bacterias nitritoxidantes</b>	
	29. Crecimiento aerobio de $X_{N00}$
	30. Lisis de $X_{N00}$
<b>Bacterias acidogénicas</b>	
	31. Hidrólisis anaerobia
	32. Crecimiento anaerobio de $X_{AO}$
	33. Lisis de $X_{AO}$
<b>Bacterias acetogénicas</b>	
	34. Crecimiento anaerobio de $X_{PRO}$
	35. Lisis de $X_{PRO}$
<b>Bacterias metanogénicas hidrogenotróficas</b>	
	36. Crecimiento anaerobio de $X_{HMO}$
	37. Lisis de $X_{HMO}$
<b>Bacterias metanogénicas acetoclásticas</b>	
	38. Crecimiento anaerobio de $X_{ACO}$
	39. Lisis de $X_{ACO}$

**Tabla 1.5:** Procesos gobernados por la cinética considerados en el modelo BNRM2.

En cuanto a los procesos gobernados por la cinética, en el modelo BNRM2 se incluyen 60 procesos (tabla 1.5), frente a los 36 que incluía el modelo BNRM1. Entre ellos se incluyen 39 procesos biológicos, 15 procesos químicos y 6 físicos. En las tablas A1 y A3 del Anexo al modelo BNRM2 se muestra la matriz estequiométrica de estos procesos, y en las tablas A2 y A4 se muestran los factores de conversión de los componentes para la aplicación de las ecuaciones de continuidad. Además de los materiales sujetos a continuidad contemplados por el modelo BNRM1, en este se incluyen aquellos materiales que intervienen en los procesos de precipitación: calcio, magnesio, aluminio, hierro y potasio. El potasio, aunque no participa en procesos de precipitación, se incluye porque está implicado junto al magnesio en el almacenamiento de polifosfato intracelular de las PAO para mantener la electroneutralidad celular.

### **Procesos gobernados por el equilibrio**

Las expresiones cinéticas, tanto de procesos biológicos como de precipitación, hacen necesario el cálculo de las concentraciones de equilibrio de los diferentes componentes inorgánicos solubles en sus distintas especies.

Los procesos gobernados por el equilibrio en el modelo BNRM2 incluyen todas las relaciones ácido-base, apareamiento iónico o reacciones de tipo redox de cualquiera de los componentes incluidos en el modelo. El modelo químico sigue considerando que se alcanza el equilibrio instantáneo, utiliza para la resolución de la especiación el software MINTQA2 (Allison, Brown, & Novo-Gradac, 1991) y sigue el mismo principio que en el modelo BNRM1, con las ecuaciones de acción de masas y el balance de masas que asegura la continuidad de los materiales. En este caso los componentes aumentan y también las especies que se tienen en cuenta, (Tabla C1, Apéndice C del Anexo al modelo BNRM2). El modelo químico en este caso no sólo se utiliza como herramienta de cálculo de pH, sino que además calcula la concentración relativa de todas las especies que pueden participar en los procesos de precipitación.

El procedimiento de resolución del modelo BNRM2, es un proceso de iteración secuencial de resolución de las diferentes ecuaciones diferenciales obtenidas de los procesos gobernados por la cinética (modelo biológico y modelo de precipitación), y las ecuaciones algebraicas obtenidas de los procesos gobernados por el equilibrio (modelo químico).

## **1.7. DESASS**

DESASS es un simulador, desarrollado para el Sistema Operativo Windows y utilizado para modelar el funcionamiento completo de una EDAR, tanto la línea de aguas como la línea de fangos. Tiene implementados algoritmos de cálculo basados en el modelo global BRNM2. Permite estudiar y evaluar sistemas más o menos complejos, desde la decantación y los tratamientos biológicos, hasta el tratamiento de fangos o procesos especiales como reactores SHARON o BABE.

### **1.7.1. Características del simulador**

Las posibilidades de simulación que ofrece DESASS son muy amplias. Este programa permite realizar simulaciones de diferentes configuraciones de planta, fijando las unidades de tratamiento, los caudales y la calidad del influente. Se pueden representar gráficamente la evolución de las variables de proceso. Se pueden hacer análisis de resultados alcanzados en el régimen estacionario (modo Diseño). También se pueden simular variaciones dinámicas de la carga influente mediante análisis en estado transitorio (modo Simulación), e introducir condiciones iniciales en los reactores.

Una de las características más importantes del simulador es la rapidez de cálculo numérico tanto para el estado estacionario como en régimen transitorio. Se pueden comparar para el régimen estacionario los resultados obtenidos para verano e invierno, incluso comparar al mismo tiempo esquemas en serie o en paralelo, o diferentes configuraciones de interés.

El simulador es capaz de simular en los decantadores y espesadores tanto los procesos físicos de sedimentación, como los procesos biológicos que se dan dentro de los sedimentos. El programa permite además introducir sistemas de aireación, mezclado o introducción de reactivos, lo que puede ayudar en el análisis de opciones de diseño. La base de datos de maquinaria puede actualizarse mediante un programa auxiliar.

Entre las posibilidades que ofrece el simulador, el programa permite exportar datos en formato tabulado (.xls) lo que facilita el uso de los datos obtenidos con esta herramienta en la elaboración de informes y análisis de datos.

## **1.8. EL FÓSFORO**

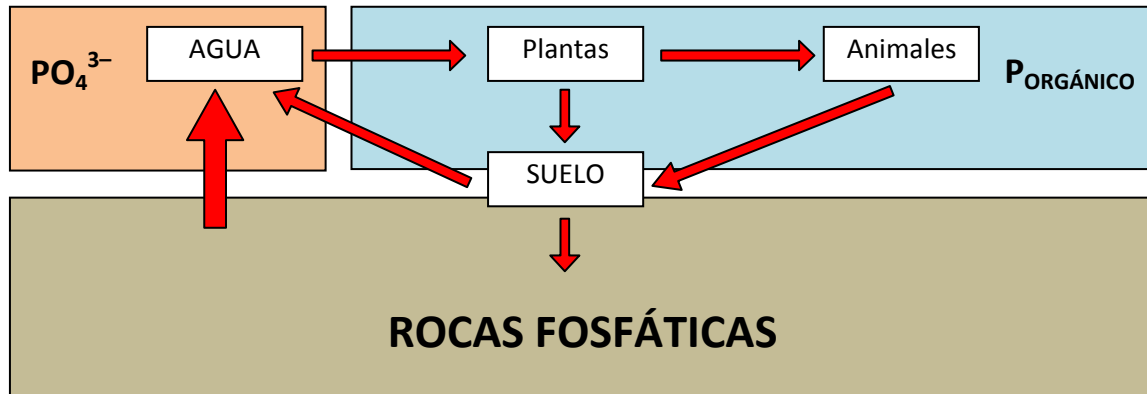
El fósforo es un recurso limitado, imprescindible e irremplazable como fertilizante y por lo tanto unido a la seguridad alimentaria. Su carácter no renovable y la situación de la dependencia total de la Unión Europea, hace especialmente importante su estudio y conocimiento, ya que conocer sus hábitos físico-químicos y sus funciones biológicas nos permitirá desarrollar mejores vías para recuperarlo.

### **1.8.1. Introducción**

#### **Ciclo biogeoquímico**

La forma más estable del fósforo es el fosfato por lo que, en condiciones atmosféricas el fósforo no aparece prácticamente en forma gaseosa (salvo el fosfuro de hidrógeno y, por lo tanto, el ciclo biogeoquímico del fósforo se desarrolla sobre todo en la corteza terrestre y en la hidrosfera (figura 1.16). Está ampliamente extendido en la corteza terrestre, en forma de minerales de fósforo, disuelto en el agua o como fósforo orgánico en los seres vivos.

El reservorio natural del fósforo es la corteza terrestre, donde aparece en forma mineral en forma mineral. Los procesos naturales de meteorización de los minerales fosfáticos liberan el fósforo en forma de ion fosfato, que queda disuelto en las aguas marinas y continentales, tanto superficiales como subterráneas.



**Figura 1.16:** Ciclo bio-geo-químico del fósforo (elaboración propia).

El ion fosfato es asimilable por los organismos, como las plantas, que lo absorben y lo utilizan en la biosíntesis moléculas complejas, transformándolo en fósforo orgánico. El fósforo orgánico se presenta en todos los organismos vivos, desde los productores primarios hasta los niveles superiores de la cadena trófica. Se presenta como guano en zonas de acumulación de deyecciones de aves, o simplemente en los restos de los organismos cuando mueren, incorporándose al suelo como componente de la materia orgánica. La acumulación de eyecciones de aves en determinadas zonas han formado depósitos ricos en fósforo orgánico llamados Guano, situados sobre todo en las costas de Chile y Perú.

Entre los estratos sedimentarios se acumula la materia orgánica, cuya degradación da lugar a la liberación de iones fosfato. Estos iones fosfato pueden liberarse de nuevo en el agua. Sin embargo, en los sedimentos se dan condiciones reductoras y, en determinadas condiciones de pH, presión y temperatura, en presencia de iones calcio o magnesio dan lugar a la precipitación de cristales de fosfato de calcio o magnesio. Algunos de estos minerales son muy solubles en agua y por eso inestables, mientras que otros como la hidroxiapatita son muy poco solubles en agua y se acumulan en estratos.

### Minerales fosfáticos

Existen aproximadamente 200 minerales diferentes que contienen fósforo, muchas veces como fosfatos simples o mixtos. Los minerales más comunes son:

<i>Carbonatoapatita</i>	$\text{Ca}_{10}\text{CO}_3(\text{PO}_4)_6$
<i>Hidroxiapatita</i>	$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3 \cdot \text{OH}$
<i>Fluorapatita</i>	$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3 \cdot \text{F}$
<i>Clorapatita</i>	$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3 \cdot \text{Cl}$

Colofanita

(apatitas amorfas sin composición definida)

Estos son los minerales base, que suelen presentar sustituyentes metálicos diversos, así como combinaciones con otros grupos químicos. Las diferentes formas de apatito contienen hasta el 95% del fósforo de la corteza terrestre.

### Función biológica del fósforo

El fósforo desempeña diferentes funciones en los organismos vivos. Está implicado estructuralmente tanto en las membranas celulares como en los huesos, que están formados en su mayoría de fosfatos de calcio. Forma parte indispensable del sistema de almacenamiento de información genética y además está implicado en los procesos de transferencia de energía.

El fósforo aparece como ion fosfato unido a moléculas orgánicas. Este fósforo orgánico aparece principalmente en estructuras complejas como los fosfolípidos de las membranas celulares formando las cabezas polares del glicerol, o en los nucleótidos unidos con enlace éster al carbono 5' de la pentosa, bien sea para unirse al carbono 3' de la siguiente pentosa en las moléculas de ADN y ARN, o para el caso de las bases adenina, guanina o nicotin-adenina, con uniones polifosfatadas en las moléculas energéticas como el ATP, GTP o NADP<sup>+</sup>, donde las uniones fosfato-fosfato forman enlaces energéticos (figura 1.17). Existen moléculas energéticas del metabolismo de algunos organismos que utilizan entre otras bases la Citidina, el Uracilo o la Timidina, aunque no son tan comunes.

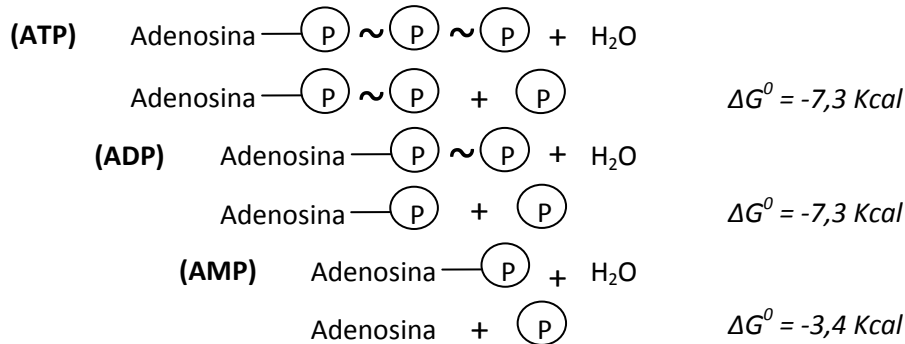


Figura 1.17: Energías de hidrólisis de AMP, ADP y ATP.

El fósforo representa entre el 0.5 y el 1% del peso en materia seca de las plantas y supone un factor de crecimiento de las plantas muy importante, junto al nitrógeno. Afecta a la capacidad de enraizamiento, a la velocidad y calidad del desarrollo vegetativo, al correcto desarrollo de las flores y al cuajado de estas. También influye en la incidencia de algunas plagas y enfermedades de los cultivos y a la duración del ciclo vegetativo de los cultivos.

El fósforo previene enfermedades óseas, esterilidad y algunas fiebres. Son importantes las necesidades de fósforo por ejemplo en el ganado vacuno de producción láctea, puesto que la leche tiene un contenido importante de fósforo (aproximadamente un gramo de fósforo por cada litro de leche).



### **1.8.2. El fósforo como recurso**

El aprovechamiento de este recurso se basa en la extracción de mineral fosfático y el posterior procesamiento en la fabricación de productos de uso comercial. La roca fosfática se obtiene principalmente de estratos de fosforitas sedimentarias de origen marino, aunque también se explotan depósitos provenientes de intrusiones ígneas ricas en fosfatos. Los depósitos están irregularmente repartidos en el planeta y presentan diferencias en su disponibilidad y calidad. La calidad de la roca fosfática está ligada a la riqueza en fósforo, y a la cantidad y contenido de impurezas del mineral.

Aproximadamente el 80% de la roca fosfática que se extrae en el mundo se utiliza en la fabricación industrial de fertilizantes químicos. La roca fosfática se procesa como pentaóxido de fósforo ( $P_2O_5$ ) y transformado después en fertilizantes que son empleados en la agricultura. Para la fabricación de fertilizantes debe tener un contenido mínimo del 28% de  $P_2O_5$ . El fósforo está por lo tanto directamente ligado a la seguridad alimentaria.

El fósforo también tiene aplicaciones alimentarias, sobre todo en preparados alimenticios enriquecidos, o en aguas minerales. Tiene usos militares, el fósforo blanco y el fósforo rojo se utilizan en la fabricación de bombas de humo. Entre otras aplicaciones, algunas sales de ácidos fosfóricos se utilizan para la fabricación de materiales de recubrimiento muy estables, especialmente con manganeso y hierro, en el recubrimiento de acero inoxidable, o en la fabricación de cerillas (sustituido por otros compuestos).

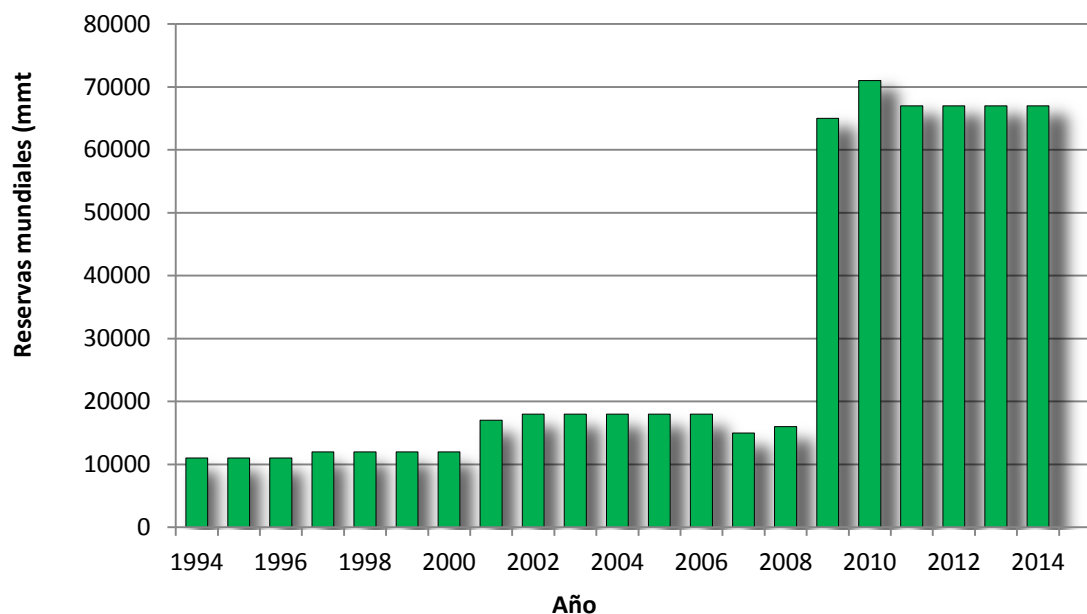
#### **Reservas mundiales de roca fosfática**

La disponibilidad de roca fosfática puede expresarse en términos de reservas, reserva base o recursos. La cantidad de recursos fosfáticos mundiales se estiman en más de 300.000 mmt (millón de toneladas métricas). En la actualidad se utiliza sobre todo el término reserva que hace referencia a la cantidad de roca fosfática que puede extraerse en la minería en términos económicamente rentables utilizando la tecnología disponible. Las reservas mundiales de roca fosfática, actualmente estimadas en 67.000.000 mmt, son revisadas anualmente en base a los estudios de viabilidad de explotación de yacimientos identificados (figura 1.18).

La disponibilidad de roca fosfática es la cuestión a la que se enfrenta el mundo. Algunos estudios se basan en las reservas limitadas del recurso, lo que implica que en algún momento la producción de fósforo alcanzará un máximo y después decaerá a pesar del aumento de la demanda. A este máximo en la literatura se lo conoce como “phosphorus peak” y según algunos cálculos basados en las reservas actuales y la velocidad de extracción, indicaban que se alcanzaría en el año 2033. Revisiones más recientes de las reservas de roca fosfática en el mundo alejan este horizonte más allá del año 2051.

Otros estudios rechazan la idea estática del máximo ya que las estimaciones basadas en las reservas son bastante inestables, puesto que el concepto de reserva depende de dos aspectos que no son fijos: la rentabilidad y la tecnología disponible. El valor de mercado de la roca fosfática puede variar y por lo tanto también la rentabilidad de la extracción de la mena. Al mismo tiempo la tecnología extractiva y de procesamiento del mineral también avanza y

puede permitir explotar yacimientos que antes no eran técnicamente viables. Esto hace pensar que, a pesar de saber a ciencia cierta que la roca fosfática es un recurso limitado y no renovable, no estamos próximos a su agotamiento.



**Figura 1.18:** Reservas mundiales de Roca Fosfática identificadas durante el periodo 1994-2014. Estas reservas están expresadas en millones de toneladas métricas. Elaboración propia. (Datos: *Mineral Information. USGS. www.minerals.usgs.gov*).

### 1.8.3. El mercado global

El mercado global de roca fosfática muestra aspectos preocupantes que amenazan la seguridad del suministro futuro de este recurso para la Unión Europea. Son cuatro aspectos principales, el aspecto económico, referente a la oferta, la demanda y la evolución precios, el aspecto estratégico tanto de la industria como de los países, el aspecto geopolítico, sobre todo debido a la inestabilidad de algunas zonas, y finalmente el aspecto técnico y medioambiental.

En lo referente a la evolución de los precios, se ha observado que la roca fosfática hasta el año 2007 mantenía precios bajos y estables entorno a los 50-60 \$/Tm, lo que aseguraba el acceso al recurso. Sin embargo en 2008 el aumento de la demanda de fertilizantes hizo que la roca fosfática sufriera una fuerte subida de precios hasta superar los 300 \$/Tm, y aunque en 2009 bajó la demanda hasta los 120 \$/Tm. Los expertos creen que los precios se mantendrán altos, o incluso crecerán.

El aumento de la demanda está impulsado las políticas proteccionistas transformando a algunos productores en importadores. China declaró el fósforo recurso de importancia estratégica y aplica elevadas tasas a las exportaciones para proteger su mercado interno, Estados Unidos limitó sus importaciones en 2008 a un 3% por el alza de precios, y el gobierno de Israel estudia poner límites a las exportaciones de roca fosfática de origen local.

Entre los productores se prevé que para 2030 Marruecos incremente su peso en el mercado global hasta alcanzar un 80-90% del total de las exportaciones mundiales. En la industria existe una clara tendencia al oligopolio, pasando de existir gran cantidad de pequeños productores, a unas pocas firmas de gran tamaño. El sector además presenta una clara tendencia a crear estructuras verticales para controlar todo el proceso desde la extracción, transporte, disposición, hasta el procesado y fabricación final de fertilizantes u otros productos finales.

La situación geopolítica global también va a tener incidencia en el futuro sobre la seguridad en el suministro de este recurso. Especialmente en los países del África occidental, África del norte, el Oriente Próximo y Oriente Medio, que es donde más reservas de roca fosfática hay identificadas. La inestabilidad generada por la Primavera Árabe en el norte de África, el movimiento independentista del Frente Polisario en Marruecos y la guerra del ISIS en Siria e Iraq son sólo algunos ejemplos.

La presencia del Cadmio en el mineral de las reservas marroquíes es preocupante, ya que se trata de un elemento muy tóxico. Dado que el Cadmio no se elimina en el proceso de fabricación de fertilizantes, podría contaminar los suelos agrícolas.

#### **1.8.4. Posición de la Unión Europea en el mercado**

##### **Situación de dependencia**

La Unión Europea dispone de yacimientos muy escasos de este recurso. Desde 1983 en Europa se explotan únicamente vetas de mineral fosfático de origen ígneo en Finlandia y Suecia, con una producción muy baja. Por lo que se puede asumir que está en situación de absoluta dependencia del mercado libre. Las tendencias descritas sobre el incremento de precios, el oligopolio empresarial, la organización vertical de las grandes compañías del fósforo, la posición de monopolio de facto que va a ejercer Marruecos en el mercado mundial, la inestabilidad política de otros países productores y los problemas técnicos derivados de las impurezas por cadmio del mineral marroquí, ofrecen grandes dudas sobre la seguridad de suministro de la Unión Europea en el medio y largo plazo. La evolución de la crisis diplomática entre la Unión Europea y Rusia por causa de la guerra en Ucrania amenaza también las relaciones comerciales entre ambos, algo que afecta directamente a las importaciones europeas del recurso de origen ruso.

Ante la total dependencia de la Unión Europea, la estrategia en relación a este recurso es por orden de aplicación; la búsqueda de sustitutos en las aplicaciones en las que se utiliza el fósforo, la racionalización y optimización del uso minimizando las pérdidas, y para finalizar la recuperación y reutilización. Además Europa deberá hacer un gran esfuerzo en fortalecer las relaciones comerciales con los países productores, para asegurarse el suministro futuro.

##### **El problema del Cadmio**

El Cadmio se encuentra sobre todo en el mineral de los yacimientos de Marruecos. El procesado de la roca fosfática y la fabricación de fertilizantes no lo eliminan y la aplicación de

fertilizantes ricos en Cadmio al suelo agrícola podría suponer la contaminación de suelos y acuíferos. Esto supone un problema con muchas implicaciones, no sólo sanitarias o medioambientales, sino también comerciales y políticas.

Aunque los países miembros, debido al acuerdo de la Unión, no pueden limitar este aspecto, existe interés para introducir límites máximos de Cadmio en los fertilizantes en el Espacio Común Europeo. La Comisión realizó en 2003 una consulta sobre esta propuesta a los diferentes actores del sector, incluyendo empresas mineras, industria química, agricultores o expertos de la salud. Las opiniones más favorables las aportaron los productores de Finlandia y Rusia, cuyos yacimientos están virtualmente libres de Cadmio. OCP, la empresa pública marroquí y otros productores se opusieron con contundencia dado que el mineral que explotan es el que tiene el problema.

Debido a su total dependencia exterior Europa no tiene posición de fuerza a la hora de aplicar límites normativos al Cadmio en los fertilizantes importados y sin embargo debe proteger los suelos de la contaminación. Esto hace que el equilibrio normativo y comercial que va a resultar muy complicado en un futuro próximo. Aplicar normas restrictivas podría deteriorar sus relaciones comerciales con Marruecos. Las alternativas al fosfato marroquí son más complicadas, como hemos visto, dada la situación de los países de oriente medio (Siria, Iraq), las de los países del norte de África (Argelia, Túnez, Libia), o la crisis diplomática con Rusia debido a la guerra de Ucrania.

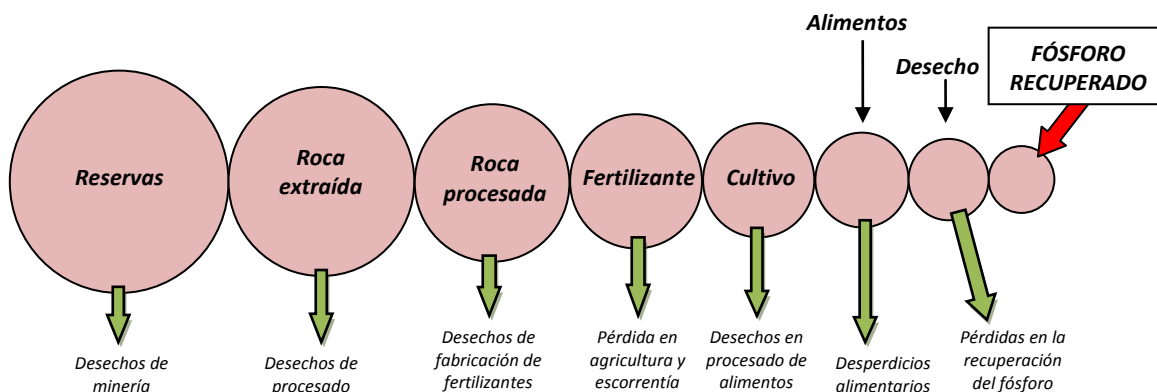
La solución a este problema puede ser el desarrollo e implementación de tecnologías de eliminación de Cadmio en la fabricación de fertilizantes. Esto podría encarecer el proceso un 5-10%, además de tener un problema derivado de gestión de desechos tóxicos. La tendencia del sector a estructurarse verticalmente desde la extracción del mineral hasta la venta de fertilizantes, también supone un problema ya que la tecnología tendría que ser aplicada in-situ por la Compañía productora y no por el país importador. Para la implementación de esta solución técnica Europa tendrá que colaborar estrechamente con los países productores en la investigación y la transferencia de tecnología.

### **Medidas de recuperación de fósforo**

El desarrollo de nuevas tecnologías para la recuperación y reutilización de fósforo al final del ciclo. Sobre todo encaminado a la optimización del uso y a la sostenibilidad futura del recurso (figura 1.19).

Ante la inseguridad que supone un mercado de fósforo con altos precios y mayor competencia, la reducción de necesidades y la recuperación de fósforo son las alternativas más viables para Europa. Algunos países han propuesto imponer objetivos mínimos de recuperación de fósforo. Incluso en Holanda los actores políticos, sociales y empresariales de los sectores industriales, agrícolas y del agua han alcanzado un acuerdo para poner en marcha un mercado interno de fósforo proveniente de estas técnicas de recuperación, de modo que el sistema sea más sostenible. Estas tendencias normativas sobre sostenibilidad y reciclaje de

fósforo se están desarrollando sobre todo en los países del Norte de Europa, pero es muy posible que se extienda al resto mediante aprobación de Directivas.



**Figura 1.19:** Esquema simplificado del flujo de fósforo. La posible recuperación al final del ciclo, a partir de los desechos (sobre todo de efluentes). Elaboración propia.

Una de las formas más sencillas de recuperación de fósforo es el uso de estiércol como enmienda orgánica en la agricultura. Es un método muy extendido y permite reponer un alto porcentaje del fósforo de los suelos agrícolas.

Otra vía de recuperación de fósforo es la aplicación en agricultura de lodos de depuradora. Esta práctica genera controversia sobre todo en los países del norte de Europa y está restringida por la legislación europea (Directiva 86/278/CEE y modificaciones). En España ha primado como destino final su utilización agrícola (aproximadamente el 80% de los generados). Se ha logrado reducir en gran medida el depósito en vertedero (aproximadamente el 8% actualmente). Otro destino de menor importancia cuantitativa es el uso de los lodos en suelos no agrícolas. Algunos países incluso han prohibido esta práctica alegando razones medioambientales y de sanidad alimentaria. En muchos países la solución que se les ha dado a los lodos ha sido la incineración, algo que en España supone sólo un 4%.

Actualmente, en los países en los que la incineración es la solución adoptada para la gestión de fangos, se están realizando investigaciones para la recuperación de fósforo a partir de las cenizas residuales de la incineración. En otros países se está investigando la posibilidad de extraer el fósforo en las EDAR mediante el sistema de eliminación biológica de fósforo y posterior recuperación de fosfato por cristalización, aunque estas soluciones no son todavía económicamente viables.

### 1.9. LA RECUPERACIÓN DE FÓSFORO EN LAS EDAR

Teniendo en cuenta que aproximadamente un 17 % del fósforo introducido en el sistema a través de la explotación de roca fosfática, acaba en las aguas residuales, unido a la dependencia de la Unión Europea, hacen necesarios estudios orientados a la recuperación de fósforo en las EDAR. Se han realizado estudios relativos a los procesos de precipitación, debido a los problemas que originan en las EDAR. Se han estudiado los diferentes compuestos que

pueden precipitar, así como las bases de cristalización de cada uno de ellos. Los últimos estudios tienen como objetivo el desarrollo de tecnologías de recuperación de fósforo, mediante precipitación controlada de estruvita.

Las rutas de recuperación de fósforo a partir de las aguas residuales pueden ser:

- Sistemas de recogida separativa de orines humanos (contienen el 80% del nitrógeno, 50% del fósforo y 90% del potasio de los nutrientes influentes en una EDAR, (Larsen, Peters, Alder, Eggen, Maurer, & Muncke, 2001)). Se pueden recuperar los nutrientes mediante desinfección y aplicación directa en suelos agrícolas, o mediante procesos de precipitación de estruvita (Maurer, Pronk, & Larsen, 2006) (Wilsenach, Schuurbiers, & Van Loosdrecht, 2007).
- Uso agrícola de fangos de depuradora. Después de un proceso de estabilización y desinfección de los fangos, pueden utilizarse los fangos de depuradora como enmienda orgánica rica en nutrientes. Las mayores limitaciones para la aplicación de fango de depuradora a suelos agrícolas suele ser la presencia de compuestos tóxicos recalcitrantes y metales pesados, por lo que la legislación limita este método de gestión de fangos en una proporción y en unos plazos determinados (Real Decreto 1310/1990).
- Recuperación del fósforo en las EDAR. En las estaciones depuradoras se pueden extraer corrientes con concentraciones altas de fósforo, o si no existen, pueden realizarse modificaciones de diseño para obtenerlas. Estas corrientes pueden utilizarse para recuperar el fósforo mediante precipitación en forma de fosfatos de calcio o de magnesio (estruvita).
- Recuperación de fósforo en las incineradoras. En muchos países del norte de Europa los fangos de depuradora se gestionan mediante incineración. En algunos de ellos se estudian sistemas para la extracción de fósforo a partir de las cenizas generadas en el proceso, mediante disolución del fosfato en agua, elutriación y precipitación (Morse, Brett, Guy, & Lester, 1998).

### 1.9.1. Principales precipitados en las EDAR

#### Precipitados con Calcio

##### - *Fosfatos cálcicos*

En ciertas condiciones de pH y sobresaturación, pueden darse las condiciones para la formación de varios de estos precipitados al mismo tiempo. Los posibles precipitados de fosfato y calcio son los que aparecen en la tabla 1.6.

Según la ley de Ostwald, los compuestos termodinámicamente más inestables precipitan primero. En un estudio cinético de la precipitación de soluciones sobresaturadas de fosfato cálcico, se analiza la formación de tres fosfatos cálcicos cristalinos (DCPD, OCP, HAP), y el fosfato cálcico amorfo (ACP). Se observa que la formación de HAP siempre va precedida de

uno o varios precursores y que la formación homogénea de HAP nunca aparece en soluciones poco concentradas. La secuencia de precipitación (tabla 1.7) viene determinada por la solubilidad relativa de cada fase sólida a un pH y temperatura fijos (Van Kemenade & Bruyn, 1987).

Fosfato de calcio	Fórmula química	Ca/P (molar)	pK <sub>s</sub> (25 °C)
Brusita (DCPD)	CaHPO <sub>4</sub> · 2H <sub>2</sub> O	1.00	6.60 (Stumm y Morgan, 1996)
Monetita (DCPA)	CaHPO <sub>4</sub>	1.00	6.60 (Murray y May, 1996)
Fosfato octacálcico (OCP)	Ca <sub>4</sub> H(PO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> · 2,5H <sub>2</sub> O	1.33	46.90 (Stumm y Morgan, 1996)
Fosfato cálcico amorfo (ACP)	Ca <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> · xH <sub>2</sub> O	1.50	25.46 (Ferguson y McCarty, 1971)
Fosfato tricálcico (TCP)	Ca <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>	1.50	32.47 (Murray y May, 1996)
Hidroxiapatita (HAP)	Ca <sub>5</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> OH	1.67	57.80 (Ferguson y McCarty, 1971)
Hidroxifosfato dicálcico (HDP)	Ca <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> (OH) <sub>2</sub>	2.00	22.60 (Maurer y col., 1999)

**Tabla 1.6:** Precipitados de fósforo y calcio. Cuadro citados por (Barat, 2004).

pH	T <sup>a</sup> (°C)	Secuencia de precipitación
6.0	26	OCP > DCPD (>) HAP
6.7	26	DCPD = OCP > HAP
7.4	26	ACP > OCP > HAP
6.7	37	DCP > OCP > HAP

**Tabla 1.7:** Secuencia de precipitación de DCPD, OCP, ACP y HAP en función del pH y la temperatura (Van Kemenade & Bruyn, 1987).

La interacción de los iones magnesio en soluciones de calcio y fosfato tienen efectos sobre la formación de fosfatos de calcio. Se muestra que la formación de cristales de Brusita no se ve influido por la presencia de magnesio, mientras que el fosfato octacálcico se ve moderadamente afectado, y el hidroxiapatito se ve completamente inhibido (Salimi, Heughebaert, & Nancollas, 1985).

#### - **Carbonatos cálcicos**

El carbonato cálcico puede precipitarse en tres formas cristalinas diferentes: calcita, aragonito y vaterita. La especie que precipita depende de la temperatura, el grado de sobresaturación, la presencia de otros iones y de los procesos cristalización. La calcita es la forma termodinámicamente más estable (Musvoto, Ekama, Wentzel, & Loewenthal, 2000).

Parece ser que la precipitación de calcita CaCO<sub>3</sub> se ve afectada por la presencia de iones magnesio, hierro y compuestos orgánicos disueltos. Además se inhibe en presencia fosfatos ya que el fosfato es adsorbido sobre la calcita favoreciendo la precipitación de fosfatos cálcicos (Plant & House, 2002).

#### **Precipitados con Magnesio**

Los precipitados que pueden formarse de fosfato y magnesio son los que aparecen en la tabla 1.8:

Fosfato de magnesio	Fórmula química	pK <sub>s</sub> (25 °C)
Fosfato de magnesio y amonio (Estruvita o MAP)	MgNH <sub>4</sub> PO <sub>4</sub> · 6H <sub>2</sub> O	13.16 (Murray y May, 1996)
Hydrogenofosfato de magnesio trihidratado (Newberita)	MgHPO <sub>4</sub> · 3H <sub>2</sub> O	5.80 (Murray y May, 1996)
Trimagnesio de fosfato (Bobierrita)	Mg <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> · 8H <sub>2</sub> O	23.10 (Taylor y col., 1963)
Trimagnesio de fosfato	Mg <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> · 22H <sub>2</sub> O	25.20 (Taylor y col., 1963)

**Tabla 1.8:** Precipitados de fósforo y magnesio. Cuadro citado por (Musvoto, Wentzel, & Ekama, 2000).

Los diferentes precipitados de fosfato y magnesio precipitan a diferentes intervalos de pH. La estruvita precipita a pH entre 7 y 11, la newberita precipita a pH inferior a 6 y con concentraciones altas de magnesio y fosfato, y la bobierrita parece ser que no precipita en el rango de pH entre 6 y 9, (Musvoto, Wentzel, & Ekama, 2000).

El fosfato de amonio y magnesio, o estruvita, es el precipitado que más se ha estudiado ya que además de ser el más importante entre los precipitados de las depuradoras, también es responsable de la formación de cálculos renales en el ser humano y en los animales.

### 1.9.2. La precipitación de fósforo inducida biológicamente

En los procesos biológicos de depuración, la actividad biológica modifica las condiciones de pH o de concentración de ciertos iones en determinadas condiciones, lo que puede influir en la precipitación química de los compuestos que antes se han explicado. Este tipo de precipitación influida por la actividad biológica se denomina precipitación inducida biológicamente. Este tipo de precipitación puede ocurrir tanto en la línea de aguas, con compuestos insolubles sobre los flóculos en forma de película, como en la línea de fangos, en especial en los procesos de digestión, donde la precipitación genera muchísimos problemas.

En lo referente a la precipitación de fósforo, Arvin señaló la existencia de dos mecanismos de precipitación de fósforo, un mecanismo biológico (que incluye el fósforo estructural de la biomasa y el almacenamiento de fosforo por las PAO) y otro químico (que incluye la precipitación macroscópica de cristales y la precipitación microscópica en forma de biopelícula sobre los flóculos) (Arvin., 1983, citado por (Barat, 2004)).

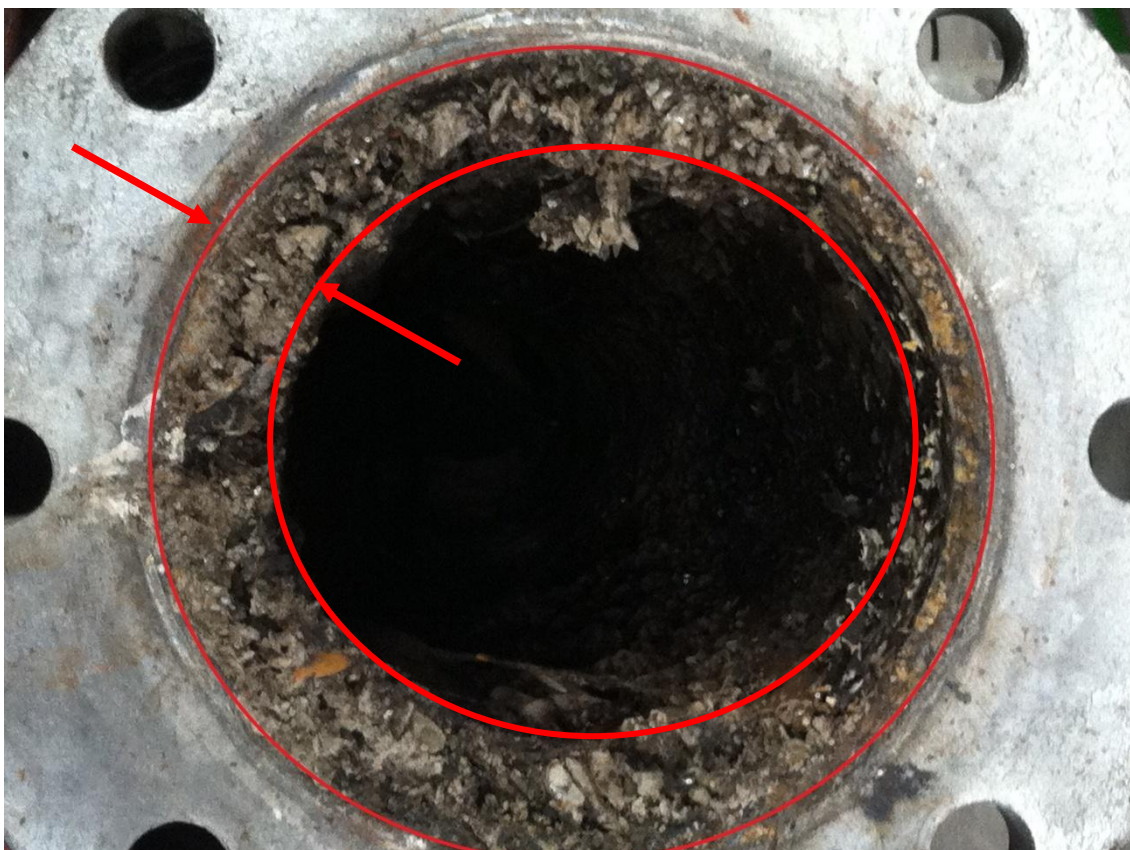
En las depuradoras con sistema EBPR, en la línea de aguas pueden darse las condiciones de precipitación inducida. En condiciones aerobias si el pH es adecuado pueden formarse microcristales de fosfato cálcico debido a que la suelta de fósforo por las PAO aumenta la concentración de fosfato en el medio (Carlsson, Aspegren, Lee, & Hilmer, 1997). En condiciones anaerobias la toma de fosfato modifica las condiciones de equilibrio y los precipitados sufren el proceso inverso de redisolución. En estas EDAR la eliminación neta de fósforo en la línea de aguas ocurre por el almacenamiento intracelular de fósforo en las bacterias PAO (precipitación biológica de fósforo) y no por precipitación química.

En las depuradoras de aguas residuales con sistemas EBPR, el uso de las bacterias PAO como vehículo para trasladar el fósforo desde la línea de aguas hasta la línea de fangos, y el manejo de las condiciones de suelta de fósforo permite la recuperación de ese fósforo. Ya se



ha visto en el apartado anterior que en las EDAR pueden formarse varios tipos de precipitados en función de las condiciones de pH, temperatura y el tipo y concentración de iones presentes.

Es en la línea de fangos donde la precipitación que lleva asociada la actividad biológica resulta especialmente importante. El fango puede ser tratado de muchas maneras, desde la digestión aerobia y anaerobia, hasta la incineración. La precipitación de fósforo ocurre sobre todo en los sistemas de digestión anaerobia de fangos, donde se dan las condiciones necesarias de pH, concentración de cationes metálicos y fosfatos para que se formen cristales de fosfatos cálcicos, estruvita y otros. Esta precipitación además lleva asociados graves problemas en conducciones y bombas, pudiendo llegar a obturarlas (figura 1.20).



**Figura 1.20:** Incrustaciones de estruvita en el interior de una conducción. EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz).

Los trabajos realizados sobre la problemática de la precipitación incontrolada de estruvita en las EDAR con eliminación biológica de fósforo muestran los puntos donde se precipita. Normalmente en las EDAR no hay problemas de precipitación en las conducciones de fango primario o en los espesadores de gravedad, donde se incrementan los ácidos grasos volátiles, fósforo, magnesio o amonio, por la descomposición de la materia orgánica. Tampoco aparecen problemas de precipitación en las conducciones de fango secundario, ni en los espesadores por flotación, donde sí aparece un importante incremento de fósforo en forma de fosfato por la suelta de fosfato de las bacterias PAO en condiciones de anaerobiosis y en presencia de AGV, ya que el pH es bajo y no se dan las condiciones para la precipitación. Sí aparecen problemas de precipitación en la digestión anaerobia y en las conducciones de fango digerido, hasta la deshidratación, debido a que las concentraciones de amonio, fosfato y

magnesio son suficientemente altas y el pH del medio asciende hasta 7.0/7.4. Así se describe en el caso práctico de la EDAR de Murcia Este (Barat, Bouzas, Martí, Ferrer, & Seco, 2009).

### **1.9.3. La cristalización de estruvita**

Se han realizado hasta la actualidad muchos estudios sobre la posibilidad de recuperar el fósforo en forma de estruvita en las depuradoras. La recuperación de este fósforo permitiría aliviar el estado de dependencia sin reservas de roca fosfática. Además de una fuente de recurso para la industria del fósforo, se puede aplicar directamente en agricultura como fertilizante fosforado y nitrogenado de liberación lenta, lo que favorece el máximo aprovechamiento por los cultivos y evita la rápida lixiviación de los nutrientes.

Las posibilidades tecnológicas para la recuperación son variadas, desde el intercambio iónico en filtros con matrices de carbón activo o arcillas, procesos de precipitación en tanque agitado, columnas aireadas o lecho fluidizado. Además cada proceso presenta su problemática propia en el control.

Es importante en el proceso el tiempo de cristalización, el pH y las concentraciones de los diferentes iones. En un estudio se trabajó con diferentes tiempos de cristalización, diferentes pH y diferentes ratios influentes de Mg/P, N/P, Ca/P, midiendo en un cristalizador el fósforo total y fosfato efluente, así como la precipitación y la recuperación de fósforo (Pastor, Mangin, Barat, & Seco, 2008). Los resultados mostraron que a pH entorno a 10 se obtienen mejores resultados que a pH más bajo. Los rangos más altos de Mg/P y N/P también favorecen mejores rendimientos, mientras que el tiempo de retención hidráulico no afecta tanto al rendimiento de precipitación, pero sí al tiempo de recuperación por decantación puesto que los cristales son más pequeños cuanto menor es el tiempo de retención.

Las condiciones de pH afectan por lo tanto al proceso, como se demostró tanto en el trabajo anterior como en otros. El control del pH se suele realizar con hidróxido sódico (NaOH) (Stratful, Scrimshaw, & Lester, 2001),  $Mg(OH)_2$  (Münch & Barr, 2001), o mediante control del equilibrio del sistema tampón del carbonato por arrastre de  $CO_2$ , (Battistoni, De Angelis, Pavan, Prisciandaro, & Cecchi, 2001).

Normalmente en el proceso de cristalización de estruvita, el ion que presenta más riesgo de no alcanzar la concentración suficiente es el ion magnesio. En ocasiones puede ser necesaria la adición de magnesio mediante una fuente externa.

En un estudio donde se investiga la utilización de la cristalización de estruvita (MAP) e hidroxiapatita (HAP) en lecho fluidizado como método de eliminación de fósforo de los sobrenadantes de la digestión anaerobia. Los resultados experimentales muestran a escala piloto unas eficiencias de eliminación de fósforo del orden del 80% (Battistoni, De Angelis, Pavan, Prisciandaro, & Cecchi, 2001).

### **Corrientes concentradas en fósforo**

Resulta especialmente relevante la configuración de la línea de fangos, en la recuperación de fósforo por cristalización de estruvita. En el cristalizador se pueden introducir corrientes provenientes de los espesadores, de un fermentador previo a la digestión, de los sobrenadantes del digestor secundario, incluso el rechazo de la deshidratación. Pero hay que tener en cuenta que la corriente de entrada al cristalizador influye mucho en la eficacia del proceso.

El espesado separado o conjunto del fango primario y secundario produce sobrenadantes con distintas composiciones. La eficacia del cristalizador no es la misma si se alimenta con el sobrenadante de la digestión, o se utiliza una mezcla del sobrenadante de la digestión y el sobrenadante del espesado conjunto del fango primario y secundario. (Pastor, Marti, Bouzas, & Seco, 2008).



## ***OBJETIVO***

---



## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GENERAL

El objetivo principal de este trabajo es definir una alternativa para implantar un sistema de recuperación de fósforo en la EDAR de Arazuri-Pamplona.

### 2.2. OBJETIVOS SECUNDARIOS

El objetivo principal de este trabajo se divide en varios objetivos secundarios:

- *Analizar los datos históricos analíticos y operacionales de la EDAR de Arazuri.*
- *Realizar las analíticas necesarias para caracterizar las corrientes de interés que permitan modelar la EDAR.*
- *Construir un modelo de la EDAR de Arazuri en DESASS.*
- *Calibrar el modelo utilizando los datos históricos y las analíticas realizadas.*
- *Comprobar mediante simulación que el modelo se ajusta al comportamiento de la EDAR de Arazuri-Pamplona en condiciones de operación estacionarias.*
- *Plantear alternativas para la obtención de una corriente rica en fósforo cuyo fin será la alimentación de un cristalizador.*
- *Evaluar mediante simulación las alternativas.*
- *Elegir la alternativa más ventajosa en base a la aplicación futura.*

### 2.3. ALCANCE

El presente trabajo está enmarcado en el desarrollo de fuentes alternativas de fósforo, dentro de las políticas de la Unión Europea para la mitigación de la situación de dependencia respecto a este recurso imprescindible para la seguridad alimentaria. En este marco se prevé la implantación de un sistema de recuperación de fósforo en la EDAR de Arazuri-Pamplona. Está previsto en el medio plazo y se realizará en varias fases. Este trabajo abarca las dos primeras fases:

- *Análisis de la situación de partida.*
- *Análisis mediante simulación de alternativas para la recuperación de fósforo.*
- *Evaluación de la alternativa elegida mediante planta piloto.*
- *Implantación del sistema de recuperación de fósforo.*





## ***MATERIAL Y MÉTODO***

---



### 3. MATERIAL Y MÉTODO

Para poder alcanzar el objetivo de este trabajo, es necesario primero conocer el influente a la EDAR y construir un modelo en el programa DESASS que esté bien ajustado y calibrado, de modo que permita mediante simulación obtener resultados lo más aproximados posible a los obtenidos en operación. Utilizando como base el modelo base se desarrollarán alternativas para obtener una corriente rica en fósforo que sea susceptible de alimentar un cristalizador.

#### 3.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA INFLUENTE

Para modelar y representar los procesos que tienen lugar en una EDAR, el modelo BNRM2 (incluido en el DESASS) utiliza componentes y ecuaciones matemáticas de procesos de transformación. Sin embargo, para poder aplicar una resolución del modelo matemático necesita unas condiciones de contorno y condiciones iniciales. Los datos iniciales necesarios se proveen mediante la caracterización del caudal influente a la EDAR y la definición de los elementos del modelo.

Para introducir en DESASS los datos obtenidos en la caracterización lo primero se selecciona de la barra de herramientas del programa el botón “Unir elementos...” donde se selecciona la “Entrada de Agua” al primero de los elementos del modelo que se va a construir. Se debe abrir la ventana de caracterización de la corriente de entrada en el lugar donde indica la flecha roja sobre la figura 3.1. Los parámetros necesarios para poder caracterizar el agua influente aparecen en la figura 3.2.

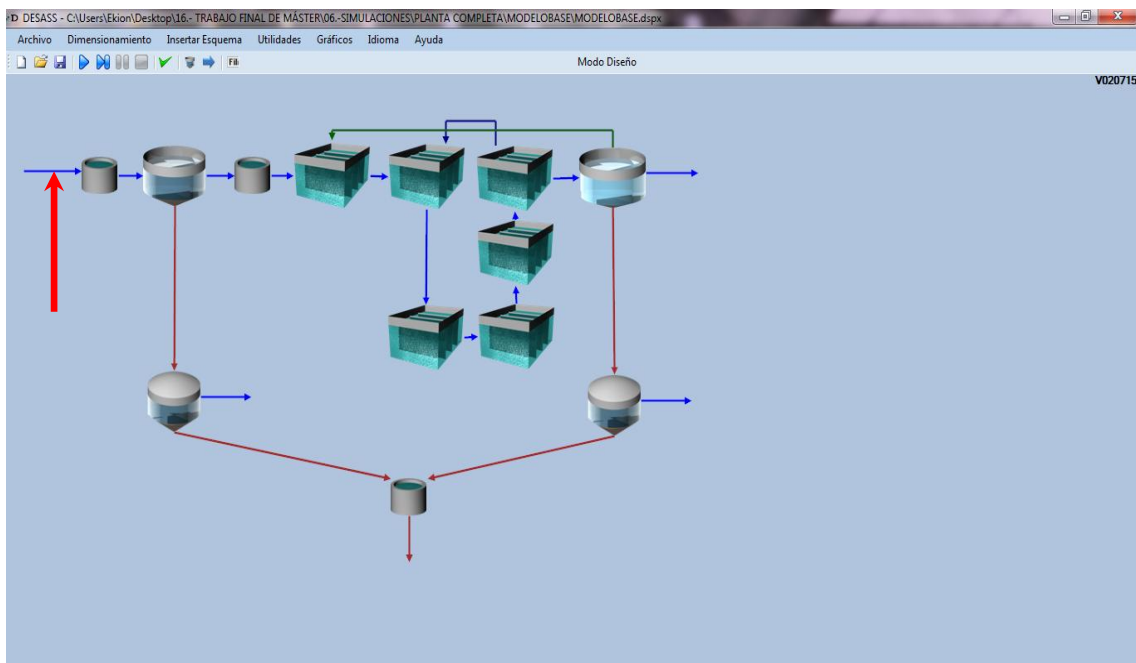


Figura 3.1: Corriente de entrada que es necesario caracterizar en DESASS.

Figura 3.2: Ventana de entrada de datos para la Caracterización de la corriente de entrada.

### 3.1.1. Problemática previa a la caracterización

#### Puntos de muestreo en la EDAR y necesidades de información en DESASS

La utilización del simulador DESASS en este trabajo presenta un problema importante. El simulador realiza las simulaciones partiendo de la entrada a la decantación primaria (no tiene en cuenta el pretratamiento). En la EDAR de Arazuri los puntos de control analítico y paramétrico para los que están disponibles los registros históricos (Datos del Departamento de Calidad de NILSA en la EDAR) son los siguientes:

- 1) Colector general de la EDAR de Arazuri: Agua bruta.
- 2) Canal de entrada a biológico: Agua decantada.
- 3) Colector de salida: Agua efluente.
- 4) Parte final de los reactores biológicos: Licor mixto.
- 5) Fangos: Fango primario, recirculación (fango secundario), fango espesado, fango flotado, fango digestión, fango deshidratado.
- 6) Otras corrientes de agua: Clarificados de centrífuga.
- 7) Digestores primarios y digestor secundario.
- 8) Fango después de deshidratación.

No existe ningún punto de control analítico entre el pretratamiento y la decantación primaria, lo que genera incongruencias analíticas entre los datos disponibles del colector de entrada y el punto de referencia que utiliza el simulador para comenzar los cálculos, situado después del pretratamiento.

Varios análisis realizados simultáneamente en la entrada a planta y en la entrada a decantación primaria muestran desviaciones en varios parámetros. La aplicación del balance de sólidos en la decantación primaria muestra también discrepancias.

Estas diferencias se explican por la existencia en el pretratamiento de 4 tamices con luz de paso de 2 mm seguidos de tres desarenadores, en los que se elimina una parte de los sólidos suspendidos del agua bruta. Según la bibliografía, los sólidos de tamaño  $> \varnothing 0.2$  mm pueden reducirse en un 90-98%, tamaños más pequeños  $> \varnothing 0.15$  mm se reducen el 60-70% y tamaños  $> \varnothing 0.1$  mm pueden reducirse el 40%.

La aplicación de un factor de corrección del **20%** para la reducción de sólidos suspendidos permite cumplir con el balance de sólidos en decantación primaria además de aproximarse a los valores analíticos de la corriente de entrada a decantación. La reducción del 20% de sólidos será aplicable además de al parámetro de sólidos suspendidos (tabla 3.1) a todas las fracciones particuladas de las analíticas del agua bruta.

<i>AGUA BRUTA</i>	SS	249.28
	%SSV	95.70
<i>20%reducción particulada</i>	SS	<b>199.42</b>
	%SSV	95.70

**Tabla 3.1:** Corrección de reducción del 20% de sólidos suspendidos.

### **Analíticos 1: Relación DBO al 5º día y la DBO límite.**

En la EDAR de Arazuri las mediciones de DBO se realizan al 5º día, mientras que el simulador DESASS utiliza los datos de DBO límite. La relación entre un valor y otro se puede determinar experimentalmente y depende de las características propias de la materia orgánica y su resistencia para ser degradada por los microorganismos. Actualmente el propio simulador en la ventana de caracterización permite introducir los datos de la medición al 5º día y la misma aplicación realiza la conversión.

El factor de corrección utilizado por el simulador es 0.77, mientras que el propio Departamento de Calidad de la EDAR tiene evaluado el valor de la relación  $DBO_5/DBO_{LIM}$  en 0.69, que será el que introduciremos en el DESASS.

### **Analíticos 2: Fracción soluble de la DQO y la DBO.**

En la EDAR de Arazuri la analítica de la DQO y la DBO se realiza diariamente, mientras que la fracción filtrada se analiza con una frecuencia semanal (tabla 3.2). Según DESASS, la fracción de DQO soluble en un agua residual urbana típica es de 40%. Los datos analíticos del periodo elegido ofrecen un valor de 38.87%. De la misma manera, el valor para la fracción soluble de la DBO en el mismo periodo es del 50.16%.

<i>DQO</i>	<i>DQO Filtrado</i>	<i>%Sol</i>	<i>DBO</i>	<i>DBO Filtrado</i>	<i>%Sol</i>
705	266	37.73%	398	207	52.01%
714	279	39.08%	368	147	39.95%
780	319	40.90%	495	259	52.32%
839	261	31.11%	409	193	47.19%
446	192	43.05%	223	126	56.50%
592	196	33.11%	237	95	40.08%
735	299	40.68%	391	181	46.29%
739	272	36.81%	347	179	51.59%
-	-	-	355	200	56.34%
665	315	47.37%	376	223	59.31%
690.6	266.6	<b>38.87%</b>	359.9	181.0	<b>50.16%</b>

**Tabla 3.2:** Datos correspondientes a los días en los que hay datos sobre DQO y DBO del agua bruta y del filtrado. Fracciones solubles de DQO y DBO<sub>5</sub> respectivamente.

La determinación de la fracción soluble permite realizar el cálculo de la fracción particulada, suponiendo una reducción del 20% de la reducción particulada, se pueden obtener los valores de DQO y DBO de entrada a decantación que se ha utilizado para la caracterización del agua de entrada en el simulador DESASS (tabla 3.3). Las fracciones solubles toman mayor relevancia sobre los valores de la DQO y la DBO totales puesto que no se ven reducidas.

<b>AGUA BRUTA</b>	<i>DQO TOTAL</i>	671.98	<b>AGUA BRUTA</b>	<i>DBO TOTAL</i>	380.45
	<i>DQO SOLUBLE</i>	261.20		<i>DBO SOLUBLE</i>	190.82
	<i>DQO PARTICULADA</i>	410.79		<i>DBO PARTICULADA</i>	189.62
<b>20% reducción particulada</b>	<i>DQO TOTAL</i>	<b>589.82</b>	<b>20% reducción particulada</b>	<i>DBO TOTAL</i>	<b>342.52</b>
	<i>DQO SOLUBLE</i>	261.20		<i>DBO SOLUBLE</i>	190.82
	<i>DQO PARTICULADA</i>	328.63		<i>DBO PARTICULADA</i>	151.70
	<i>% SOL</i>	<b>44.28%</b>		<i>% SOL</i>	<b>55.71%</b>

**Tabla 3.3:** Datos correspondientes al agua bruta durante el periodo de estudio, y el cálculo de la reducción del 20% aplicada a las fracciones particuladas de DQO y DBO. Porcentajes de fracción soluble corregidos.

### **Analíticos 3: Relación AGV y DBO<sub>5</sub> soluble**

El simulador DESASS requiere para la caracterización del agua influente la determinación del parámetro Ácidos Grasos Volátiles (AGV). Sin embargo este parámetro no se encuentra en el perfil de analíticos que se miden en el agua bruta de entrada a la EDAR de Arazuri.

Los AGV engloban los ácidos: acético, propiónico, butírico, isobutírico, valérico e isovalérico. Se asume que los AGV son una fracción más o menos constante de la DBO<sub>5</sub> soluble. Utilizando los datos analíticos obtenidos tanto en este trabajo como en otro trabajo en el que se requirió la determinación de los AGV en el agua influente, se establece una relación entre AGV y DBO<sub>5</sub> soluble de 0.59 (tabla 3.4).

Esta relación nos permite obtener el dato de AGV estimado para los datos del periodo de estudio, que da un valor calculado de 105.55 mgHAc/l.

<i>DBO</i> <i>mg O<sub>2</sub>/l</i>	<i>DBO Filt</i> <i>mg O<sub>2</sub>/l</i>	<i>%Sol</i> <i>%</i>	<i>AGV A</i> <i>mg Ac/l</i>	<i>AGV A</i> <i>mg O<sub>2</sub>/l</i>	<i>AGV/DBO</i> <i>-</i>
289.00	145.28	50.27%	42.00	44.80	0.31
415.00	208.63	50.27%	87.00	92.80	0.44
334.00	167.91	50.27%	124.00	132.27	0.79
339.00	214.00	63.13%	106.10	113.17	0.53
255.00	142.00	55.69%	59.20	63.15	0.44
165.00	81.00	49.09%	59.80	63.79	0.79
133.00	82.00	61.65%	57.52	61.35	0.75
412.00	294.00	71.36%	120.00	128.00	0.44
191.00	116.00	60.73%	51.60	55.04	0.47
359.00	212.00	59.05%	110.00	117.33	0.55
377.00	128.00	33.95%	99.40	106.03	0.83
348.00	145.00	41.67%	61.60	65.71	0.45
273.00	79.17	29.00%	48.80	52.05	0.66
392.00	189.00	48.21%	82.96	88.49	0.47
390.00	113.10	29.00%	88.70	94.61	0.84
422.00	122.38	29.00%	80.20	85.55	0.70
404.00	183.00	45.30%	98.00	104.53	0.57
323.41	154.26	48.69%	80.99	86.39	<b>0.59</b>

**Tabla 3.4:** Datos correspondientes a los días en los que hay datos sobre DBO, DBO filtrada y AGV del agua bruta.

#### **Analíticos 4: Fracción soluble del N y el P**

Según las relaciones que contempla DESASS para un agua típica, la fracción soluble del nitrógeno total es del 82%, ya que la relación entre  $N_{SOL}/N_{TOTAL}$  es de 0.82. En este trabajo existe la dificultad de que únicamente hay datos sobre N-NH<sub>4</sub> y NKT (datos diarios) y N-NO<sub>3</sub> y N-NO<sub>2</sub> (datos semanales), con ausencia de datos sobre nitrógeno total en la entrada.

<i>NKT</i>	<i>NKT Filt</i>	<i>N-NH3</i>	<i>N-org</i>	<i>N-org Part</i>	<i>N-org Sol</i>
33.79	27.03	16.70	17.09	6.76	10.33
47.92	38.34	29.40	18.52	9.58	8.94
48.12	38.50	31.70	16.42	9.62	6.80
43.11	34.49	27.18	15.93	8.62	7.31
41.68	33.34	24.42	17.26	8.34	8.92
32.16	25.73	20.32	11.84	6.43	5.41
27.71	22.17	15.97	11.74	5.54	6.20
34.28	27.42	18.43	15.85	6.86	8.99
47.23	37.78	26.31	20.92	9.45	11.47
51.52	41.22	31.63	19.89	10.30	9.59
56.13	44.90	33.92	22.21	11.23	10.98
52.10	41.68	33.09	19.01	10.42	8.59
50.99	40.79	30.81	20.18	10.20	9.98
53.83	43.06	33.42	20.41	10.77	9.64
53.11	42.49	33.22	19.89	10.62	9.27
48.78	39.02	29.77	19.01	9.76	9.25
50.12	40.10	29.51	20.61	10.02	10.59
<b>45.45</b>	<b>36.36</b>	<b>27.40</b>	<b>18.05</b>	<b>9.09</b>	<b>8.96</b>

**Tabla 3.5:** Cálculo de la fracción particulada del N-orgánico.

Para solucionar este problema se han realizado varias analíticas para determinar el valor de NKT y NKT soluble. Sabiendo que el NKT está compuesto por N-amoniaco y N-orgánico y que, a su vez, el N-orgánico tiene una fracción particulada y otra soluble. La fracción particulada del N-orgánico se ha determinado por diferencia entre el NKT y el NKT soluble y la fracción soluble por diferencia respecto al N-orgánico total (tabla 3.5).

Aplicando la fracción particulada del nitrógeno orgánico obtenida a los datos del periodo de estudio se puede calcular la fracción particulada del NKT y también del  $N_{TOTAL}$  (tabla 3.6). Como resultado de calcular la fracción particulada del NKT del agua bruta, y la posterior corrección de reducción del 20% de esa misma fracción, se obtienen los datos de entrada a decantación primaria, que ajustan bastante bien con los datos obtenidos analíticamente en ese punto. El cálculo de la fracción soluble del nitrógeno total ha dado como resultado un porcentaje de 83.91%, muy similar al propuesto por el propio simulador.

AGUA BRUTA		20% FRACC. PARTIC.	
NKT	46.53	NKT	44.68
N-NH3	28.10	N-NH3	28.10
N-org	18.43	N-org	16.57
N-org Sol	9.15	N-org Sol	9.15
N-org Part	9.28	N-org Part	7.43
NO <sub>3</sub>	1.47	NO <sub>3</sub>	1.47
NT	48.01	NT	<b>46.15</b>
NTSOL	38.72	NTSOL	38.72
NTPART	9.28	NTPART	7.43
%SOL	<b>80.66%</b>	%SOL	<b>83.91%</b>

**Tabla 3.6:** Cálculo del  $N_{TOTAL}$ , y de la reducción de la fracción particulada y cálculo de la fracción soluble resultante.

Para el caso del fósforo, las relaciones que contempla DESASS para un agua típica, la fracción soluble del fósforo total es del 64%, ya que la relación entre  $P_{SOL}/P_{TOTAL}$  es de 0.64. No existen en la depuradora datos sobre fracción soluble de fósforo total para el agua de entrada a la EDAR. Se ha realizado una serie de mediciones en el canal de entrada a decantación mediante el cual se ha obtenido un valor de la fracción soluble del 67.42%, muy parecido al propuesto por el propio DESASS. Además, conociendo el valor del  $P_{TOTAL}$  en el agua de entrada a la EDAR, la reducción del 20% de la fracción particulada y la fracción de fósforo soluble se puede obtener el valor del  $P_{TOTAL}$  a la entrada de decantación primaria (tabla 3.7).

AGUA BRUTA		20% FRACC. PARTIC.	
P total	6.31	P total	<b>5.84</b>
P soluble	3.94	P soluble	3.94
P particulado	2.38	P particulado	1.90
% SOL	62.34%	% SOL	<b>67.42%</b>

**Tabla 3.7:** Cálculo del  $P_{TOTAL}$  y de la reducción de la fracción particulada y cálculo de la fracción soluble resultante.



### Analíticos 5: Relación de PO<sub>4</sub> y P<sub>T</sub> soluble

Suponemos que todo el fósforo soluble y fosfato que tiene el agua desbastada es el mismo que en el agua bruta. Determinamos la relación que hay de fosfato y fósforo total soluble y vemos que es de 0,73 (tabla 3.8). Según el simulador, la relación típica es de 0,63. En nuestro caso, para el agua bruta tomaremos por lo tanto el resultado obtenido experimentalmente de 0,73.

P <sub>SOLUBLE</sub>	P-PO <sub>4</sub>	P <sub>SOL</sub> /PO <sub>4</sub>
3.36	3.00	0.89
4.45	2.33	0.52
3.23	3.11	0.96
3.27	3.32	1.00
4.02	3.31	0.82
-	3.58	-
4.02	3.47	0.86
3.82	-	-
4.87	-	-
5.52	2.68	0.49
6.75	1.89	0.28
		<b>0.73</b>

**Tabla 3.8:** Cálculo de la relación entre el P<sub>SOLUBLE</sub> y el fosfato.

Con los datos de P<sub>TOTAL</sub> y el porcentaje de soluble, así como con la relación entre el fósforo soluble y los fosfatos, se obtiene el valor de fosfato estimado para el periodo de estudio. El valor estimado de fosfato es de 2.87 mg P/l.

### Analíticos 6: Alcalinidad

En la EDAR no se mide normalmente la alcalinidad en la corriente de entrada a planta (agua bruta). La alcalinidad es importante para tamponar procesos que acidifican el medio, como la nitrificación o los procesos de digestión anaerobia. Para valorar si es un factor limitante se han realizado varias analíticas de agua tanto bruta como de agua desbastada, cuyos resultados dan como valor de alcalinidad orientativo 326 mg CaCO<sub>3</sub>/l.

#### 3.1.2. Caracterización de la corriente de entrada

Los datos operativos y analíticos ofrecidos por la EDAR de Arazuri, tras ser seleccionados y tratados se procede a introducirlos en el modelo mediante las ventanas correspondientes de introducción.

En la flecha de agua de entrada se introducen los parámetros de Temperatura media del periodo de estudio, caudal medio diario, los factores punta de caudal y contaminación y el pH (figura 3.3).

Los datos analíticos se introducen en la ventana correspondiente a las cargas, en la pestaña inferior seleccionando la casilla “con datos analíticos” (figura 3.4).

Entrada Decantador Primario

Dotaciones y Temperatura | Cargas | Sedimentabilidad | Precipitados

Aceptar  
Cancelar

	Temperatura (°C)	
	Invierno	Verano
	16.58	16.58
	Caudales	
	Invierno	Verano
Caudal(m3/dia)	78608.50	78608.50
Qpunta/Qmedio	2.47	2.47
Qpluvial/Qpunta	2.00	2.00
Contaminación Punta	1.5	1.5
pH	7.37	7.37

Verano = Invierno

Datos Iniciales:  Invierno  Verano

Solución a utilizar:  Última  Estacionaria

Figura 3.3: Ventana de caracterización del agua influente en DESASS.

Datos Analíticos Entrada Nudo 1

Datos Analíticos (mg/l)

Aceptar  
Cancelar

**DQO**

DQO 589.8 mgDQO/l    %Sol 44.2 %    DQOsol 260.7 mgDQO/l

**DBO**

DBO5 342.5 mgDBO/l    %Sol 55.7 %    DBO5sol 190.8 mgDBO/l

DBOlim 456.7 mgDBO/l    %Sol 47 %    DBOlim sol 214.6 mgDBO/l

**SST**

SST 199.4 mg/l    %SSV 95.7 %    SSV 190.8 mg/l

**Nitrógeno**

Ntot 46.2 mgN/l    %Sol 83.9 %    Ntot S 38.8 mgN/l

NH4 28.1 mgN/l    NO3 1.5 mgN/l    Ntot Sp 7.4 mgN/l

**Fosforo**

Ptot 5.8 mgP/l    %Sol 67.4 %    Ptot S 3.9 mgP/l

PO4 2.9 mgP/l

Alcalinid. 326 mgHCO3/l

pH 7.5

AGV 105.6 mgHAc/l

Calcular    Relaciones    Borrar

Figura 3.4: Ventana de caracterización del agua influente en DESASS.

### 3.2. MODELO BASE

La modelación matemática de la depuración permite diseñar soluciones técnicas a ciertos problemas mediante ensayos por simulación. Pero, para que las soluciones propuestas sean fiables, el modelo informático debe ser fiel a las instalaciones y debe ser capaz de generar resultados de depuración similares a los obtenidos operativamente.

Así, en la construcción del modelo informático, los objetivos generales han sido:

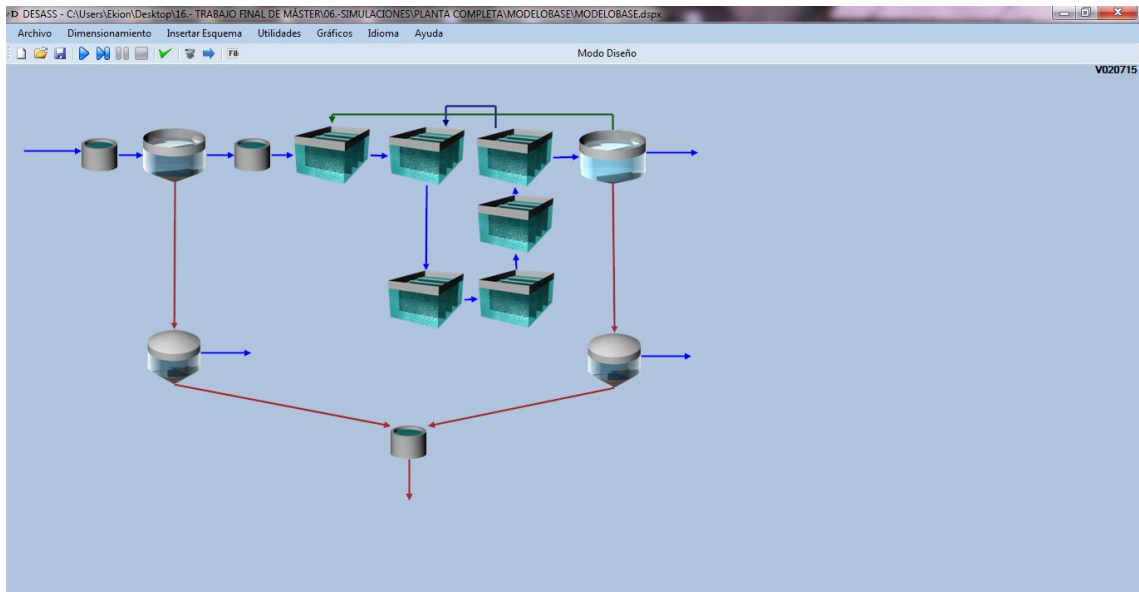
- *Generar un esquema lo suficientemente robusto que permita la simulación de todas las situaciones operativas que se dan en la EDAR, como la parada o la puesta en marcha de las diferentes unidades (sedimentadores, espesadores o reactores biológicos). Incluso el diseño de soluciones mediante la incorporación de unidades que no existen en la EDAR.*
- *Asegurar la fiabilidad del modelo mediante un proceso de calibración (apartado 3.3), que adapte los parámetros de ese esquema, de tal modo que se puedan alcanzar mediante simulación informática los mismos resultados obtenidos en el proceso operativo de depuración.*

En este trabajo se ha construido el modelo informático de la depuradora de Arazuri-Pamplona (figura 3.5) que atiende la depuración de 750.000 habitantes equivalentes de la Cuenca de Pamplona.



**Figura 3.5:** Imagen aérea de la EDAR de Arazuri-Pamplona (Imagen de Google Maps).

Para construir el modelo informático y realizar las simulaciones se ha utilizado la herramienta informática DESASS, en el que se han introducido los datos de diseño de la EDAR de Arazuri. El esquema general de la EDAR incluye los elementos de la línea de aguas y de la línea de fangos (esquema de la figura 3.6).



**Figura 3.6:** Esquema base de la EDAR de Arazuri-Pamplona desarrollado en DESASS.

En la línea de aguas, DESASS no contempla el pretratamiento como elemento de modelación y por lo tanto el elemento inicial para la línea de aguas ha sido la decantación primaria. Se ha incluido el tratamiento secundario con una serie de reactores biológicos en serie y la decantación secundaria, incluyendo la recirculación interna y externa de fango. Para simular la recirculación de rechazos de los espesadores y la deshidratación se han incluido algunos nodos a la entrada de decantación primaria y a la entrada del sistema biológico.

En la línea de fangos se han incluido; el espesado de fango primario por gravedad, la flotación del fango secundario (el programa lo simula igual que un espesador de gravedad) y una cámara de mezcla (modelada como un nodo). No se han incluido la digestión anaerobia, el digestor secundario y la deshidratación, porque en principio no influyen en la obtención de la corriente rica en fósforo que se busca.

### 3.2.1. Decantación primaria

La EDAR de Arazuri-Pamplona tiene 6 decantadores circulares de tipo DORR-OLIVER con extracción de fangos por rasqueta, purga temporizada por el fondo y arqueta de bombeo de espumas y sobrenadantes (figura 3.7).

Los parámetros de diseño de la decantación primaria que figuran en el “*Proyecto de Construcción de la EDAR de Arazuri*”, son los que aparecen en la tabla 3.9.



**Figura 3.7:** Decantador primario en la EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz).

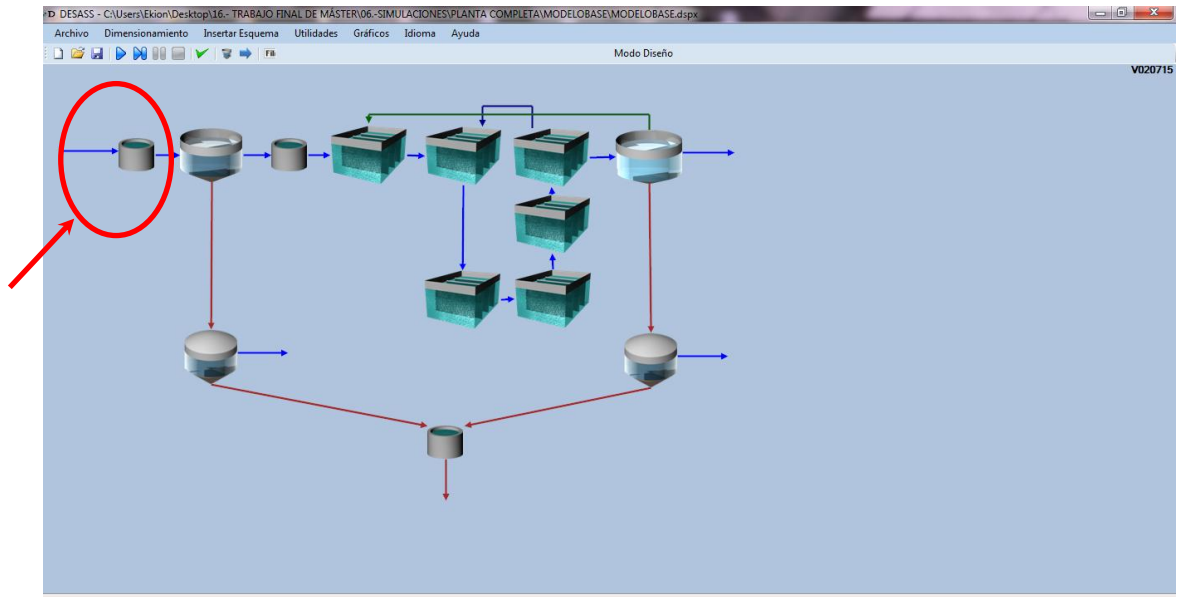
<b>DECANTACIÓN PRIMARIA</b>	<b>UNIDADES</b>	
<i>Unidades de decantación</i>	6	
<i>Diámetro interior</i>	39.00	m
<i>Calado (altura media)</i>	3.04	m
<i>Longitud unitaria de vertedero</i>	122.52	m
<i>Superficie unitaria de decantación</i>	1194.59	m <sup>2</sup>
<i>Volumen unitario de decantación</i>	3631.56	m <sup>3</sup>
<i>Caudal total de diseño</i>	1.50	m <sup>3</sup> · s <sup>-1</sup>
<i>Caudal total punta</i>	2.25	m <sup>3</sup> · s <sup>-1</sup>
<i>Caudal total máximo (lluvias)</i>	6.00	m <sup>3</sup> · s <sup>-1</sup>
<i>Tiempo de retención hidráulico de diseño</i>	4.04	h
<i>Tiempo de retención hidráulico punta</i>	2.69	h
<i>Carga sobre vertedero de diseño</i>	7.35	m <sup>3</sup> · m <sup>-1</sup> · h <sup>-1</sup>
<i>Carga sobre vertedero punta</i>	11.02	m <sup>3</sup> · m <sup>-1</sup> · h <sup>-1</sup>
<i>Carga hidráulica de diseño</i>	0.75	m <sup>3</sup> · m <sup>-2</sup> · h <sup>-1</sup>
<i>Carga hidráulica punta</i>	1.13	m <sup>3</sup> · m <sup>-2</sup> · h <sup>-1</sup>

**Tabla 3.9:** Datos de diseño de decantación primaria.

Utilizando los datos de diseño, se ha incluido en DESASS la decantación primaria seleccionando de la barra de herramientas el botón de “poner elementos...” y seleccionando “decantador primario”, tal como aparece en la figura 3.8.

Con un doble click sobre el icono del decantador primario se abre una ventana de diseño. En la pestaña de “Generales” se han seleccionado las pestañas de “Cálculo con parámetros de sedimentabilidad” y “Procesos biológicos” aunque no se ha considerado la elutriación de fangos. Las unidades en operación y los parámetros de extracción de fangos se han dejado para el ajuste posterior en la fase de de calibración del modelo. En la pestaña de geometría se ha seleccionado la pestaña “Diseño con forma prefijada”, mediante la cual se han introducido convenientemente los datos necesarios de dimensionamiento.





**Figura 3.8:** Decantación primaria en el modelo construido en DESASS.

### 3.2.2. Reactores de fangos activados

El tratamiento biológico de la EDAR de Arazuri-Pamplona consiste en 4 reactores biológicos independientes seguidos de la decantación secundaria. La configuración de cada uno de los reactores incluye un selector anaerobio con agitación mecánica, un volumen anóxico con agitación mecánica, un volumen facultativo con aireación por difusores de membrana y agitación mecánica, y un volumen aerobio con tres zonas independientes de aireación por difusores de membrana. En la figura 3.9 se aprecian tres de los cuatro reactores biológicos en funcionamiento, mientras que el cuarto está vacío y, aunque el selector tiene un tamaño reducido y es difícil de distinguir, se aprecian las zonas anóxica, facultativa y aerobia.



**Figura 3.9:** Imagen aérea de la EDAR de Arazuri-Pamplona (Imagen de Google Maps).

Igual que para la decantación primaria, los reactores biológicos se han incluido en DESASS seleccionando en el botón de “Poner elementos...” el elemento “Reactor de fangos”. Para poder simular la planta con mayor precisión se han incluido 6 reactores distintos, a cada uno de los cuales se les han asignado condiciones diferentes.

Los parámetros de diseño de los reactores biológicos que figuran en el “*Proyecto de Construcción de la EDAR de Arazuri*”, aparecen en la tabla 3.10.

<b>REACTORES BIOLÓGICOS</b>		<b>UNIDADES</b>
<i>Unidades</i>	4	
<i>Volumen unitario de reactor</i>	17060.40	$m^3$
<i>Caudal total de diseño</i>	1.50	$m^3 \cdot s^{-1}$
<i>Caudal total máximo (lluvias)</i>	4.00	$m^3 \cdot s^{-1}$
<b>SELECTOR</b>		<b>UNIDADES</b>
<i>Volumen unitario de selector</i>	655.80	$m^3$
<i>% de Volumen de selector sobre el total</i>	3.844	%
<i>Anchura</i>	21.00	<i>m</i>
<i>Longitud</i>	5.48	<i>m</i>
<i>Calado</i>	5.70	<i>m</i>
<b>VOLUMEN ZONA ANÓXICA</b>		<b>UNIDADES</b>
<i>Volumen unitario anóxico</i>	3605.50	$m^3$
<i>% de Volumen anóxico sobre el total</i>	21.134	%
<i>Anchura</i>	21.00	<i>m</i>
<i>Longitud</i>	30.12	<i>m</i>
<i>Calado</i>	5.70	<i>m</i>
<b>VOLUMEN ZONA FACULTATIVA</b>		<b>UNIDADES</b>
<i>Volumen unitario facultativo</i>	2561.60	$m^3$
<i>% de Volumen facultativo sobre el total</i>	15.015	%
<i>Anchura</i>	21.00	<i>m</i>
<i>Longitud</i>	21.40	<i>m</i>
<i>Calado</i>	5.70	<i>m</i>
<b>VOLUMEN ZONA ÓXICA (AEROBIA)</b>		<b>UNIDADES</b>
<i>Volumen unitario aerobio</i>	10237.50	$m^3$
<i>% de Volumen aerobio sobre el total</i>	60.007	%
<i>Volumen zona óxica 1</i>	3412.5	$m^3$
<i>% de Volumen zona óxica 1 sobre el total</i>	20.002	%
<i>Volumen zona óxica 2</i>	3412.5	$m^3$
<i>% de Volumen zona óxica 2 sobre el total</i>	20.002	%
<i>Volumen zona óxica 3</i>	3412.5	$m^3$
<i>% de Volumen zona óxica 3 sobre el total</i>	20.002	%
<i>Anchura</i>	21.00	<i>m</i>
<i>Longitud</i>	85.53	<i>m</i>
<i>Calado</i>	5.70	<i>m</i>

**Tabla 3.10:** Datos de diseño de los reactores biológicos.

Para introducir los parámetros de diseño se ha abierto la ventana correspondiente a cada reactor. En la pestaña de “Generales” de todos los reactores se ha seleccionado la pestaña de “Criterio de diseño por tiempo retención celular”. No se ha definido el “Diseño con forma prefijada” ya que el modelo matemático del simulador considera mezcla completa e instantánea en cada reactor y la geometría no resulta determinante en este caso. Se ha seleccionado la pestaña “Sin condiciones previas”. La cantidad de líneas en funcionamiento es

un parámetro de operación y por consiguiente el volumen total de reactores en operación será un parámetro a ajustar. La casilla de TRC también es un parámetro de ajuste que se ha definido en el proceso de calibrado del modelo informático.

El primer reactor del modelo corresponde al volumen del selector, en la pestaña desplegable en la que se define el tipo de tanque se ha seleccionado “Tanque anaerobio”. En la pestaña “Geometría” se ha introducido la Relación  $V_{\text{REACTOR}}/V_{\text{TOTAL}}$  con un valor calculado de 0.03844.

El segundo reactor del esquema se corresponde con el volumen anóxico del reactor biológico. En la pestaña desplegable correspondiente al tipo de tanque se ha seleccionado “Tanque anóxico”, y en la casilla de Relación de  $V_{\text{REACTOR}}/V_{\text{TOTAL}}$  de la pestaña “Geometría” se ha introducido el valor de 0.21134.

El tercer reactor del esquema corresponde al volumen facultativo, por lo que la elección de tipo de tanque depende de que se esté operando como “Tanque anóxico” o como “Tanque óxico”, de modo que esta elección se ha dejado para el ajuste. En la pestaña “Geometría” se le ha dado el valor de 0.15015 a la casilla de  $V_{\text{REACTOR}}/V_{\text{TOTAL}}$ .

El volumen aerobio de cada reactor biológico está dividido en 3 zonas en las que se puede ajustar la consigna de oxígeno de manera independiente. La forma de simularlo es mediante 3 reactores en serie. Los tres se han definido como “Tanque óxico” en la pestaña desplegable del tipo de tanque asignándoles a los 2 primeros un valor a la casilla  $V_{\text{REACTOR}}/V_{\text{TOTAL}}$  de 0.20002 y al tercero 0.20003 (para que el volumen total de reactores sume 1). Las concentraciones de oxígeno son parámetros modificables y se han dejado para el ajuste del modelo.

Se ha incluido una corriente de recirculación desde el último reactor óxico al reactor anóxico (2º en el esquema) que simula la recirculación interna desde la zona óxica 3 del reactor biológico a la zona anóxica. El del caudal de recirculación es un parámetro de operación que se ha definido al realizar el ajuste del modelo, tal como aparece en la figura 3.10.

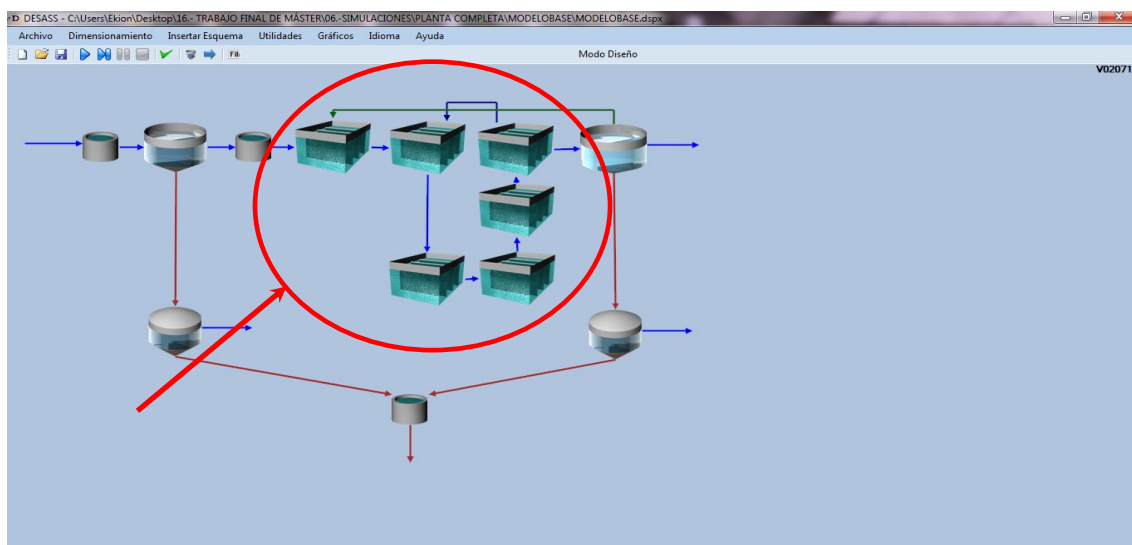


Figura 3.10: Reactores biológicos en el modelo construido en DESASS.



### 3.2.3. Decantación secundaria

La decantación secundaria de la EDAR de Arazuri-Pamplona consta de 6 decantadores circulares tipo DORR-OLIVER de 48 metros de diámetro interior con rompeolas (figura 3.11). La extracción de fango es mixta y se realiza mediante rasquetas de fondo en la corona exterior que empujan el fango hacia la corona interior, donde el fango se extrae mediante succión.



**Figura 3.11:** Decantador secundario de la EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz).

Los parámetros de diseño de la decantación secundaria que figuran en el “*Proyecto de Construcción de la EDAR de Arazuri*”, aparecen en la tabla 3.11.

DECANTACIÓN SECUNDARIA	UNIDADES
<i>Unidades de decantación</i>	6
<i>Diámetro interior</i>	48.00 m
<i>Calado (altura media)</i>	3.50 m
<i>Longitud unitaria de vertedero</i>	150.80 m
<i>Superficie unitaria de decantación</i>	1809.56 m <sup>2</sup>
<i>Volumen unitario de decantación</i>	6333.45 m <sup>3</sup>
<i>Caudal total de diseño</i>	1.50 m <sup>3</sup> · s <sup>-1</sup>
<i>Caudal total punta</i>	2.25 m <sup>3</sup> · s <sup>-1</sup>
<i>Caudal total máximo (lluvias)</i>	4.00 m <sup>3</sup> · s <sup>-1</sup>
<i>Tiempo de retención hidráulico de diseño</i>	7.04 h
<i>Tiempo de retención hidráulico punta</i>	4.69 h
<i>Carga sobre vertedero de diseño</i>	5.97 m <sup>3</sup> · m <sup>-1</sup> · h <sup>-1</sup>
<i>Carga sobre vertedero punta</i>	8.95 m <sup>3</sup> · m <sup>-1</sup> · h <sup>-1</sup>
<i>Carga hidráulica de diseño</i>	0.50 m <sup>3</sup> · m <sup>-2</sup> · h <sup>-1</sup>
<i>Carga hidráulica punta</i>	0.75 m <sup>3</sup> · m <sup>-2</sup> · h <sup>-1</sup>

**Tabla 3.11:** Datos de diseño de decantación secundaria.

Para incluir los decantadores secundarios en el esquema, del botón “Poner elementos...” de la barra de herramientas principal se ha seleccionado el decantador secundario como aparece en la figura 3.12. Al abrir la ventana de diseño, en la pestaña de

“Generales” se han seleccionado las casillas de “Cálculo con parámetros de sedimentabilidad” y “Procesos biológicos”, mientras que en la pestaña de “Geometría” se ha seleccionado la forma circular y se le han asignado los datos de diseño de la tabla anterior. Algunos elementos como los “Parámetros de sedimentación” se han modificado al ajustar el modelo.

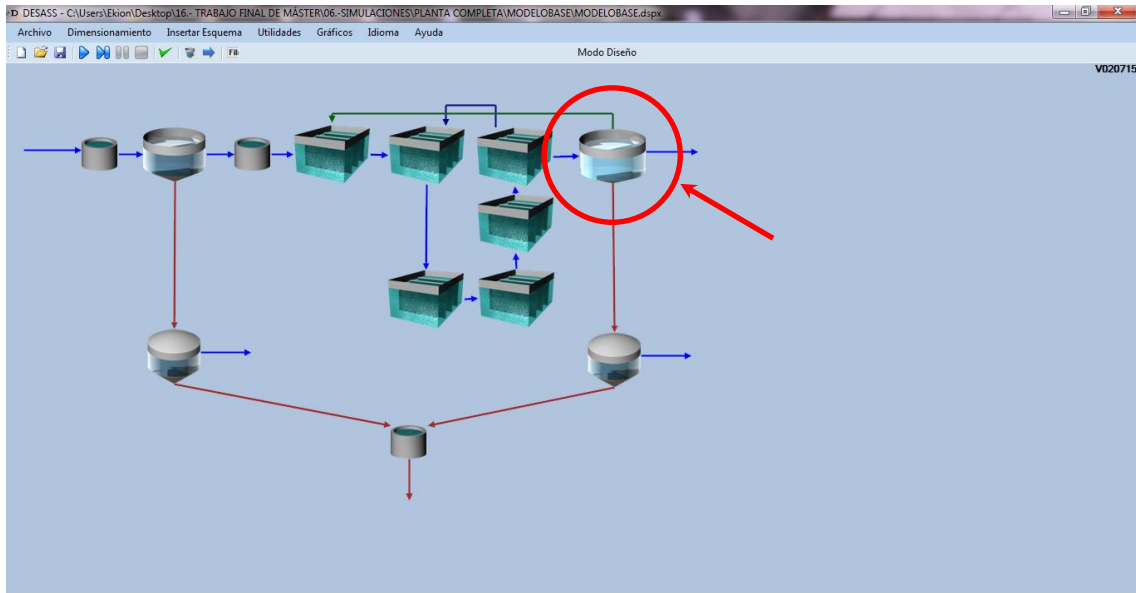


Figura 3.12: Decantación secundaria en el modelo construido en DESASS.

### 3.2.4. Espesado de fango primario

En la EDAR de Arazuri el espesamiento del fango primario se realiza por gravedad, con 3 espesadores tipo DENSLUDGE-A (figura 3.13) de 16 metros de diámetro interior con bombeo del fango espesado desde el fondo mediante 2 bombas de 12 m<sup>3</sup>/h de caudal unitario.

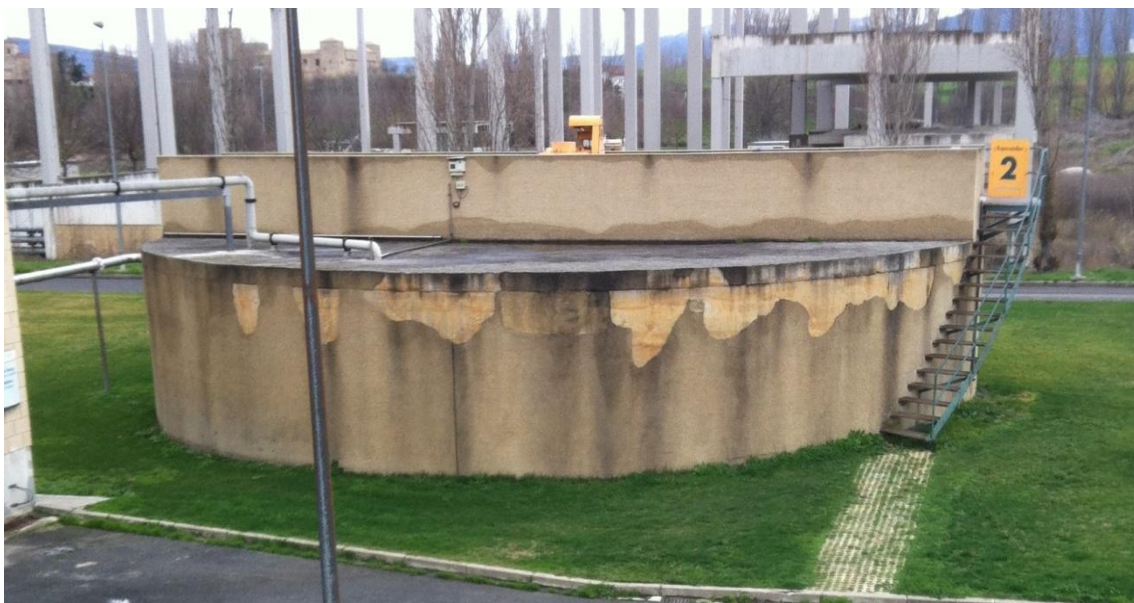


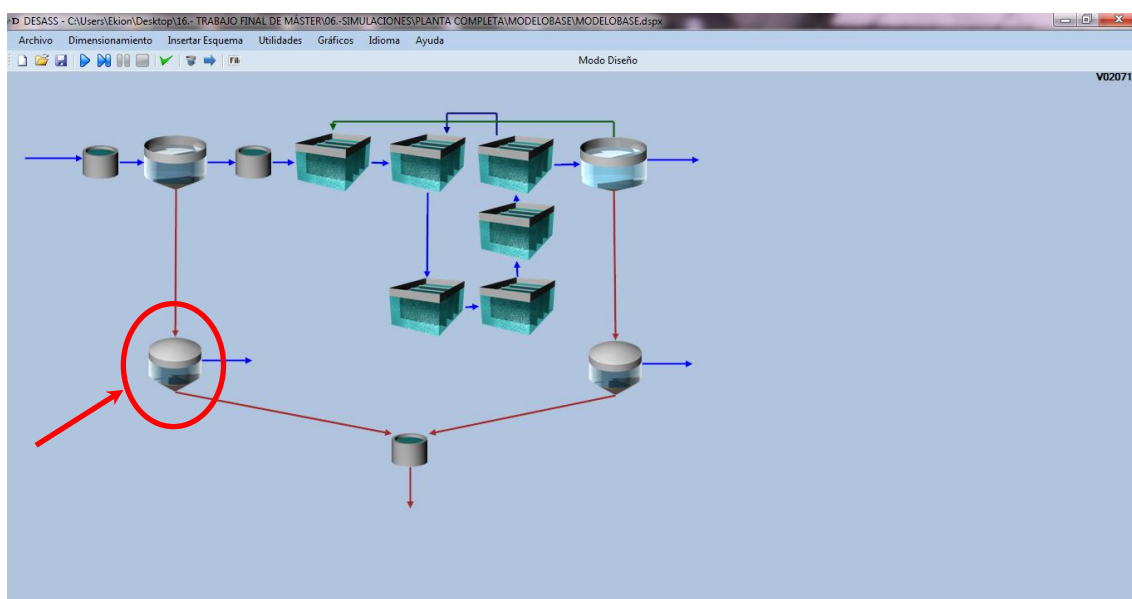
Figura 3.13: Espesador de fango primario de la EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz).

Los parámetros de diseño de los espesadores de gravedad que figuran en el “Proyecto de Construcción de la EDAR de Arazuri”, aparecen en la tabla 3.12.

ESPEADORES DE GRAVEDAD	UNIDADES
Unidades de espesado	3
Diámetro interior	16.00 m
Calado (altura media)	3.30 m
Longitud unitaria de vertedero	50.27 m
Volumen unitario	660.00 m <sup>3</sup>
Caudal unitario máximo	576.00 m <sup>3</sup> · día <sup>-1</sup>

**Tabla 3.12:** Datos de diseño de espesadores de gravedad.

Se ha incorporado la fase de espesado de fango primario en el modelo de DESASS seleccionando en la barra de herramientas, “Poner elementos...” el elemento “Espesador de Fangos” (figura 3.14). Las características básicas del elemento se han definido abriendo con doble click la ventana de diseño, donde se ha seleccionado la casilla “Procesos Biológicos” en la primera pestaña. Para dimensionar el elemento en la pestaña de “Geometría” se ha seleccionado la casilla “Diseño con forma prefijada” eligiendo la forma circular e introduciendo un diámetro de 16 y un calado de 3.30 m. El número de unidades en operación y el caudal de extracción son parámetros que se han utilizado en el ajuste del modelo.



**Figura 3.14:** Espesado de fango primario en el modelo construido en DESASS.

### 3.2.5. Espesado de fango secundario

En la EDAR de Arazuri el espesamiento del fango secundario se realiza por flotación, con 2 flotadores de 15 metros de diámetro, con bombeo de extracción de fango de 15 m<sup>3</sup>/h de caudal unitario y bombeo de agua clarificada de 227 m<sup>3</sup>/h de caudal unitario (figura 3.15). Las rasquetas superficiales de arrastre de fango flotado están accionadas con un motor equipado con variador de frecuencia.





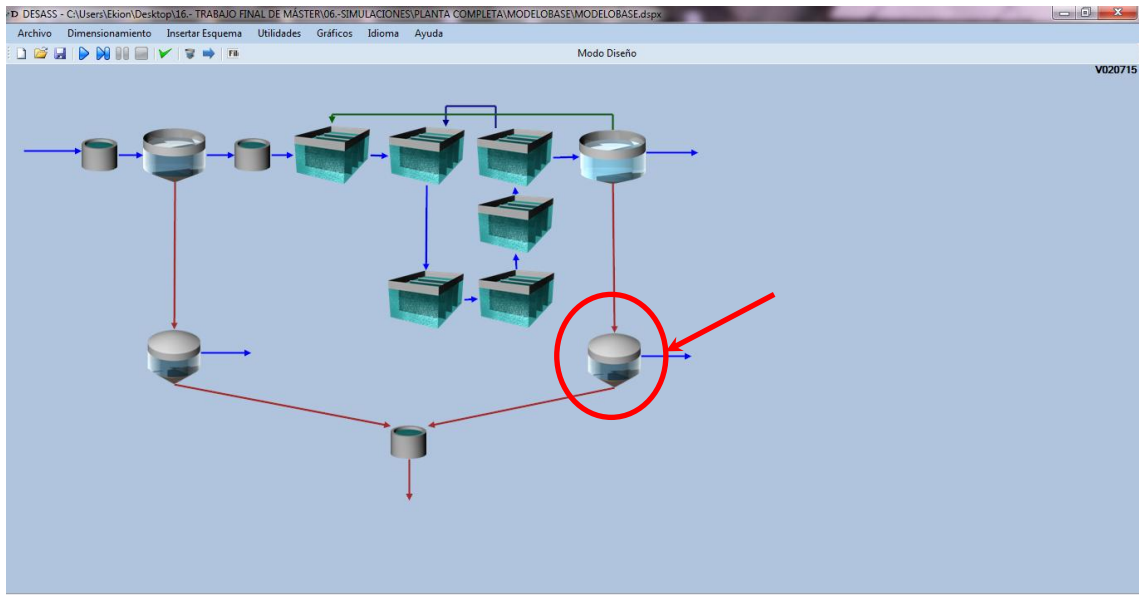
**Figura 3.15:** Espesado de fango secundario por flotación en la EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz).

Los parámetros de diseño de los espesadores por flotación (fango secundario) que figuran en el “*Proyecto de Construcción de la EDAR de Arazuri*”, aparecen en la tabla 3.13.

ESPESADORES POR FLOTACIÓN	UNIDADES
<i>Unidades de espesado</i>	2
<i>Diámetro interior</i>	15.00 m
<i>Calado (altura media)</i>	3.00 m
<i>Volumen unitario</i>	590.00 m <sup>3</sup>
<i>Caudal unitario máximo</i>	720.00 m <sup>3</sup> · día <sup>-1</sup>

**Tabla 3.13:** Datos de diseño de espesadores por flotación.

Para incluir el espesado del fango secundario en el modelo informático, se ha seleccionando en la barra de herramientas, “Poner elementos...” el elemento “Espesador de Fangos” (figura 3.16). DESSAS no modela el espesado por flotación, y el proceso debe ser modelado como un espesador por gravedad. En este caso en vez de utilizar el dimensionamiento de la pestaña de “Geometría”, lo que se ha hecho es seleccionar un caudal de purga de fango tal que la concentración del fango espesado similar a la obtenida en operación. Además del caudal de purga, el número de unidades es el otro parámetro que se ha utilizado en el ajuste del modelo. Igual que en el caso del espesador por gravedad se selecciona la casilla de “Procesos Biológicos” en la primera pestaña.



**Figura 3.16:** Espesado de fango secundario en el modelo construido en DESASS.

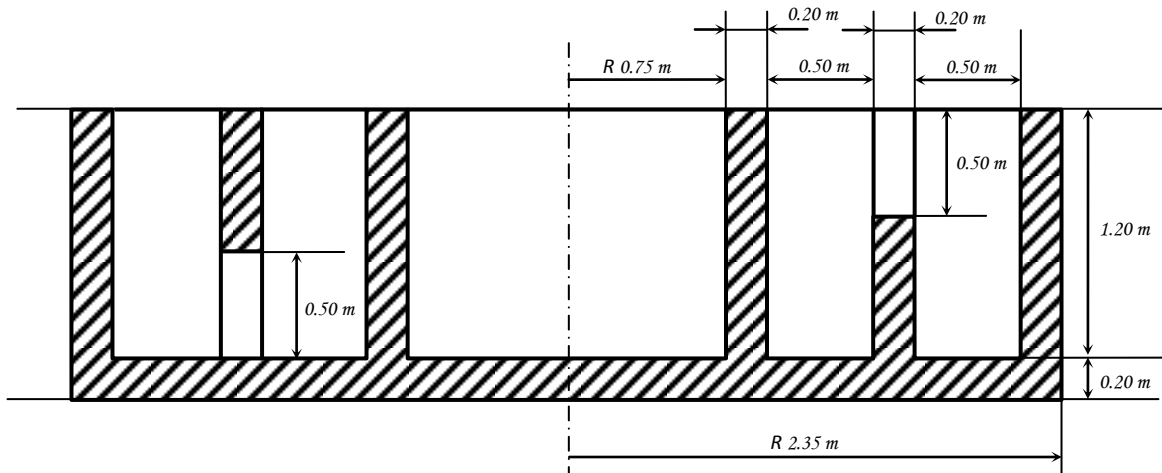
### 3.2.6. Cámara de mezcla de fango

El fango espesado en la EDAR de Arazuri se introduce en la torre de reparto, donde se mezcla en una pequeña cámara de mezcla (figura 3.17) equipada con un motor de agitación mecánica. En esta cámara de mezcla además de los fangos primarios y secundarios espesados, se mezclan los fangos de digestión extraídos, precalentados y reintroducidos a la digestión de nuevo. El fango mezclado se introduce en los digestores mediante tuberías por el sistema de vasos comunicantes, gracias a la altura de la cámara de mezcla de la torre de reparto.



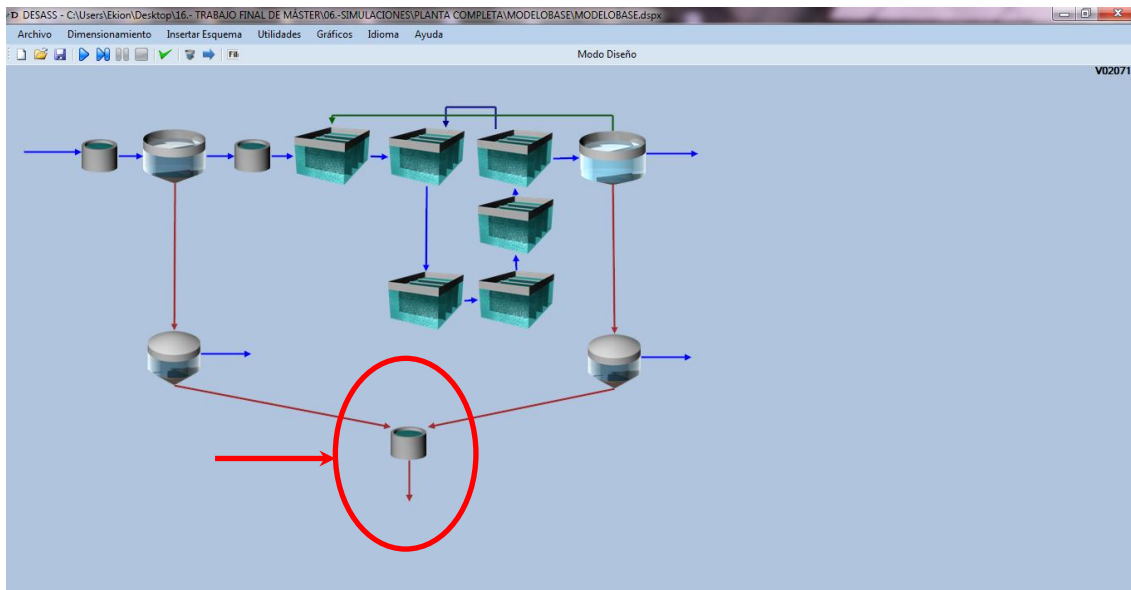
**Figura 3.17:** Cámara de mezcla de fango, entrada a digestión anaerobia de la EDAR de Arazuri (Fotografía de Mikel Sanz).

El volumen de la cámara de mezcla de fango a la entrada a digestión de la EDAR de Arazuri es pequeño, la mezcla del fango es eficaz gracias a su diseño, pero el tiempo de residencia es mínimo (no alcanza el minuto). Las dimensiones de la cámara de mezcla de fango son las que aparecen en el siguiente plano de perfil, con el que se ha podido obtener el cubicaje estimado en  $11.5 \text{ m}^3$  aproximadamente (figura 3.18).



**Figura 3.18:** Perfil de la cámara de mezcla de fangos a la entrada de digestión anaerobia en la EDAR de Arazuri (Datos del "Proyecto de Construcción de la EDAR de Arazuri").

Para los ensayos con el modelo base no se ha modelado la cámara de mezcla porque se ha considerado que los procesos que se producen en ella son irrelevantes, especialmente en lo que a la liberación de fósforo se refiere, como aparece en la figura 3.19. En este trabajo se han planteado algunas soluciones al problema de la estruvita en las que el tiempo de contacto del fango biológico con el fango primario es una variable determinante, pero debe superar un mínimo.



**Figura 3.19:** Cámara de mezcla en el modelo construido en DESASS.

### 3.3. CALIBRACIÓN DEL MODELO

Existen varios métodos para calibrar un modelo matemático (Durán, 2013).

*“ La aplicación de un modelo matemático para simular una determinada EDAR implica determinar los valores de los parámetros que intervienen en dicho modelo. (...) los modelos utilizados en tratamiento de aguas residuales se caracterizan por tener un número considerable de parámetros. (...)*

*Estos modelos se consideran sobreparametrizados con respecto al limitado número de variables que pueden ser medidos en una EDAR, lo que hace inviable calibrar experimentalmente la totalidad de parámetros. Por tanto, únicamente se calibrarán experimentalmente algunos de los parámetros y para el resto se asumen valores por defecto propuestos en la bibliografía”.*

La calibración debe basarse en parámetros fácilmente identificables, medibles y que tengan influencia en los procesos que se están modelando. La calibración requiere de los valores paramétricos que permitan que los resultados de la simulación ajusten con los datos observados experimentalmente. Para ello existen métodos como el de minimización del sumatorio de errores cuadráticos.

Para calibrar un modelo de representación de un estado estacionario, se utilizan los datos promediados recogidos en el histórico de la EDAR, siempre obviando los datos extremos, poco representativos o manifiestamente erróneos. Este método asocia los parámetros obtenidos con el modelo, con los datos históricos obtenidos durante una fase estacionaria de funcionamiento de la EDAR. La correlación de los parámetros en el funcionamiento a largo plazo de la EDAR hace que la modificación de uno de ellos pueda ser compensada por la modificación de otro coeficiente.

Existen metodologías específicas de calibración para estados transitorios, aunque no se estudian en este trabajo porque se está analizando el funcionamiento el estado estacionario de la EDAR de Arazuri.

Tanto la calibración de sistemas estacionarios como sistemas transitorios puede completarse mediante calibración off-shore, que consiste en la realización de ensayos de laboratorio bajo condiciones controladas en las que se analicen ciertos parámetros críticos de especial interés. Normalmente se llevan a cabo bajo una estricta metodología y utilizando las condiciones de la planta, como el fango biológico del sistema, etc.

Para ajustar y calibrar el modelo base que se ha desarrollado en DESASS hacen falta datos operativos (Anexo C) así como la caracterización analítica de algunas corrientes (Anexo B). Se han utilizado en este trabajo tres fuentes de datos, la primera y la segunda de ellas es el histórico de datos analíticos propios de la EDAR y el histórico de los datos operativos. La tercera fuente de información utilizada en la calibración de este modelo han sido los análisis realizados *ex profeso* durante un periodo de tiempo determinado para comprobar algunos balances en los distintos elementos.



### 3.3.1. Análisis de datos históricos.

La calibración realizada en el modelo base ha consistido en el análisis de datos históricos, tanto analíticos como operativos.

Se ha elegido un periodo de tiempo representativo del funcionamiento estacionario de la EDAR de Arazuri-Pamplona, buscando que fuera un periodo reciente, lo suficientemente extenso, sin perturbaciones significativas. El periodo elegido ha sido del 1 de Junio de 2014 al 15 de Agosto de 2014, aunque se han eliminado los días en los que se han producido lluvias intensas y alivios (figura 3.20). Esos días son del 21 al 25 de Junio de 2014 (ambos inclusive), y del 1 al 6 de Julio de 2014 (ambos inclusive).



**Figura 3.20:** By-pass en el canal de salida de decantación primaria de la EDAR de Arazuri-Pamplona (Fotografía de Mikel Sanz).

La primera parte de la calibración se ha aplicado en el cálculo de los datos utilizados en la caracterización del influente a la EDAR. La segunda parte de la calibración va a ser el análisis de continuidad tanto de caudales como de sólidos. En ambos casos se aplica la ley de conservación con la ecuación de continuidad:

$$\text{Entrada} - \text{Salida} + \text{Acumulación} = \text{Generación} - \text{Consumo}$$



## Continuidad de caudales

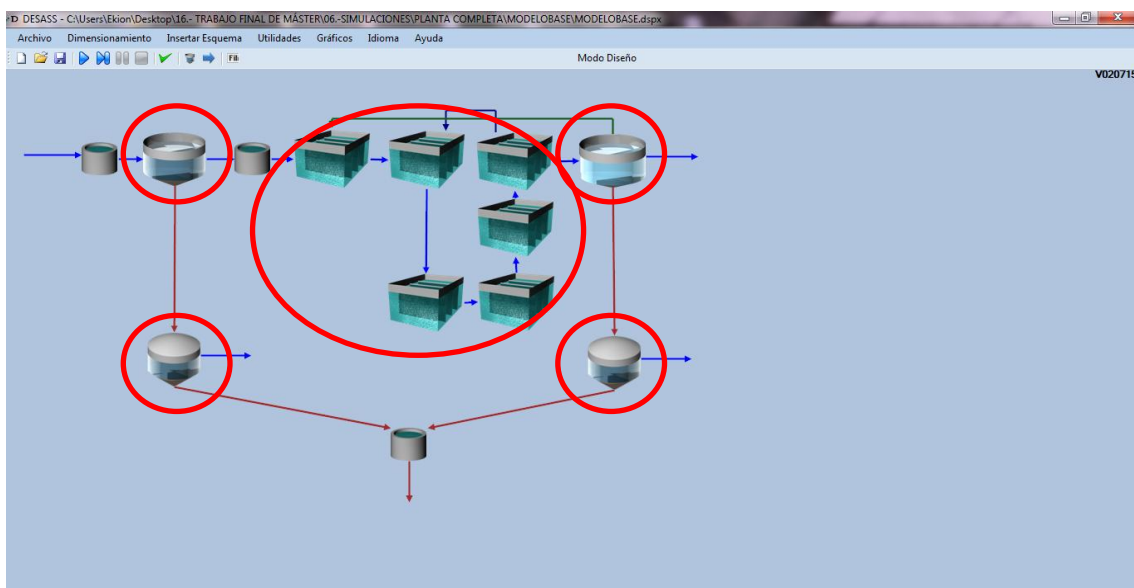
Para los caudales, dado que se han eliminado las fechas en las que se produjeron alivios (rompiendo la continuidad), no existen procesos en los que la masa de agua se genere ni se consuma, y al no existir la acumulación en elementos con volumen fijo, se cumple que:

$$\textit{Entrada} = \textit{Salida}$$

Los datos promedios sobre caudales muestran algunas incongruencias. En la decantación primaria, la operación de planta mediante su sistema de medidores, se considera que el caudal de entrada a la decantación primaria es la suma de los caudales de salida de cada decantador, sin tener en cuenta el caudal de extracción de fango primario. Además se debe tener en cuenta que no todos los caudalímetros situados a la salida de cada decantador primario funcionan correctamente.

En los reactores biológicos la medición de caudales de recirculación se realiza mediante canales Parshall sin normalizar por lo que pueden presentar errores. En la decantación secundaria no se mide el caudal de salida, sólo el de recirculación y purga. En los espesadores no se miden los caudales de rechazo, por lo que no se puede hacer una valoración sobre el realismo de los caudales medidos en operación.

Se considera que los datos de caudal son de fiabilidad limitada debido a la existencia de medidores que no funcionan o medidores defectuosos.



**Figura 3.21:** Elementos de la EDAR de Arazuri-Pamplona a los que se analiza la continuidad de caudales y de sólidos.

En el análisis de los datos operativos se tienen en cuenta los caudales de entrada y salida en cada elemento de interés (figura 3.21). Se asumen las siguientes expresiones para los caudales:

- *Decantación primaria:*  $Q \text{ entrada} + Q \text{ rechazos2 y 3} = Q \text{ fango1} + Q \text{ salida a biológico}$
- *Espesadores de fango:*  $Q \text{ fango1} = Q \text{ fango espesado} + Q \text{ rechazo1}$

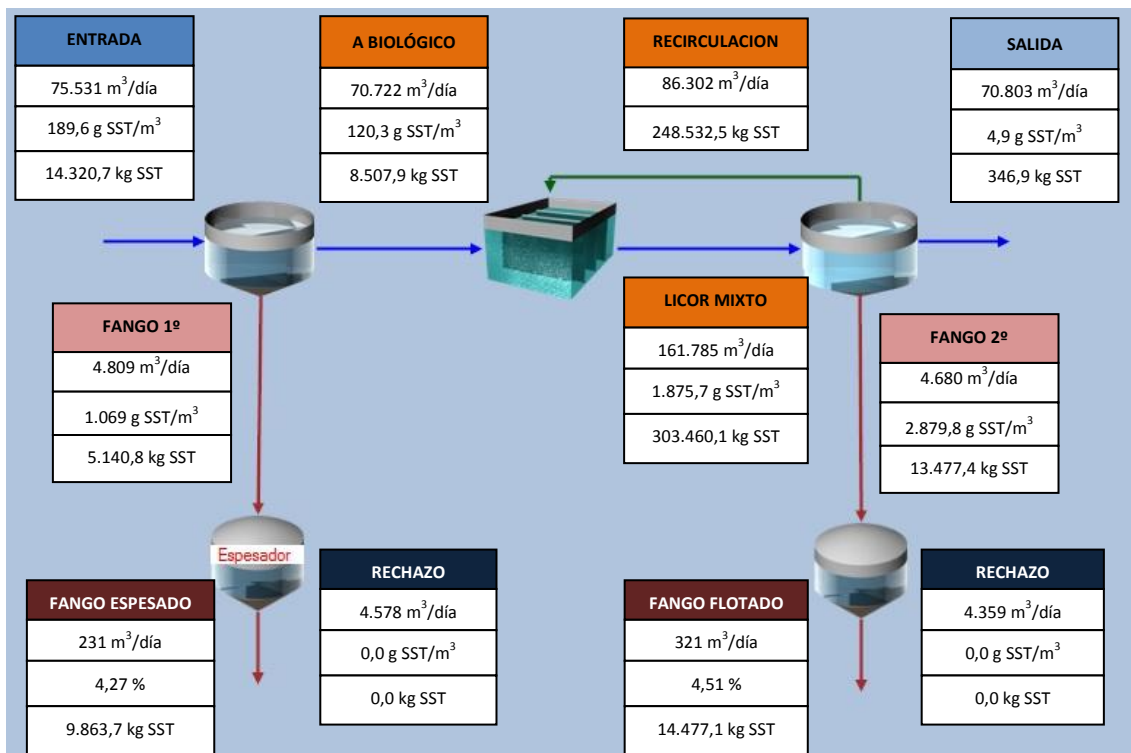
- *Biológico:  $Q \text{ salida decant1}^a + Q \text{ rechazo1} + Q \text{ recircEXT} = Q \text{ a decant2}^a$*
- *Decantación secundaria:  $Q \text{ salida biológ} = Q \text{ recircExt} + Q \text{ purga} + Q \text{ salida de planta}$*
- *Flotadores de fango:  $Q \text{ purga} = Q \text{ flotado} + Q \text{ rechazo2}$*

### Balance de sólidos

Para el caso de los sólidos, se ha asume que no existe acumulación en los volúmenes de control, por los sólidos totales que entran deben salir. Las expresiones que se asumen para la continuidad de los sólidos son las siguientes:

- *Decantación primaria:  $\text{kgSS entrada} = \text{kgSS fangoPrim} + \text{kgSS salida a biológico}$*
- *Espesadores de fango:  $\text{kgSS fangoPrim} = \text{kgSS fangoEspesado} + \text{kgSS rechazo1}$*
- *Decantación secundaria:  $\text{kgSS entrada} = \text{kgSS recirc} + \text{kgSS purga} + \text{kgSS efluente}$*
- *Flotadores de fango:  $\text{kgSS purga} = \text{kgSS fangoFlotado} + \text{kgSS rechazo2}$*

No se ha realizado el balance de sólidos en aquellas unidades de estudio en las que se dan procesos de generación y desaparición de biomasa, dado que la biomasa y los sólidos son parámetros relacionados. En los volúmenes de decantación, a pesar de existir procesos biológicos, el tiempo de retención hidráulico hace que las variaciones producidas en la concentración de sólidos puedan ser obviadas.



**Figura 3.22:** Valores de sólidos medidos a la entrada y a la salida de diferentes elementos. (Datos analíticos EDAR de Arazuri).

Por otro lado, el simulador no es capaz de simular el desbaste donde se da la eliminación de una fracción de sólidos. Como los datos analíticos disponibles corresponden al agua bruta, se considera necesario tener en cuenta de algún modo la eliminación de sólidos.

Se han obtenido los datos de caudales y sólidos suspendidos en las diferentes corrientes de interés en la EDAR. En la figura 3.22 se observan tanto caudales, como concentración en sólidos y carga absoluta de sólidos obtenida, en base a los datos promediados el periodo de análisis. Se aprecia a simple vista que hay discrepancias en el cierre de algunos caudales y de los sólidos.

### Corrección de parámetros, cierre de caudales y sólidos

Las desviaciones e incongruencias en caudales y sólidos hacen necesario realizar correcciones. Para solucionar la continuidad tanto de caudales como de sólidos se ha diseñado una pequeña herramienta en Excel (figura 3.23), donde se recogen y se ordenan todos los datos operativos y analíticos del periodo de estudio. Se fija la continuidad de los caudales ( $m^3/día$ ) y se calculan las desviaciones en la continuidad de los sólidos ( $kg\ SS/día$ ).

CONTINUIDAD DE CAUDALES Y CONTINUIDAD DE SÓLIDOS				
SEDIMENTACIÓN PRIMARIA	Q entrada	80547	SS entrada	15079.78
	Q salida	75738	SS salida	9095.81
	Q fango 1*	4809	SS fango 1*	5138.19
	DIFERENCIA	0	DIFERENCIA	<b>845.78</b>
ESPESAMIENTO DE FANGO 1*	Q entrada	4809	SS entrada	5138.19
	Q rechazo1	4578	SS rechazo1	0.00
	Q fango espesado	231	SS fango espesado	9845.67
	DIFERENCIA	0	DIFERENCIA	<b>-4707.48</b>
SEDIMENTACIÓN SECUNDARIA	Q entrada	166617	SS entrada	310359.16
	Q salida	75635	SS salida	381.07
	Q recirculación	86302	SS recirculación	255101.92
	Q fango 2*	4680	SS fango 2*	13455.07
	DIFERENCIA	0	DIFERENCIA	<b>41421.11</b>
FLOTADO DE FANGO 2*	Q entrada	4680	SS entrada	13455.07
	Q rechazo2	4359	SS rechazo2	0.00
	Q fango flotado	321	SS fango flotado	14337.75
	DIFERENCIA	0	DIFERENCIA	<b>-882.68</b>
DIGESTIÓN	Q entrada	552		
	Q a deshidrat	688		
	DIFERENCIA	-136		

Figura 3.23: Continuidad de caudales y sólidos mediante la herramienta de Excel.

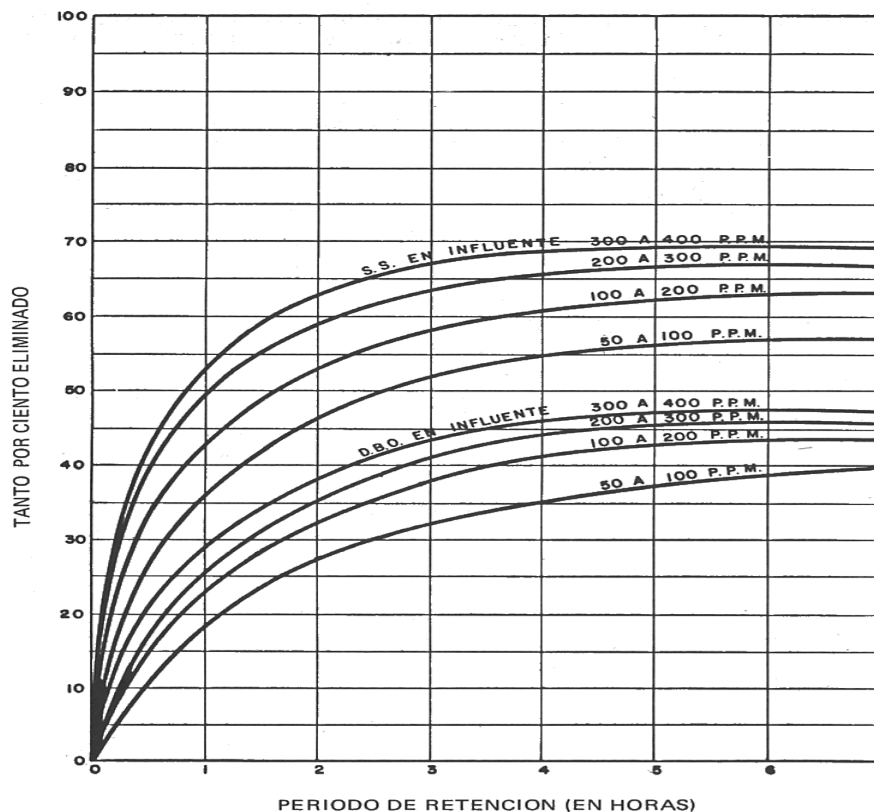
Se proponen correcciones tanto en la medición de los sólidos suspendidos como en algunos caudales para cerrar el balance de sólidos tanto en decantación como en espesadores.

Se ha asumido que el caudal de entrada a decantación primaria es la suma del caudal de salida a biológico y el caudal de extracción de fango primario.

FACTORES DE CORRECCIÓN		FACTORES DE CORRECCIÓN	
Factor Corrector Q (influyente)	1.00	Factor Corrector Q (influyente)	1.00
Factor elimin SS (%)	20.0%	Factor elimin SS (%)	20.0%
Factor Corrector Q (fangos <sup>1</sup> )	1.00	Factor Corrector Q (fangos <sup>1</sup> )	1.18
Factor Corrector Q (fang espesado)	1.00	Factor Corrector Q (fang espesado)	0.61
Factor Corrector Q (recirc Externa)	1.000	Factor Corrector Q (recirc Externa)	1.158
Factor Corrector Q (purga fango 2 <sup>o</sup> )	1.00	Factor Corrector Q (purga fango 2 <sup>o</sup> )	1.07
Factor Corrector Q (fang flotado)	1.00	Factor Corrector Q (fang flotado)	1.00
Factor Corrector Q (a deshidratación)	1.00	Factor Corrector Q (a deshidratación)	0.67

**Figura 3.24:** A la izquierda el cuadro sin corrección. A la derecha valores elegidos para los factores de corrección aplicados a los caudales. Herramienta de Excel.

Se le ha aplicado a los datos analíticos del agua bruta un factor de eliminación de sólidos del 20% para poder introducir los datos en el simulador teniendo en cuenta el pretratamiento. El valor se ha elegido en base a la cantidad de sólidos que entran en la EDAR en el agua bruta y teniendo en cuenta los sólidos del fango primario y a la salida de la decantación primaria.



**Figura 3.25:** Rendimientos de la sedimentación en función de la concentración y periodo de retención (Hernández Muñoz, 1998).

Teniendo en cuenta que el agua que llega a la decantación primaria tiene una concentración de SST entre 100 y 200 ppm, y teniendo en cuenta que se considera un TRH

aproximado de 4,5 horas en la decantación, se podría esperar entre el 40 y el 50% de rendimiento de la decantación primaria (figura 3.25).

Se ha asumido que tanto el muestreo como el análisis del laboratorio se han realizado correctamente y que los errores de medida de las concentraciones de sólidos suspendidos son mínimos. Por lo tanto, el ajuste del balance de los sólidos se ha realizado mediante la aplicación de factores de corrección de los caudales en los distintos elementos.

La herramienta de Excel ha permitido aplicar estos factores de corrección a todas las corrientes incluyendo las recirculaciones y rechazos de cada elemento (figura 3.24). La aplicación de estos factores de corrección ha permitido alcanzar de manera aproximada el cierre de caudales y sólidos, tal como se ve en los resultados de ajuste en la figura 3.26.

CONTINUIDAD DE CAUDALES Y CONTINUIDAD DE SÓLIDOS				
SEDIMENTACIÓN PRIMARIA	Q entrada	80678	SS entrada	15079.78
	Q salida	75003	SS salida	9005.89
	Q fango 1*	5675	SS fango 1*	6063.07
	DIFERENCIA	0	DIFERENCIA	<b>10.83</b>
ESPESAMIENTO DE FANGO 1*	Q entrada	5675	SS entrada	6063.07
	Q rechazo1	5534	SS rechazo1	0.00
	Q fango espesado	141	SS fango espesado	6005.86
	DIFERENCIA	0	DIFERENCIA	<b>57.21</b>
SEDIMENTACIÓN SECUNDARIA	Q entrada	180474	SS entrada	310359.16
	Q salida	75529	SS salida	380.57
	Q recirculación	99937	SS recirculación	295408.02
	Q fango 2*	5008	SS fango 2*	14396.92
	DIFERENCIA	0	DIFERENCIA	<b>173.65</b>
FLOTADO DE FANGO 2*	Q entrada	5008	SS entrada	14396.92
	Q rechazo2	4687	SS rechazo2	0.00
	Q fango flotado	321	SS fango flotado	14337.75
	DIFERENCIA	0	DIFERENCIA	<b>59.18</b>
DIGESTIÓN	Q entrada	462		
	Q a deshidrat	461		
	DIFERENCIA	1		

**Figura 3.26:** Ajuste de la continuidad de los sólidos tras la aplicación de los factores de corrección. Herramienta de Excel.

### Comprobación del modelo en base al ajuste de caudales y sólidos.

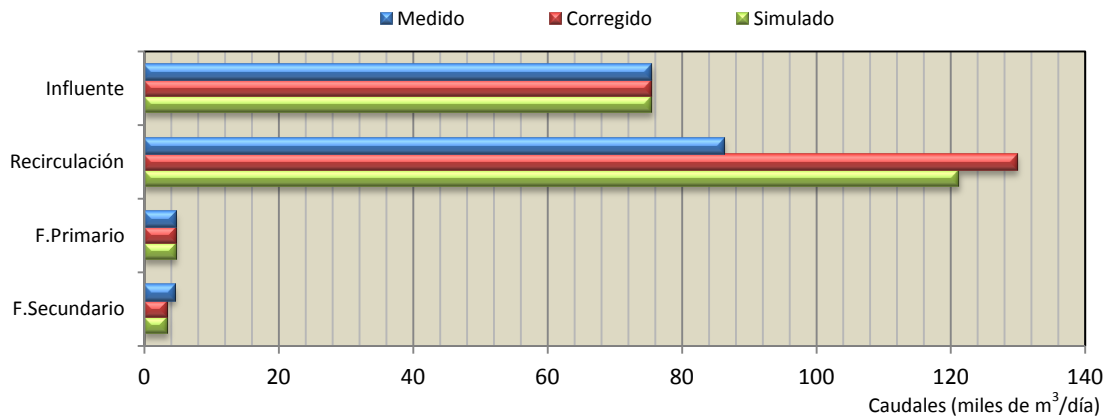
Con los datos corregidos tanto de caudales como de sólidos, cumpliendo con los balances en cada elemento se ha comprobado mediante simulación que el modelo base responde a las mediciones operacionales y analíticas.

La simulación con el modelo base construido en DESASS para este trabajo ha ofrecido los siguientes resultados de caudales medidos en  $m^3 \cdot día^{-1}$  (tabla 3.14).

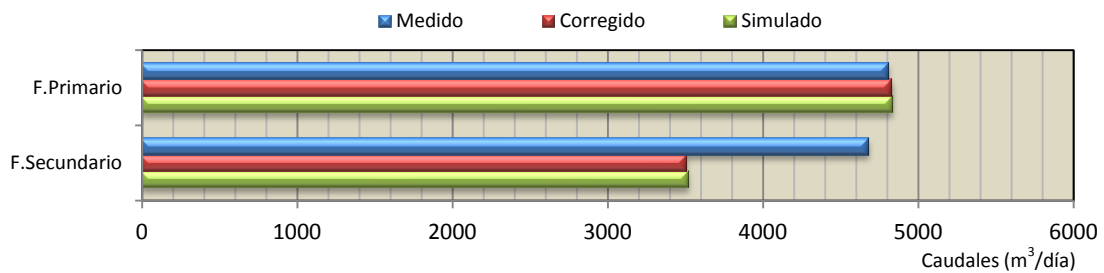
Los caudales que figuran en la tabla de resultados de ajuste utilizada para comprobar la correcta calibración del modelo base pueden observarse de manera más clara en los siguientes gráficos (figura 3.27, a, b y c).

CAUDALES (m <sup>3</sup> /día)	Medido	Corregido	Simulado
Influente	75531	75531	75531
Recirculación	86302	129970	121242
Fango Primario	4809	4833	4834
Fango Secundario	4680	3505	3518
Fango Espesado	231	148	145
Fango Flotado	321	241	229
Fango a Digestión	552	389	374

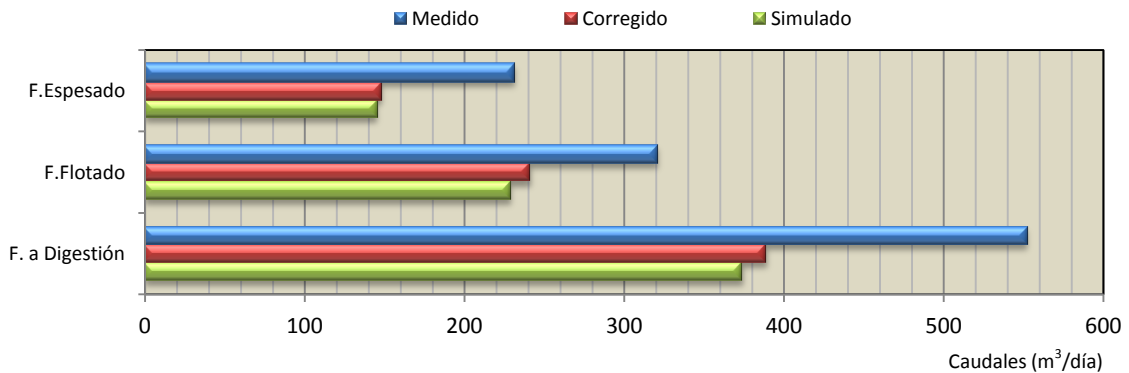
**Tabla 3.14:** Resultados de ajuste de caudales (incluye los datos medios y corregidos).



**Figura 3.27 a:** Comparativa gráfica de los datos de caudales en algunas corrientes de interés. (medido en m<sup>3</sup> · día<sup>-1</sup>).



**Figura 3.27 b:** Comparativa gráfica de los datos de caudales en algunas corrientes de interés. (medido en m<sup>3</sup> · día<sup>-1</sup>).



**Figura 3.27 c:** Comparativa gráfica de los datos de caudales en algunas corrientes de interés. (medido en m<sup>3</sup> · día<sup>-1</sup>).

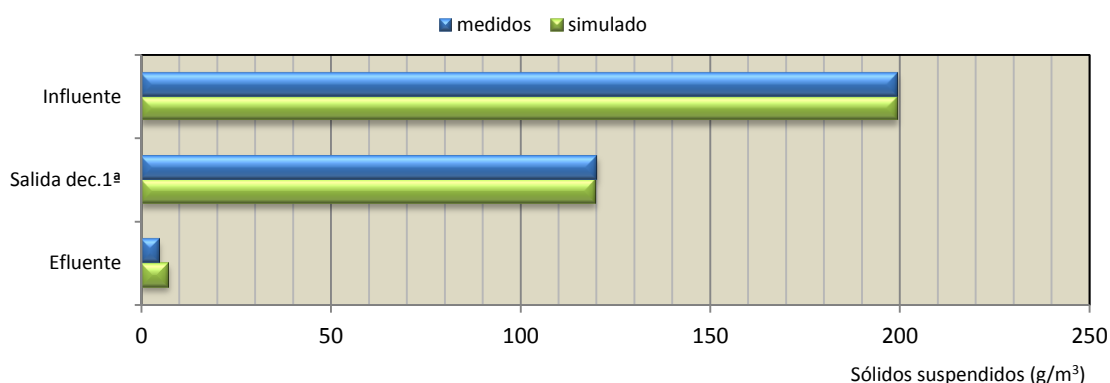


La misma simulación con el modelo base ha ofrecido los siguientes resultados de sólidos medidos como concentraciones en  $g \cdot m^{-3}$  y % de masa seca (fangos espesados), o medidos como cantidades absolutas de masa por día (tabla 3.15).

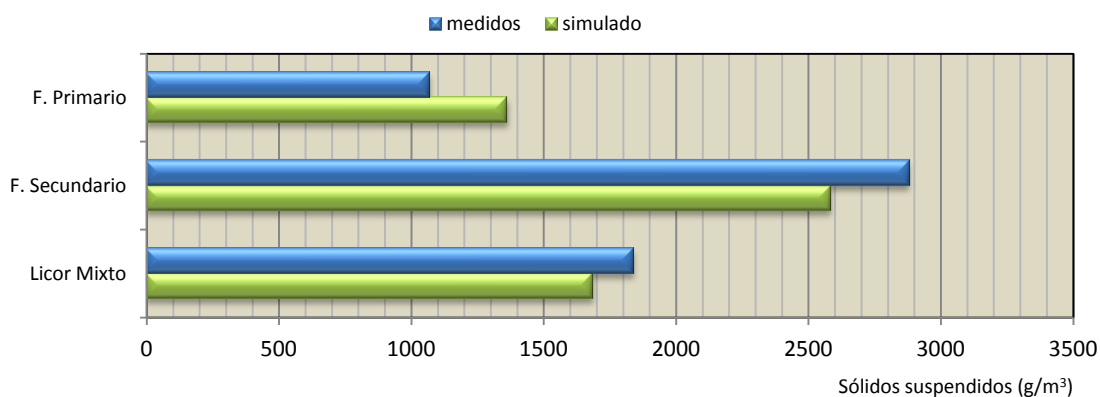
SÓLIDOS ( $g/m^3$ y % MS)	medidos	simulado
Influente	199.4	199.4
Salida de Decantación 1ª	120.3	119.9
Efluente	4.9	7.2
Fango Primario	1068.7	1362.4
Fango Secundario	2879.8	2582.6
Licor Mixto	1840.0	1683.0
Fango Espesado	4.3	4.5
Fango Flotado	4.5	3.7
Fango a Digestión	4.4	4.0

**Tabla 3.15:** Resultados de ajuste de sólidos en concentración (incluye los datos medios).

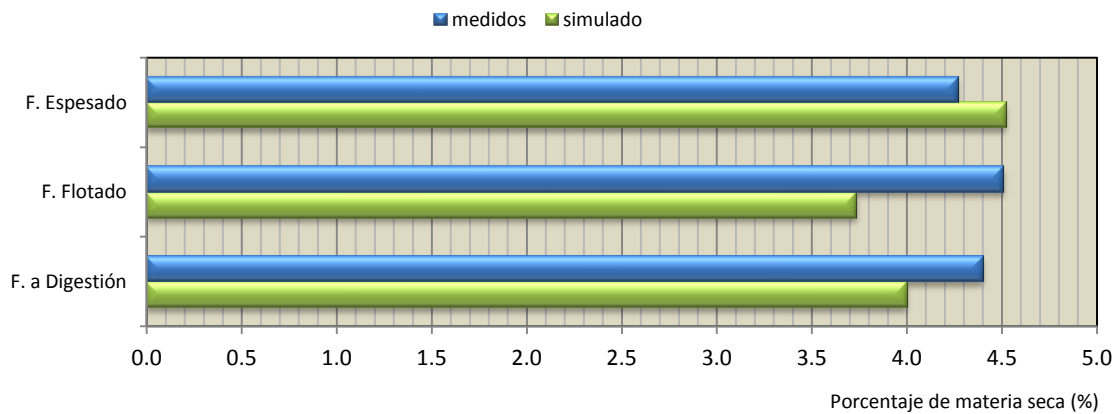
Las concentraciones de sólidos que figuran en la tabla anterior se pueden observar de manera más clara en los siguientes gráficos (figura 3.28, a, b y c). En este caso no existe corrección hecha sobre los sólidos por lo que sólo existen las barras correspondientes a la medición y la simulación.



**Figura 3.28 a:** Comparativa gráfica de los datos de concentración de sólidos en algunas corrientes de la línea de aguas. (medido en  $g \cdot m^{-3}$ ).



**Figura 3.28 b:** Comparativa gráfica de los datos de concentración de sólidos en algunas corrientes de interés. (medido en  $g \cdot m^{-3}$ ).



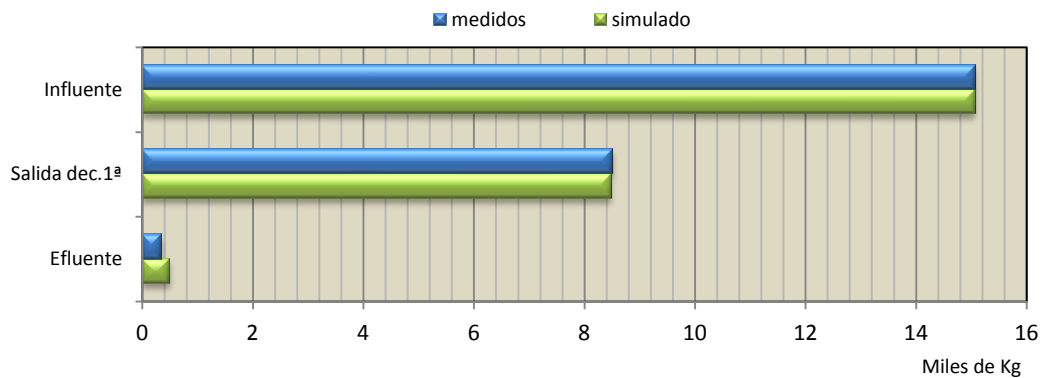
**Figura 3.28 c:** Comparativa gráfica de los datos de concentración de sólidos en algunas corrientes de interés. (medido en  $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ).

Aunque en concentraciones los resultados se aproximan bastante, también se ha realizado el cálculo de los datos en base a masa total de sólidos entrantes y salientes de los diferentes elementos. Los resultados de sólidos totales en este caso están medidos en  $\text{kg} \cdot \text{día}^{-1}$  (tabla 3.16).

SÓLIDOS ( $\text{kg}/\text{día}$ )	medidos	simulado
Influente	15060.9	15060.9
Salida de Decantación 1ª	8507.9	8478.7
Efluente	346.9	486.4
Fango Primario	5139.4	6585.8
Fango Secundario	13477.4	9086.4
Fango Recirculado	248532.5	323024.2
Fango Espesado	9863.7	6556.9
Fango Flotado	14477.1	8538.2
Fango a Digestión	24340.8	15095.1

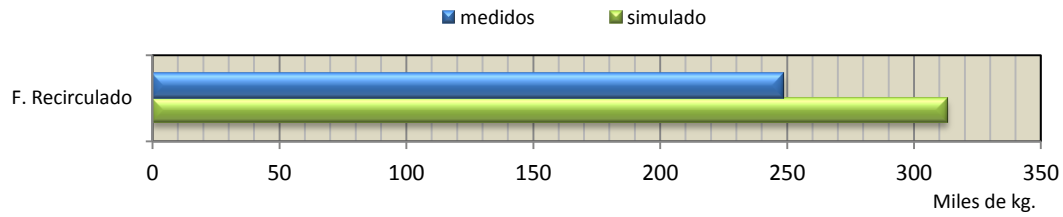
**Tabla 3.16:** Resultados de ajuste de sólidos totales en masa diaria (incluye los datos medidos).

El valor absoluto de los sólidos estimados y simulados que figuran en la tabla anterior se pueden observar de manera más clara en los siguientes gráficos (figura 3.29, a, b y c).

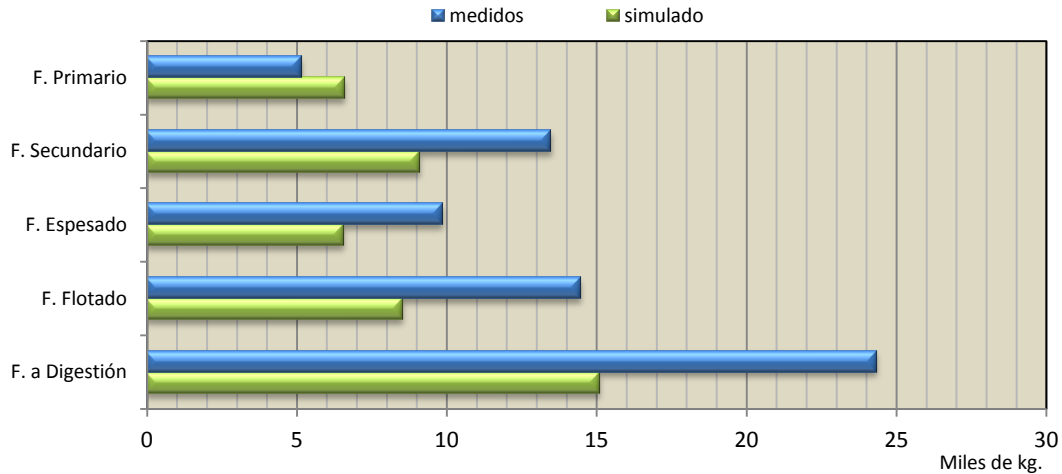


**Figura 3.29 a:** Comparativa gráfica de los datos de sólidos en algunas corrientes de la línea de aguas (medidos en miles de  $\text{kg} \cdot \text{día}^{-1}$ ).





**Figura 3.29 b:** Comparativa gráfica de los datos de sólidos en la recirculación (medidos en miles de  $\text{kg} \cdot \text{día}^{-1}$ ).



**Figura 3.29 c:** Comparativa gráfica de los datos de sólidos en algunas corrientes de fango de interés. (medidos en miles de  $\text{kg} \cdot \text{día}^{-1}$ ).

### Flujo de fósforo

Puesto que el objeto de este trabajo es la recuperación de fósforo, se ha realizado un balance de fósforo en el sistema, utilizando el histórico de análisis de laboratorio en las diferentes corrientes. Además de las concentraciones, se ha calculado la cantidad total de fósforo que entra en la planta y cuál es la fracción cuyo destino es la digestión anaerobia de fangos. Con los datos analíticos se ha realizado un esquema (figura 3.30) que permite ver intuitivamente cual es el flujo de fósforo desde la entrada hacia la salida y la digestión de fangos. Para poder compararlo se ha hecho lo mismo con los resultados de la simulación del modelo base para comprobar si los resultados se asemejan (figura 3.31).

Se puede apreciar que el fósforo que va a digestión es menor en la simulación del modelo base. Esto se debe a que los datos operativos de caudales y concentraciones de sólidos en el sistema de fangos activados ofrecen tiempos de retención celular cortos para el correcto desarrollo de las bacterias PAO según el modelo matemático. La posibilidad de modificar los parámetros cinéticos de las bacterias PAO no tiene base experimental en este caso y la información bibliográfica no asegura que valores cinéticos diferentes puedan aplicarse genéricamente.

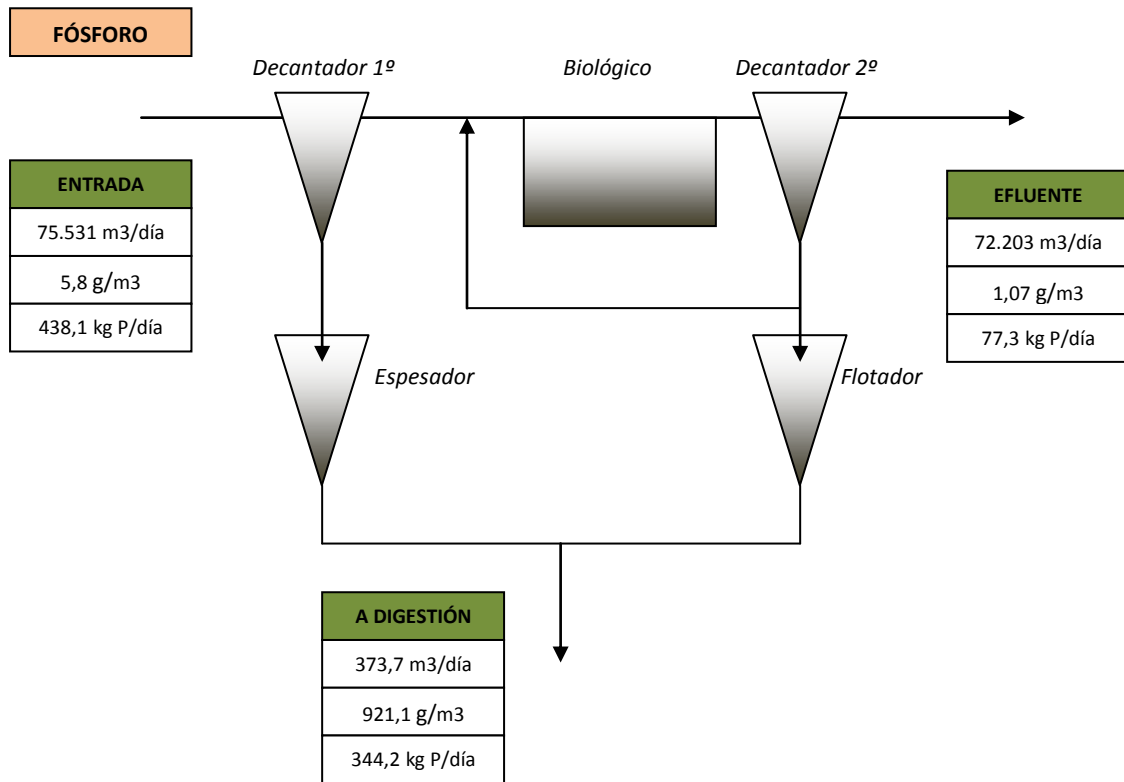


Figura 3.30: Flujo másico de fósforo en la EDAR de Arazuri según las mediciones analíticas disponibles.

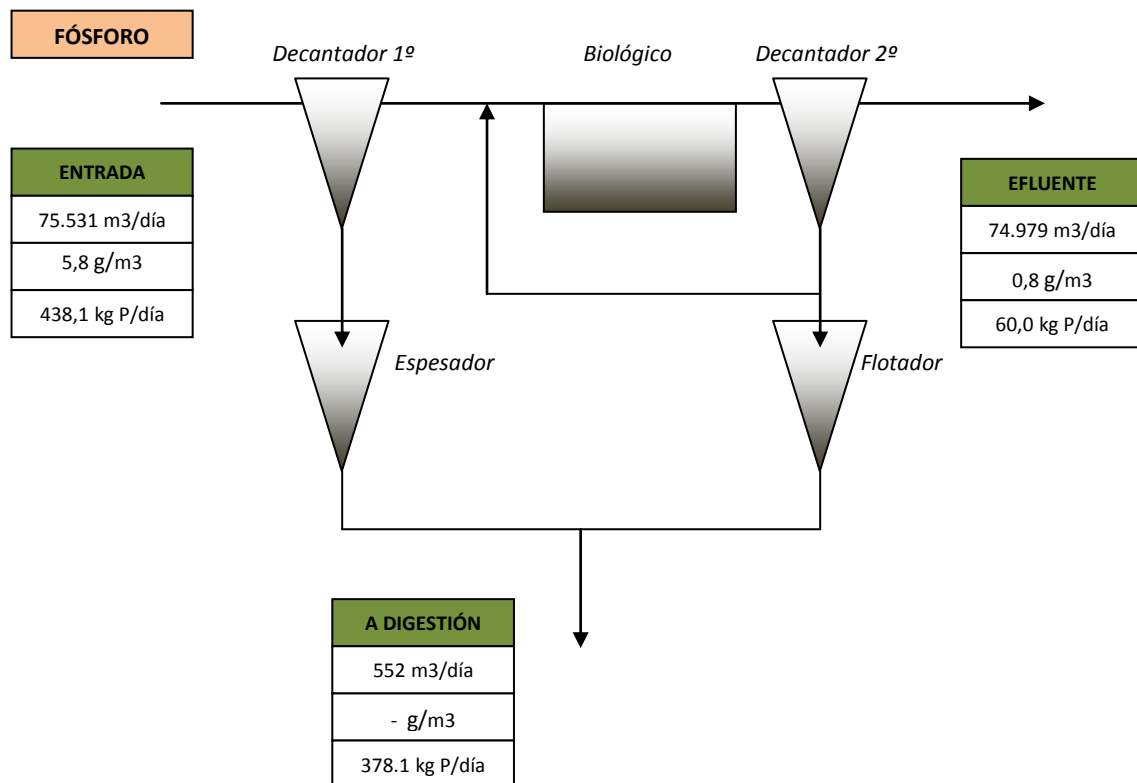


Figura 3.31: Flujo másico de fósforo en la EDAR de Arazuri según la simulación con el modelo base.

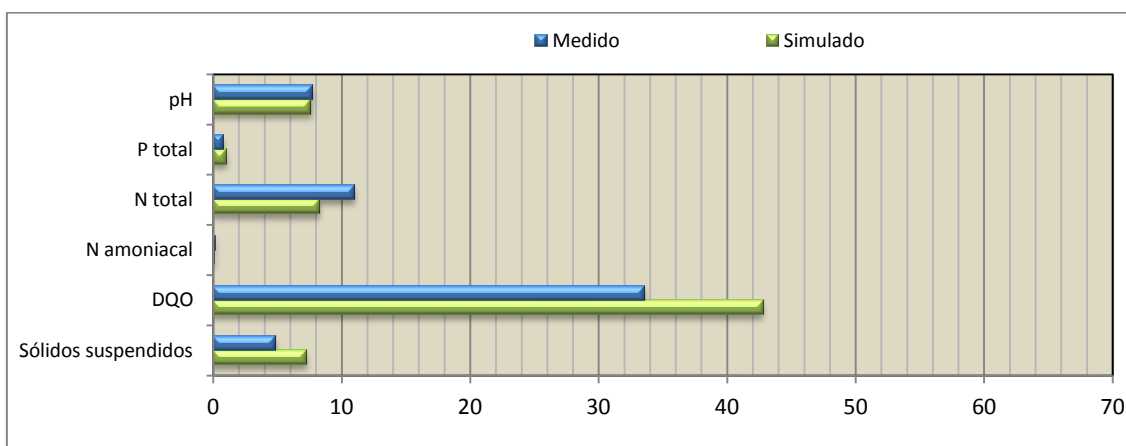
## Ajuste en la calidad del efluente

La última comprobación, realizada para comprobar si la calibración del modelo informático que se utiliza como base del trabajo es correcta, ha sido la comparación de resultados analíticos del efluente con respecto a los datos paramétricos calculados por el modelo matemático (tabla 3.17).

CALIDAD DEL EFLUENTE	Medido	Simulado
Sólidos suspendidos	4.85	7.24
DQO	33.60	42.78
N amoniacal	0.22	0.17
N total	11.02	8.30
P total	0.82	1.07
pH	7.74	7.65

**Tabla 3.17:** Comparativa de los resultados en los parámetros analíticos de efluente en la EDAR de Arazuri.

El valor de pH y fósforo coinciden bastante bien, así como el amonio. Las desviaciones que presentan los sólidos o la DQO son muy bajas para los parámetros de que se trata. La mayoría de sólidos que escapan de decantación son biomasa, por lo que la mayor concentración de sólidos que calcula el modelo matemático supone un incremento en la DQO. Las desviaciones en los datos de nitrógeno sobre todo se deben a una menor desnitrificación real que la simulada (figura 3.32).



**Figura 3.32:** Comparativa de resultados obtenidos mediante medición analítica y los parámetros calculados en simulación en el efluente de salida (medido en  $g \cdot m^{-3}$  y pH).

## 3.4. DISEÑO DE ALTERNATIVAS

### 3.4.1. Situación de partida

En este trabajo se han valorado tres posibles alternativas para extraer corrientes concentradas en fósforo antes de la entrada del fango a la digestión anaerobia, partiendo de la situación inicial en la que se encuentra operando la EDAR.

La existencia en la EDAR de un espesador de fangos con un uso muy ocasional permite disponer de un volumen con el que trabajar. Además en el caso en el que los resultados obtenidos en el simulador apuntaran a la viabilidad de alguna de las alternativas propuestas, la primera opción sería la de utilizar este volumen.

El espesador además está cubierto por lo que es idóneo para usarlo como cámara de contacto para el fango biológico y el fango primario espesados. La forma de modelar un volumen de mezcla en el simulador DESASS es la de un fermentador (figura 3.33). Este elemento se incluye mediante la selección del “Fermentador” en el menú “Poner elementos...”. El simulador, en la ventana de diseño del fermentador permite definir el elemento en función de su forma o en función del tiempo de retención hidráulico previsto. En el caso de las alternativas con las que se ha trabajado en este trabajo se ha definido un fermentador con el mismo dimensionamiento que un espesador de fangos primario, con un calado de 3.28 m y geometría circular con 16 metros de diámetro interior y resguardo de 0.5 m. La única diferencia de esta forma de simular el espesador es que únicamente tiene una entrada y una salida, por lo que se incorpora un nodo previo en el que se unen las corrientes de fango primario espesado y fango secundario flotado.

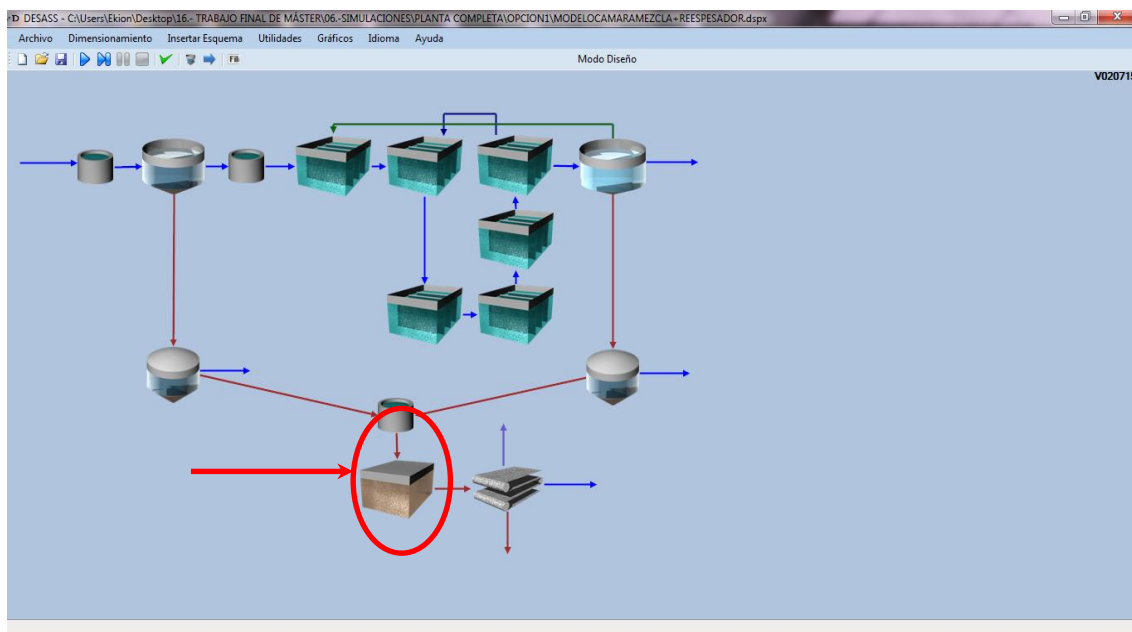


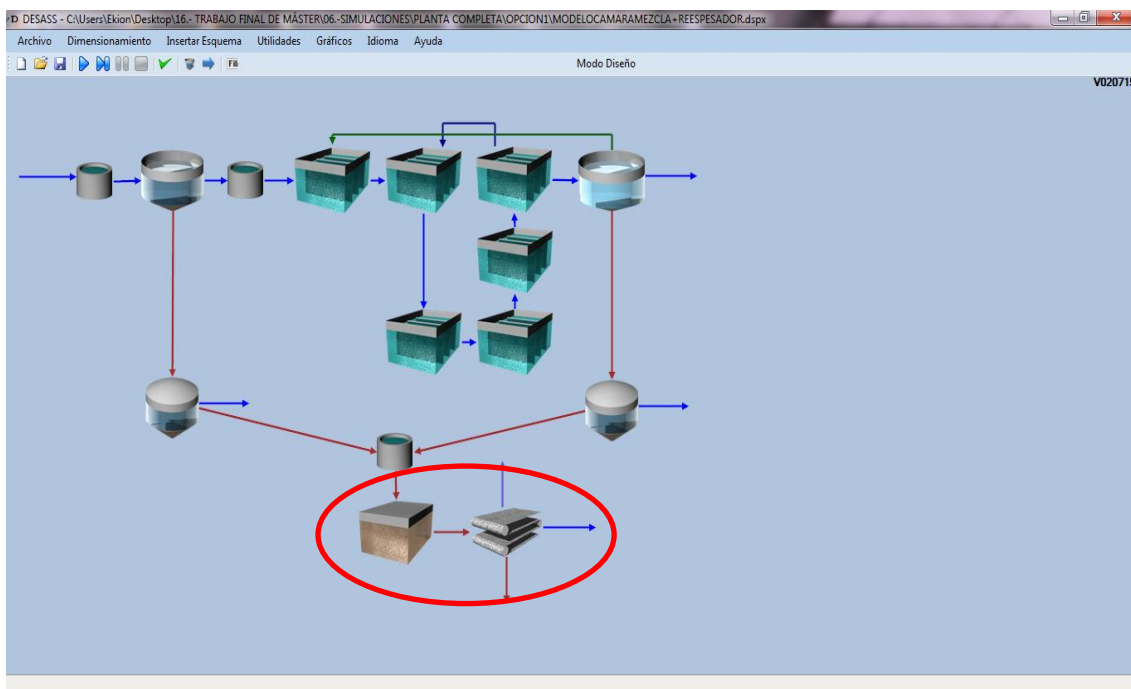
Figura 3.33: Elemento fermentador incluido en un esquema de DESASS tras un nodo.

### 3.4.2. Opción 1: Fermentación conjunta de fango espesado y flotado y espesado dinámico

La primera opción planteada va a ser la de incluir el espesador vacío como cámara de mezcla en el esquema, simulándolo como un fermentador. En este volumen se espera que el fango biológico espesado y el fango primario espesado se pongan en contacto el tiempo suficiente para que las bacterias PAO realicen la suelta de fósforo. Los factores determinantes serán el tiempo de residencia, la concentración de fosfato y acético y las reservas intracelulares de polifosfatos y polihidroxicanoatos (PHA).

En esta primera opción además la extracción del fosfato liberado en la solución intersticial se extraerá mediante espesador dinámico, que se modela a partir del elemento “Deshidratación mecánica” en el simulador DESASS (figura 3.34). Este elemento permite elegir la concentración de sólidos a la que se va a concentrar al corriente de entrada. Se espera en los resultados obtener una corriente concentrada en fosfato. Además se espera que los resultados reflejen que a mayor concentración de fango de salida mayor corriente de recuperación, aunque sin aumento de concentración.

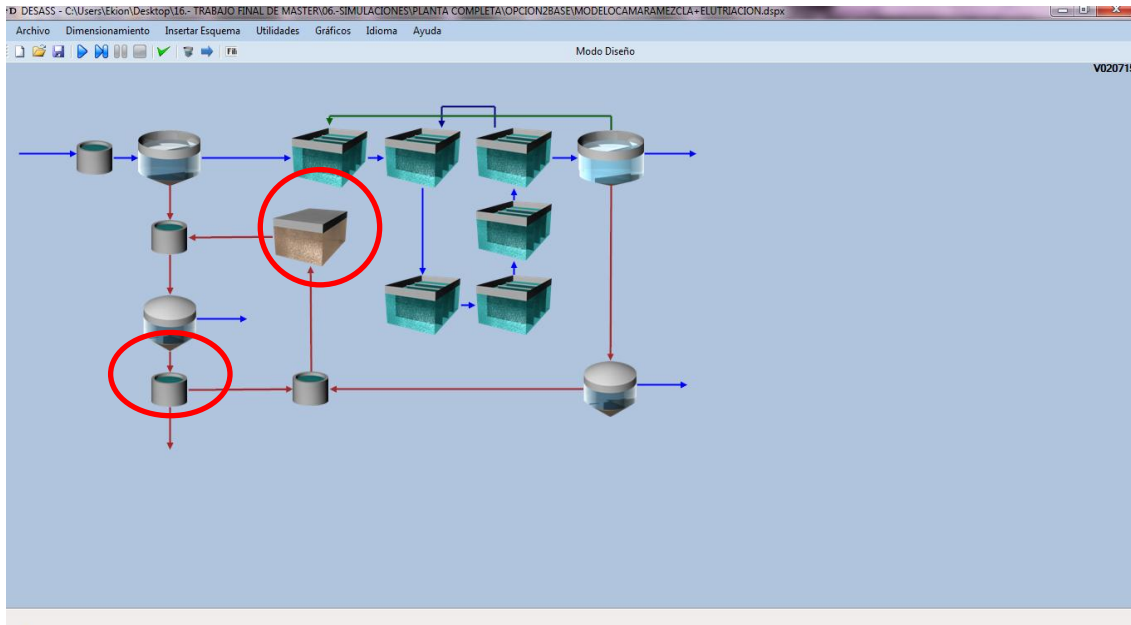
En esta alternativa la extracción del fósforo depende de la eficacia de la cámara de mezcla en el proceso de suelta de fósforo y en la intensidad con la que se utilice el espesado dinámico del fango posteriormente. El proceso de suelta de fósforo depende del tiempo de residencia y dado que el volumen de la cámara de mezcla es fijo la concentración de fosfato obtenida será igual en todos los ensayos de esta alternativa.



**Figura 3.34:** Esquema de la Opción 1 en la que se incluye un fermentador y un espesador dinámico.

### 3.4.3. Opción 2: Fermentación conjunta y elutriación de fosfato en los espesadores

En la segunda opción planteada con la configuración que aparece en la figura 3.35, el fango primario es enviado a los espesadores donde el fango es espesado. Del fango espesado una parte es enviada a la digestión y otra es recirculada para entrar junto al fango flotado en la cámara de mezcla y permitir la suelta de fósforo. A la salida del fermentador el fango se vuelve a introducir en los espesadores primarios para elutriar el fosfato. La particularidad de esta opción reside en la extracción del fosfato liberado mediante elutriación en los espesadores de gravedad.



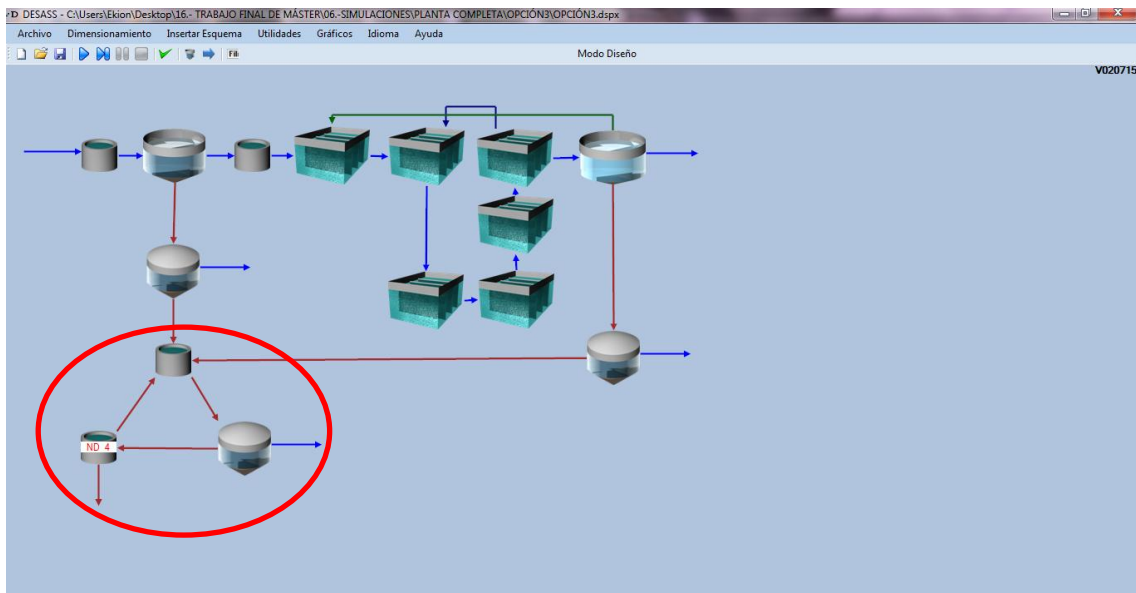
**Figura 3.35:** Esquema de la Opción 2 en la que se incluye un fermentador y la recirculación del fango para elutriar el fosfato.

Esta opción implica más variables a estudiar, por lo que se ha dividido esta opción en tres series de ensayos:

- a) Modificación de caudales de fango primario: Cuanto mayor es el caudal de fango primario extraído en la sedimentación primaria, más diluido está el fango y mejor funcionan los espesadores de gravedad. Sin embargo, al elutriar el fango proveniente del fermentador, el caudal de rechazo es demasiado elevado y la corriente no está concentrada en fosfato. Se hará una serie de ensayos modificando los caudales de fango primario para comprobar la influencia sobre la concentración de la corriente a recuperar, manteniendo siempre el caudal de fango a digestión estable.
- b) Modificación de caudales de elutriación (caudal de operación de fango primario): El parámetro de caudal elutriado aparentemente tendrá influencia sobre la cantidad de fosfato que se puede elutriar. Fijando el caudal de fango primario en el caudal aproximado extraído en la EDAR normalmente, se realizarán simulaciones para diferentes caudales de recirculación para elutriar. Para mantener el caudal de fango a digestión estable se modificará a su vez el caudal de extracción de los espesadores en los que se realiza la elutriación.
- c) Modificación de caudales de elutriación (caudal bajo de fango primario): Se trata de hacer la misma serie de ensayos que en el anterior supuesto, pero con caudales más bajos de fango primario, lo que previsiblemente aumentará la eficacia del proceso de elutriación, obteniendo una corriente de recuperación más reducida y más concentrada.

### 3.4.4. Opción 3: Elutriación directa en el espesador utilizado como cámara de contacto

En la última opción se estudia la extracción del fosfato por elutriación directa. Se podría pensar que el espesador que se utiliza como cámara de contacto de fangos espesados pueda ser utilizado para elutriar el fosfato liberado (figura 3.36), aunque se prevé que esta opción sea difícilmente viable, puesto que la carga de sólidos influente al espesador hará rebotar fango, haciendo inviable la extracción de un clarificado rico en fosfato.



**Figura 3.36:** Esquema de la Opción3 en la que se elutria el fosfato en el propio espesador utilizado como cámara de mezcla.





## ***RESULTADOS Y DISCUSIÓN***

---



## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de este trabajo se dan en base a dos puntos de vista: El primero de ellos en base a la obtención de una corriente concentrada de fósforo susceptible de ser empleada en la recuperación de fósforo mediante precipitación. El segundo tiene que ver con el fósforo que se envía a la Digestión Anaerobia de fangos, donde aparece el problema de precipitación incontrolada de estruvita. Esta segunda visión de los resultados es de especial interés para la EDAR de Arazuri-Pamplona, por los problemas derivados que genera. La desventaja de esta opción se encuentra sobre todo en la inversión requerida para instalar un espesador dinámico, cuyo coste está valorado aproximadamente en 130.000 € (Oferta de Hubber, con maquinaria instalada en un plazo de 5 meses desde su solicitud).

### 4.1. RESULTADOS OPCIÓN 1

Para estudiar el efecto que tiene la concentración del fango de salida del espesador dinámico sobre el fósforo recuperado y el fósforo enviado a digestión, se han realizado 6 simulaciones diferentes (Opción1).

#### 4.1.1. Resultados de las simulaciones

Los resultados obtenidos, tanto en el fango a digestión, como en la corriente para la recuperación de fosfato aparecen en la tabla 4.1.

SIMULACIÓN	Q a Digest (m <sup>3</sup> /día)	Concent SST (% MS)	Concent P <sub>T</sub> (mg P/l)	Q de Recup. (m <sup>3</sup> /día)	Concent S <sub>PO4</sub> (mg P/l)
OPCION1CONCENTRA4.5	280.06	4.5	1079.94	92.97	382.80
OPCION1CONCENTRA5.0	251.94	5.0	1151.70	121.09	382.80
OPCION1CONCENTRA5.5	228.95	5.5	1223.47	144.07	382.79
OPCION1CONCENTRA6.0	209.81	6.0	1295.24	163.22	382.79
OPCION1CONCENTRA6.5	193.62	6.5	1367.01	179.41	382.79
OPCION1CONCENTRA7.0	179.75	7.0	1438.78	193.28	382.79

**Tabla 4.1:** Tabla de resultados de los resultados obtenidos en las simulaciones de la Opción 1.

#### 4.1.2. Eficacia de la cámara de mezcla

La cámara de mezcla no es otra cosa que un espesador de gravedad que tiene la EDAR de Arazuri. Para el caudal de fango a digestión previsto en el modelo base de 373.03 m<sup>3</sup>/día, con un volumen total de 660 m<sup>3</sup>, el tiempo de retención hidráulico sobrepasa los 1.7 días. En este tiempo las bacterias PAO se encuentran en anaerobiosis, se da el proceso de almacenamiento de acético intracelular y la suelta consecuente de fosfato.

Las concentraciones de  $S_A$ ,  $S_{PO_4}$ ,  $X_{PP}$  y  $X_{PHA}$  en el fango a digestión antes y después de permanecer en la cámara de mezcla son las que se muestran en la tabla 4.2. Se observa que las reservas intracelulares de polifosfato después de la cámara de mezcla no se han eliminado del todo.

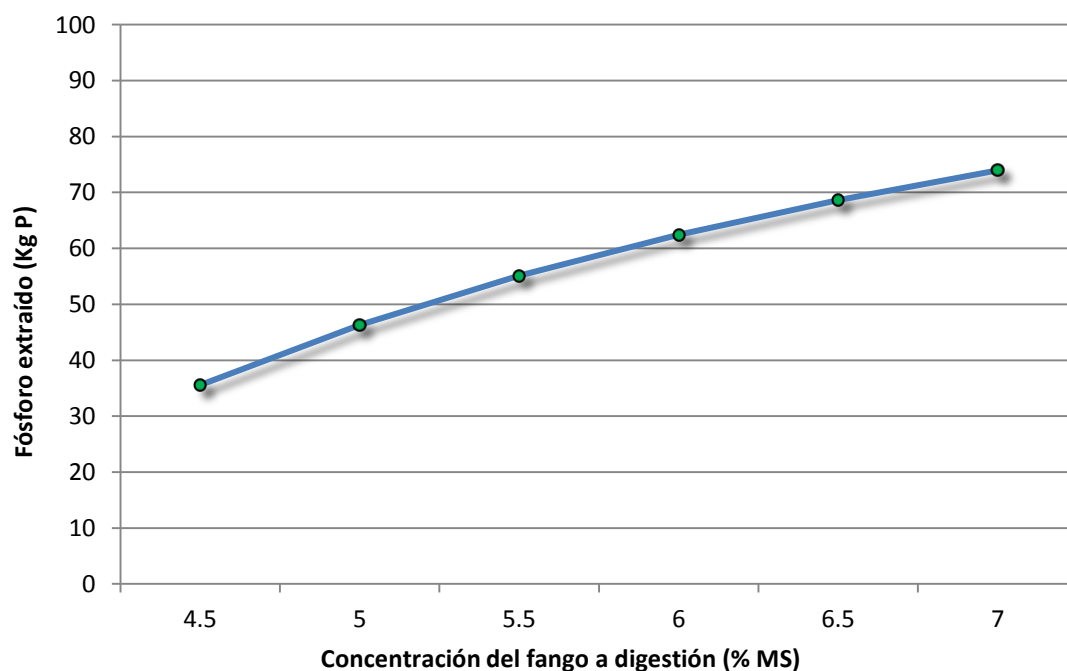
Parámetro	Unidades	ANTES DE LA CÁMARA	DESPUÉS DE LA CÁMARA
$S_A$	(mg DQO/l)	42.60	0.72
$S_{PO_4}$	(mg P /l)	89.34	382.80
$X_{PP}$	(mg P /l)	324.60	83.38
$X_{PHA}$	(mg DQO/ l)	0.05	384.96

**Tabla 4.2:** Parámetros de control de la eficacia de la cámara de mezcla en los ensayos de la Opción 1.

En todos los ensayos de la Opción1 el tiempo de residencia en la cámara de contacto es el mismo y los parámetros son iguales para todos los ensayos.

#### 4.1.3. Recuperación de fósforo

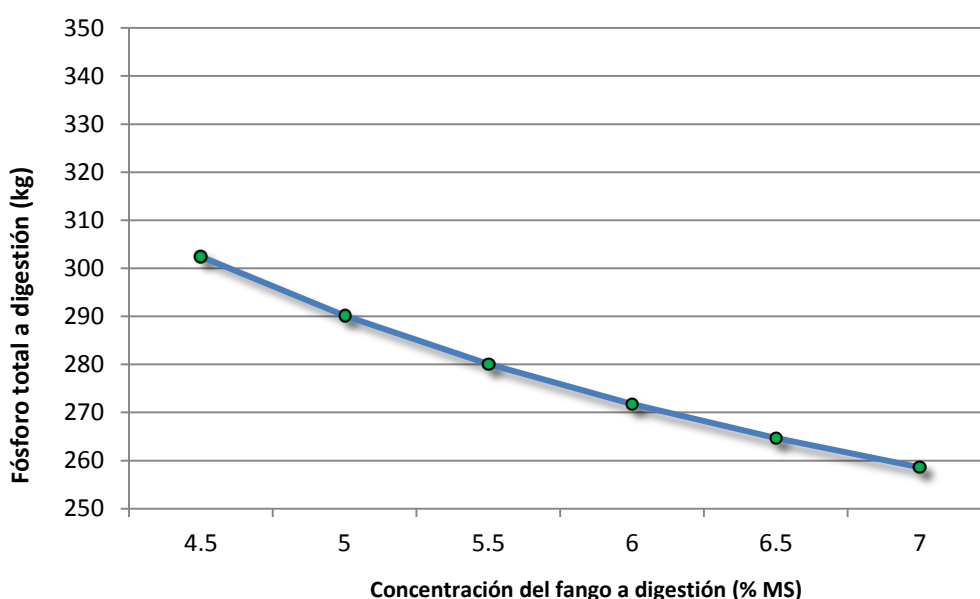
Se entiende que al concentrar más el fango que se envía a la digestión de fangos se extrae más sobrenadantes cuya concentración en fosfato es constante puesto que el proceso que se realiza en el espesador dinámico es un proceso físico de separación de fases en el que no hay procesos de transformación. La implicación directa de estos resultados es que la corriente de recuperación es mayor y que por lo tanto en términos másicos se retira más fósforo del sistema. La cantidad de fósforo que se elimina en función de la concentración del fango que se envía a digestión aparece en la figura 4.1.



**Figura 4.1:** Fósforo de la corriente de recuperación en función de la concentración del fango saliente del espesador dinámico.

#### 4.1.4. Fósforo a digestión

Unido a lo anterior, cuanto más fósforo se recupera en el rechazo del espesador dinámico, menos fósforo va a los digestores de fangos. La recuperación de fósforo reduce el nivel de sobresaturación de fosfato en la digestión, lo que previsiblemente reducirá la precipitación de estruvita. En la figura 4.2 se observa la reducción de fósforo a digestión en términos másicos. Los mejores resultados se obtienen evidentemente a mayor concentración de fango, puesto que el caudal de rechazo aumenta y con él la extracción de fósforo del sistema.



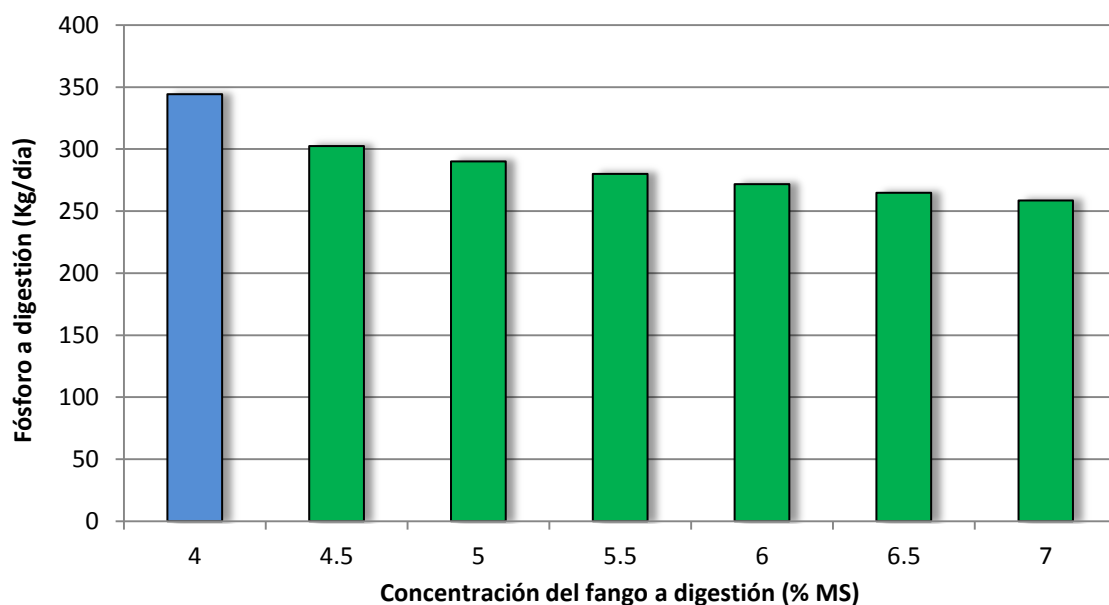
**Figura 4.2:** Fósforo enviado a digestión en función de la concentración del fango saliente del espesador dinámico.

En términos de eliminación de fósforo que va a la digestión, comparándolo con la situación de partida en la que actualmente opera la EDAR de Arazuri-Pamplona los datos de la tabla 4.3, permiten ver que la mayor reducción se produce cuando más se concentra el fango que se envía a digestión.

SIMULACIÓN	Q a Digest (m <sup>3</sup> /día)	Concent SST (% MS)	Concent P <sub>T</sub> (mg P/l)	Reducción del Fósforo a Digest
MODELOBASE	373.03	4.0	919.75	--
OPCION1CONCENTRA4.5	280.06	4.5	1079.94	12.13%
OPCION1CONCENTRA5.0	251.94	5.0	1151.70	15.70%
OPCION1CONCENTRA5.5	228.95	5.5	1223.47	18.62%
OPCION1CONCENTRA6.0	209.81	6.0	1295.24	21.05%
OPCION1CONCENTRA6.5	193.62	6.5	1367.01	23.11%
OPCION1CONCENTRA7.0	179.75	7.0	1438.78	24.87%

**Tabla 4.3:** Tabla de resultados de los resultados obtenidos en las simulaciones de la Opción 1.

En la figura 4.3 se ilustra en forma de barras la cantidad del fósforo que se manda a digestión, medido en kilogramos, lo que permite una comparativa visual respecto a la cantidad que actualmente se está enviando a la digestión (barra azul de la izquierda).



**Figura 4.3:** Gráfico que representa el fósforo enviado a digestión en función de la concentración del fango aliente del espesador dinámico.

## 4.2. RESULTADOS OPCIÓN 2 A)

Para estudiar el efecto que tiene la variación de caudal de fango primario sobre el fósforo que se puede recuperar por elutriación se han realizado 11 simulaciones diferentes, siempre utilizando como referencia el modelo base y modificando la configuración para poder elutriar el fosfato liberado en la cámara de mezcla. El ensayo se ha dispuesto de manera que el caudal de fango a digestión se mantenga constante a pesar de modificar el caudal de fango primario introducido en la línea de fangos. Además también se ha tratado de mantener constante el tiempo de retención hidráulico en la cámara de mezcla, para ello se ha modificado adecuadamente el caudal de extracción de fango espesado, de manera las variaciones de caudal de fango primario se reflejaran únicamente en la variación de sobrenadantes del sistema de elutriación.

### 4.2.1. Resultados de las simulaciones

Los resultados obtenidos en las simulaciones realizadas con la configuración de la opción 2, en las que se ha ido modificando el caudal de extracción de fango primario han dado los siguientes resultado están recogidos en la tabla 4.4.

Se ve que al reducir el caudal de fango primario aumenta progresivamente su concentración. Además, también se reduce el caudal de rechazo de los espesadores en los que

se elutria el fosfato. La reducción de este caudal de rechazo permite concentrar la corriente en fosfato.

SIMULACIÓN	Q Fango1º (m³/día)	X <sub>SST</sub> (mgSST/l)	Q a Recuper (m³/día)	S <sub>PO4</sub> (mg P/l)	Q a Digest (m³/día)	P <sub>T</sub> (mg P/l)
Opción2Decant1	4531.9	1355.06	4388.4	41.14	372.4	434.64
Opción2Decant2	4154.2	1467.74	4010.7	44.72	372.2	438.44
Opción2Decant3	3776.6	1600.98	3634.6	49.08	370.9	445.23
Opción2Decant4	3398.9	1765.76	3253.4	54.06	374.2	446.72
Opción2Decant5	3021.2	1969.87	2877.4	60.62	372.8	456.05
Opción2Decant6	2643.6	2234.54	2498.6	68.51	373.6	463.34
Opción2Decant7	2265.9	2586.36	2121.9	78.95	372.6	475.72
Opción2Decant8	1888.3	3076.95	1743.4	91.20	373.5	498.21
Opción2Decant9	1510.6	3845.76	1366.9	111.44	372.7	522.17
Opción2Decant10	1133.0	5048.77	988.9	145.19	372.6	548.76
Opción2Decant11	377.7	14480.94	233.5	322.36	373.0	751.50

**Tabla 4.4:** Tabla de resultados de las simulaciones de la Opción 2 a).

#### 4.2.2. Eficacia de la cámara de mezcla

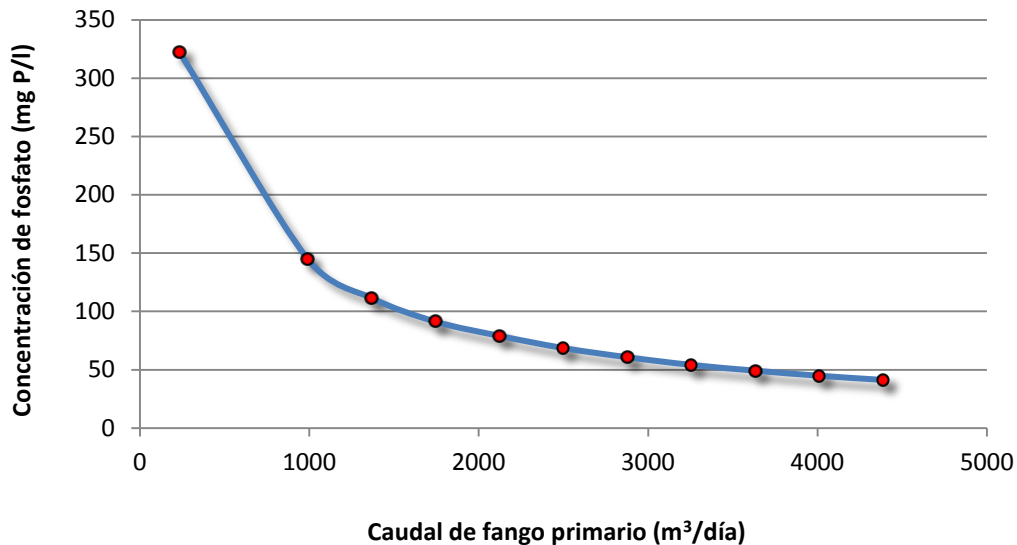
La cámara de mezcla en esta alternativa no ofrece resultados uniformes para todas las simulaciones ya que está incluida en un bucle donde se recircula fango. La modificación de los caudales o características de dicho fango influyen en la eficacia de la cámara de mezcla. Se aprecia en la tabla 4.5, que cuando el caudal de fango primario introducido en el bucle es reducido, a pesar de no modificarse el caudal de fango de la cámara de mezcla, sus características varían. Paramétricamente llama la atención que a caudales bajos de fango primario la suelta de fósforo no es completa. Esto se debe a que la disponibilidad de acético también se ve muy reducida cuando se reduce el caudal de fango primario.

SIMULACIÓN	Q fango1º (m³/día)	Q Mezcla (m³/día)	S <sub>A</sub> (mg DQO/l)	S <sub>PO4</sub> (mg P/l)	X <sub>PP</sub> (mg P/l)	X <sub>PHA</sub> (mg DQO/l)
Opción2Decant1	4531.9	248.6	53.86	739.2	1.9	821.45
Opción2Decant2	4154.2	248.3	49.16	743.4	2.0	825.55
Opción2Decant3	3776.6	248.5	43.12	751.3	2.0	835.57
Opción2Decant4	3398.9	248.4	38.26	754.2	2.1	837.94
Opción2Decant5	3021.2	248.5	33.65	762.4	2.1	847.89
Opción2Decant6	2643.6	248.4	29.03	766.8	2.2	851.83
Opción2Decant7	2265.9	248.2	26.31	772.5	2.3	857.28
Opción2Decant8	1888.3	248.3	19.21	762.4	2.5	852.82
Opción2Decant9	1510.6	248.6	11.84	770.4	2.9	860.96
Opción2Decant10	1133.0	248.2	10.83	794.0	3.0	876.14
Opción2Decant11	377.7	248.5	1.31	807.0	18.2	855.75

**Tabla 4.5:** Variación de la calidad del fango que sale de la cámara de mezcla.

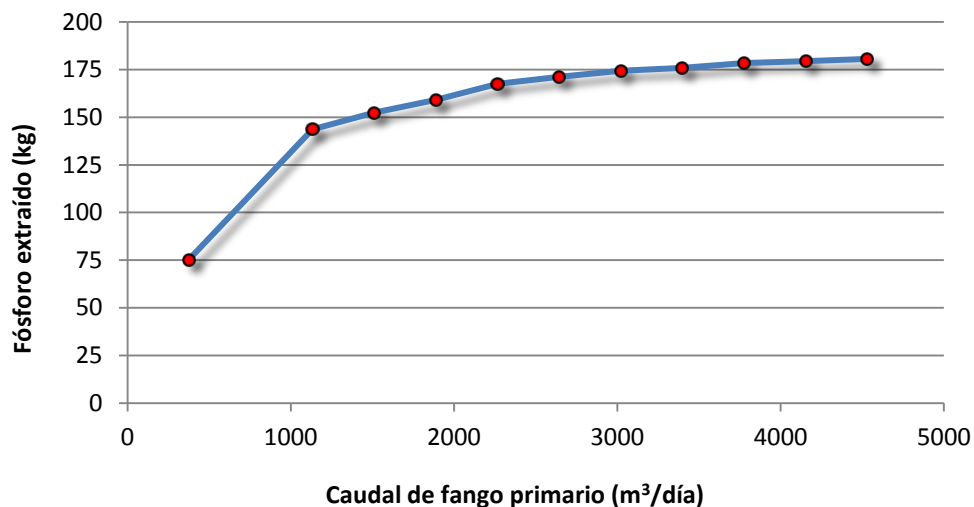
### 4.2.3. Recuperación de fósforo

Los objetivos para la recuperación de fósforo en un cristalizador deben ser la reducción de la corriente de alimentación y el aumento de su concentración. En las simulaciones se observa que la reducción del caudal de fango primario permite aumentar la concentración en fósforo (figura 4.4) La concentración de fosfato que se busca debe ser entorno a los 100 mg/l, por lo que sólo los caudales de fosfato por debajo de los 1800-1700 m<sup>3</sup>/día de fango serían adecuados.



**Figura 4.4:** Concentración de fosfato en la corriente de recuperación en función del caudal de fango primario enviado a espesadores.

Sin embargo ese aumento de la concentración no implica un aumento del fósforo total eliminado. De hecho, la reducción del caudal aumenta la concentración pero reduce la cantidad de fósforo total extraído del sistema (figura 4.5).



**Figura 4.5:** Fósforo total extraído en la corriente de recuperación en función del caudal de fango primario enviado a espesadores.



#### 4.2.4. Fósforo a digestión

De igual manera, el fósforo que no es extraído del sistema tiene como destino la digestión anaerobia. La reducción del caudal de fango primario permite obtener concentraciones más altas, pero elimina menos fósforo del sistema y consecuentemente ese fósforo va a la digestión, tal como se muestra en la figura 4.6. Esto se explica porque la fracción soluble de fósforo fango espesado varía, de modo que manteniendo el mismo caudal de fango a digestión el fósforo soluble que lleva es variable. A mayor concentración de fosfato, más fosfato irá a la digestión.

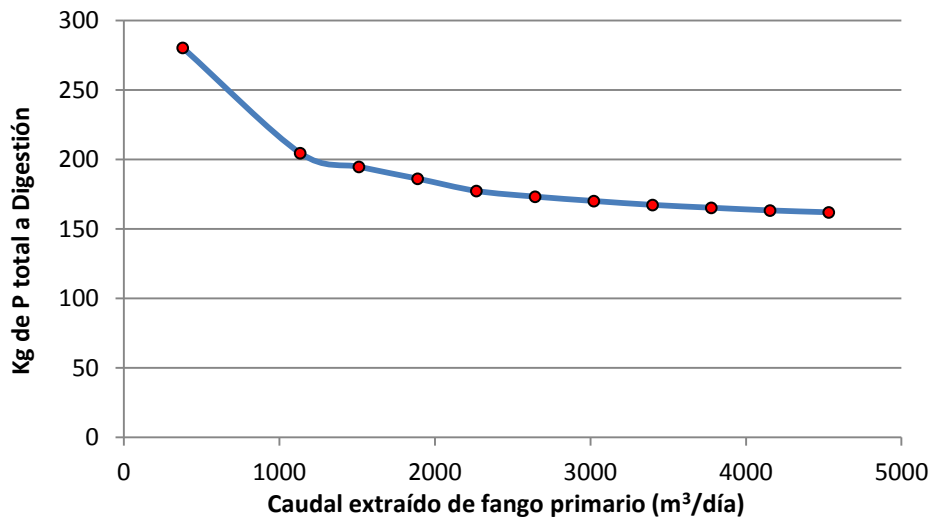


Figura 4.6: Fósforo total enviado a digestión en función del caudal de fango primario enviado a espesadores.

En cuanto a la reducción del fósforo que va a la digestión anaerobia se ve en la siguiente figura que los resultados obtenidos son mejores que los obtenidos en la opción1 (figura 4.7). Los ensayos con menores caudales de fango primario tienen las menores concentraciones de fosfato, pero son las que más reducen el fósforo que va a digestión.

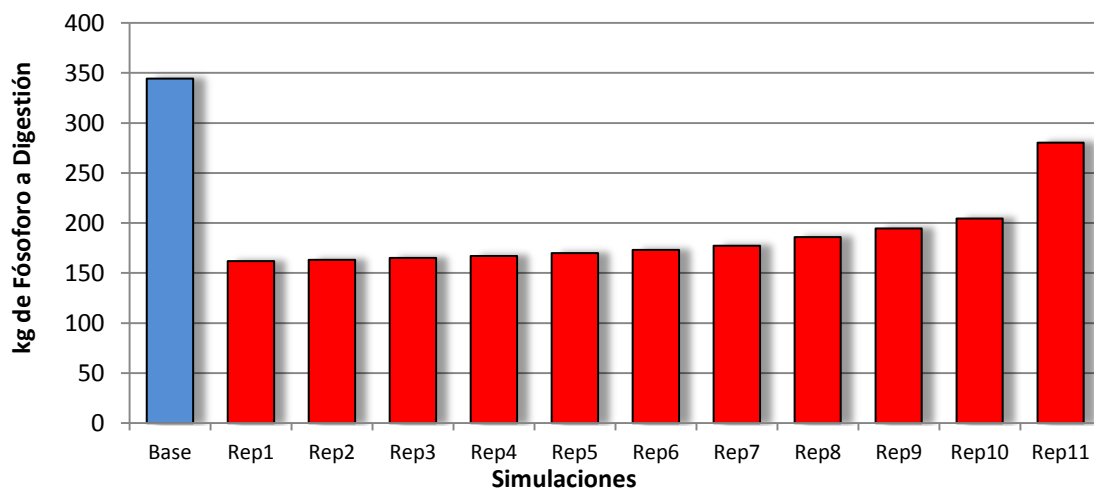


Figura 4.7: Fósforo total enviado a digestión para cada simulación.

### 4.3. RESULTADOS OPCIÓN 2 B)

Para estudiar el efecto que tiene la variación de caudal de elutriación sobre el fósforo que se puede recuperar en el sobrenadante de los espesadores se han realizado 17 simulaciones diferentes, siempre utilizando como referencia el modelo base y modificando la configuración para poder elutriar el fosfato liberado en la cámara de mezcla. Este ensayo se ha configurado manteniendo fijos los caudales de fangos espesados, así como el caudal de fango a digestión. En este caso las variaciones estarán en el caudal recirculado y el caudal de extracción en el espesador de fango primario.

#### 4.3.1. Resultados de las simulaciones

Los resultados obtenidos en las simulaciones realizadas con la configuración de la opción 2, con un caudal de fango primario de 1888,3 m<sup>3</sup>/día, en las que se ha ido modificando el caudal de recirculación para elutriación han dado los siguientes resultados están recogidos en la tabla 4.6.

Se debe tener en cuenta que el caudal unitario máximo de tratamiento de los espesadores es de 576 m<sup>3</sup>/día. Si están siendo utilizados 2 espesadores, su caudal de extracción no puede ser mayor de 1152 m<sup>3</sup>/día, y por lo tanto sólo las 9 primeras simulaciones son aplicables operativamente a la EDAR. Se han realizado más simulaciones para conocer el comportamiento a caudales más altos de recirculación.

<b>SIMULACIÓN</b>	<b>Q Recirculado</b> (m <sup>3</sup> /día)	<b>Q Recuperación</b> (m <sup>3</sup> /día)	<b>S<sub>PO4</sub></b> (mg P/día)	<b>Q Digestión</b> (m <sup>3</sup> /día)	<b>P<sub>T</sub></b> (mgP /día)
Opción2Qelutri1	19.7	1743.4	91.20	373.5	498.22
Opción2Qelutri2	36.8	1744.5	91.03	372.4	499.24
Opción2Qelutri3	50.7	1744.9	90.89	372.0	499.63
Opción2Qelutri4	65.5	1745.9	90.77	371.0	500.59
Opción2Qelutri5	209.4	1744.7	90.00	372.2	499.10
Opción2Qelutri6	373.6	1743.3	89.66	373.6	495.84
Opción2Qelutri7	562.7	1741.7	89.50	375.1	492.42
Opción2Qelutri8	791.1	1745.2	90.11	372.3	494.02
Opción2Qelutri9	1057.1	1746.0	90.20	371.4	492.60
Opción2Qelutri10	1368.1	1742.8	90.31	374.7	487.72
Opción2Qelutri11	1758.9	1744.4	90.54	373.1	487.16
Opción2Qelutri12	2246.6	1745.6	90.81	371.8	486.41
Opción2Qelutri13	2867.7	1744.8	91.09	372.6	483.98
Opción2Qelutri14	3693.5	1743.3	91.52	374.2	481.17
Opción2Qelutri15	4865.3	1745.7	92.16	371.8	478.75
Opción2Qelutri16	6618.2	1747.2	92.38	370.4	480.26
Opción2Qelutri17	9525.3	1746.4	92.82	371.1	476.84

**Tabla 4.6:** Tabla de resultados de las simulaciones de la Opción 2 b).

### 4.3.2. Eficacia de la cámara de mezcla

La eficacia de la cámara de mezcla varía mucho en función del caudal de recirculación, puesto que el caudal de recirculación afecta directamente al tiempo de retención hidráulica del fango en la cámara. El tiempo de retención hidráulica desciende desde las 58 horas con un caudal de recirculación de 248.3 m<sup>3</sup>/día, hasta apenas una hora y media con 9754.6 m<sup>3</sup>/día.

Se observa que el polifosfato intracelular está prácticamente vacío en todas las simulaciones, por lo que el tiempo de retención celular más bajo es suficiente para que las bacterias PAO realicen la suelta de fósforo (tabla 4.7).

Cuanto mayor es el TRH, más consumo hay de sustrato soluble ( $S_A$ ).

El aumento del caudal de recirculación baja la concentración de fosfato, aunque en la corriente de recuperación el fosfato aparece con una concentración uniforme en todas las simulaciones. Esto se debe a que el fosfato de las simulaciones con corriente más concentrada se diluye en el caudal de fango primario antes de ser elutriado.

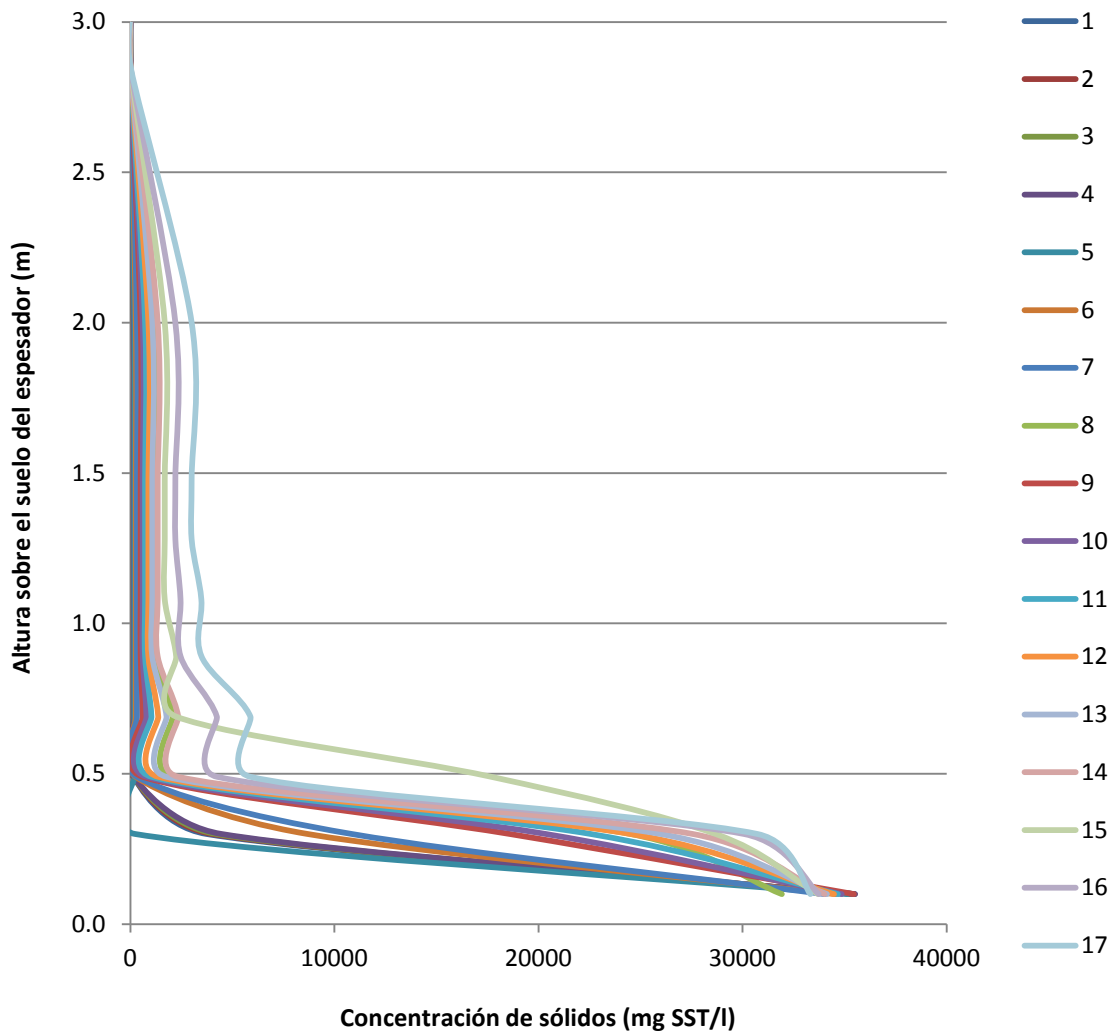
SIMULACIÓN	Q mezcla (m <sup>3</sup> /día)	TRH (horas)	$S_A$ (mg DQO /l)	$S_{PO4}$ (mg P /l)	$X_{PP}$ (mg P /l)	$X_{PHA}$ (mg DQO /l)
Opción2Qelutri1	248.3	58.0	19.22	762.38	2.48	852.82
Opción2Qelutri2	265.4	54.2	30.91	717.52	2.25	839.23
Opción2Qelutri3	279.3	51.6	41.27	685.34	2.15	829.12
Opción2Qelutri4	294.1	49.0	52.73	654.60	2.09	819.36
Opción2Qelutri5	438.0	32.9	146.85	465.10	1.96	754.39
Opción2Qelutri6	602.2	23.9	226.09	361.28	1.94	712.10
Opción2Qelutri7	791.3	18.2	282.29	295.65	1.94	683.58
Opción2Qelutri8	1020.3	14.1	329.18	250.98	1.95	669.54
Opción2Qelutri9	1286.3	11.2	365.54	217.82	1.95	654.51
Opción2Qelutri10	1597.3	9.0	392.01	193.09	1.94	639.24
Opción2Qelutri11	1988.1	7.2	416.97	173.22	1.93	629.93
Opción2Qelutri12	2475.8	5.8	437.85	157.30	1.92	621.93
Opción2Qelutri13	3096.9	4.6	454.56	144.30	1.91	613.05
Opción2Qelutri14	3922.8	3.7	468.85	133.62	1.89	604.93
Opción2Qelutri15	5094.6	2.8	494.18	124.70	1.86	593.21
Opción2Qelutri16	6847.5	2.1	497.30	116.52	1.81	593.43
Opción2Qelutri17	9754.6	1.5	506.52	109.71	1.75	583.61

**Tabla 4.7:** Caudal y parámetros de interés en el fango de salida de la cámara de mezcla.

### 4.3.3. Perfiles en los espesadores

El caudal de recirculación para elutriar el fosfato previsiblemente incrementa los sólidos del sistema. Un aumento del caudal debería suponer un incremento en el perfil de los espesadores. Sin embargo tal como se aprecia en la gráfica, esto no ocurre así. Los perfiles de sólidos en todas las simulaciones se mantienen bastante uniformes y revelan que el manto de

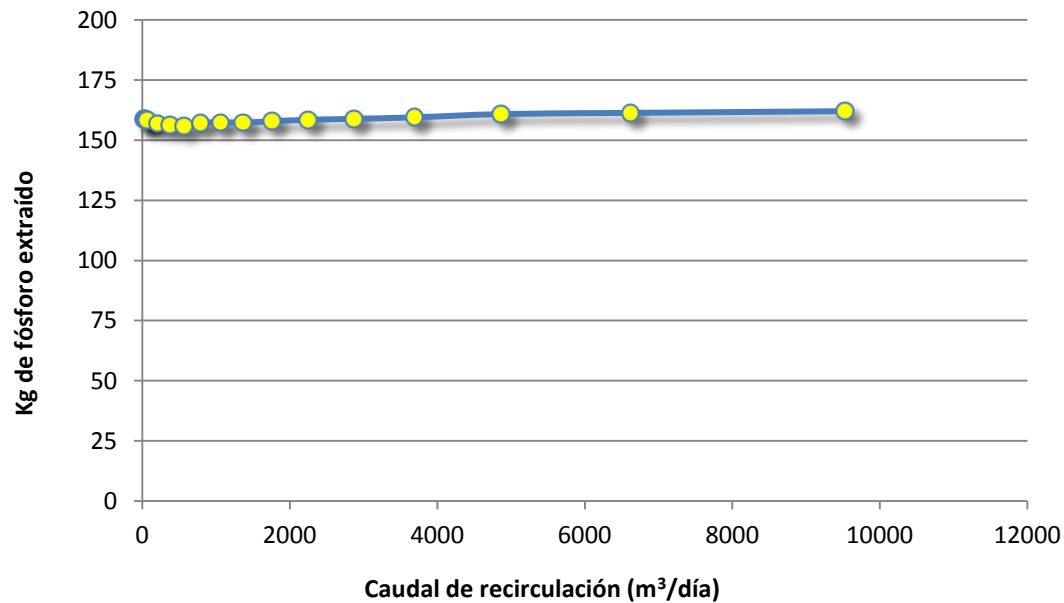
fango se encuentra por debajo de los 50 centímetros (figura 4.8). Probablemente se deba a que el aumento de los sólidos influyentes al espesador se ve compensado por la mayor extracción de fango por el fondo.



**Figura 4.8:** Perfiles de sólidos en los espesadores utilizados para la elutriación de fosfato. Resultados para cada una de las 17 simulaciones realizadas.

#### 4.3.4. Recuperación de fósforo

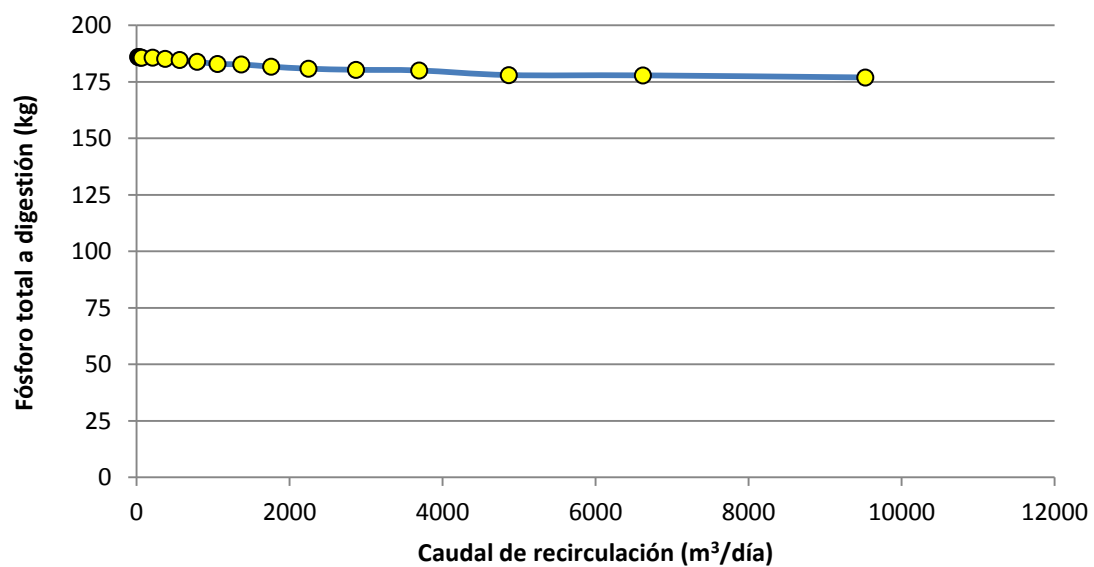
En este caso, la recuperación de fósforo se mantiene bastante estable en cualquiera de las simulaciones, manteniendo un caudal de recuperación constante (figura 4.9). Las diferencias entre unas y otras son mínimas, todas las simulaciones están en torno a 160 kilogramos de fósforo por día. Se podría esperar una mejora de la recuperación de fósforo a medida que se recircula mayor caudal para su elutriación, sin embargo esto no ocurre así, porque la totalidad del volumen de fango de la cámara de mezcla es elutriado. El fósforo de entrada en la cámara de mezcla es siempre el mismo, puesto que el aumento de caudal incluye también dilución.



**Figura 4.9:** Total de fósforo extraído del sistema en forma de fosfato en función de diferentes caudales de recirculación.

#### 4.3.5. Fósforo a digestión

En cuanto al fósforo total en el fango que se envía a digestión, puesto que el fósforo que no es recuperado se envía a digestión, y los datos de recuperación eran bastante homogéneos, también lo son los de la cantidad de fósforo enviado a digestión (figura 4.10). Los caudales y las concentraciones son muy similares entre las diferentes simulaciones, y por tanto también lo es en términos absolutos el fósforo enviado a digestión, alrededor de los 180 kg.



**Figura 4.10:** Fósforo total enviado a digestión para diferentes caudales de recirculación.

Comparativamente con respecto a la situación actual, la reducción del fósforo con destino a los digestores anaerobios es muy apreciable. En términos absolutos de kilogramos de fósforo total al día la reducción ronda el 47% (figura 4.11). No puede decirse que los caudales de recirculación tengan un efecto reseñable para este caudal de fango primario introducido en el sistema de elutriación.

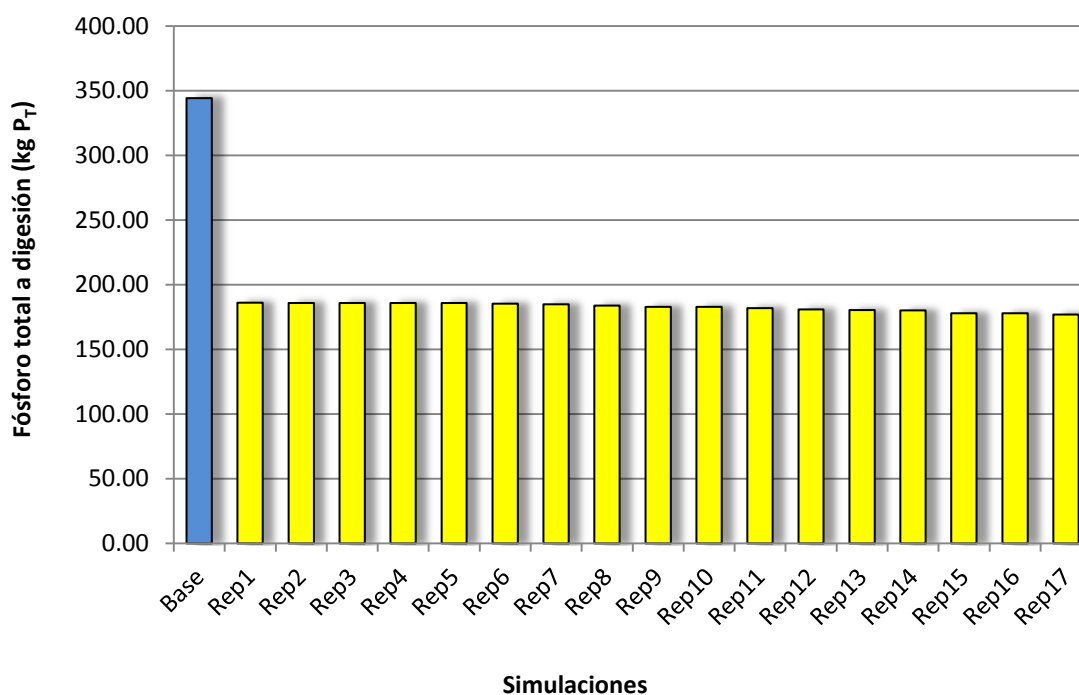


Figura 4.11: Fósforo total enviado a digestión para cada simulación.

#### 4.4. RESULTADOS OPCIÓN 2C.

En esta opción 2c, para estudiar el comportamiento del sistema pero con un caudal menor de fango primario se han realizado 19 simulaciones diferentes, utilizando como referencia la opción 2B y modificando únicamente el caudal de extracción en la decantación primaria. Al igual que anteriormente, en este ensayo se ha configurado manteniendo fijos los caudales de fangos espesados, así como el caudal de fango a digestión. También en este caso las variaciones estarán en el caudal recirculado y el caudal de extracción en el espesador de fango primario.

##### 4.4.1. Resultados de las simulaciones

Los resultados obtenidos en las simulaciones realizadas con la configuración de la opción 2, con un caudal de fango primario de 377,65 m<sup>3</sup>/día, en las que se ha ido modificando el caudal de recirculación para elutriación han dado los siguientes resultados que están recogidos en la tabla 4.8.

SIMULACIÓN	Q Recirculado (m <sup>3</sup> /día)	Q Recupera (m <sup>3</sup> /día)	S <sub>PO4</sub> (mg P/día)	Q Digestión (m <sup>3</sup> /día)	P <sub>T</sub> (mgP /día)
Opcion2Elutria1Caudalbajo5	10.14	411.92	309.50	192.74	1122.69
Opcion2Elutria1Caudalbajo10	21.93	407.28	307.82	197.38	1105.75
Opcion2Elutria1Caudalbajo15	33.50	414.81	307.39	189.85	1134.67
Opcion2Elutria1Caudalbajo20	48.32	411.38	307.07	193.28	1119.68
Opcion2Elutria1Caudalbajo25	65.32	408.69	307.27	195.97	1107.16
Opcion2Elutria1Caudalbajo30	82.45	412.27	308.14	192.39	1117.97
Opcion2Elutria1Caudalbajo35	104.20	411.14	309.99	193.52	1107.98
Opcion2Elutria1Caudalbajo40	129.15	410.93	311.87	193.73	1101.78
Opcion2Elutria1Caudalbajo45	157.84	411.75	314.27	192.91	1098.33
Opcion2Elutria1Caudalbajo50	196.21	408.45	316.23	196.21	1080.51
Opcion2Elutria1Caudalbajo55	235.73	411.79	319.70	192.87	1083.85
Opcion2Elutria1Caudalbajo60	289.81	411.46	322.54	193.21	1074.96
Opcion2Elutria1Caudalbajo65	355.88	413.03	324.90	191.63	1073.76
Opcion2Elutria1Caudalbajo70	450.59	411.55	324.64	193.11	1068.31
Opcion2Elutria1Caudalbajo75	575.16	412.94	326.29	191.72	1066.14
Opcion2Elutria1Caudalbajo80	769.57	412.27	326.68	192.39	1060.59
Opcion2Elutria1Caudalbajo85	1103.42	409.94	326.91	194.72	1049.66
Opcion2Elutria1Caudalbajo90	1785.30	406.29	327.07	198.37	1034.67
Opcion2Elutria1Caudalbajo95	3677.64	411.10	329.59	193.56	1040.13

**Tabla 4.8:** Tabla de resultados de las simulaciones de la Opción 2 c).

#### 4.4.2. Eficacia de la cámara de mezcla

La eficacia de la cámara de mezcla varía mucho en función del caudal de recirculación, puesto que el caudal de recirculación afecta directamente al tiempo de retención hidráulica del fango en la cámara. El tiempo de retención hidráulica desciende desde las 60.7 horas con un caudal de recirculación de 237.15 m<sup>3</sup>/día, hasta 3.7 horas con 3904.64 m<sup>3</sup>/día.

Se observa que en simulaciones con tiempos de retención hidráulicos altos no existe suficiente acético para la liberación de las reservas intracelulares de polifosfatos. Sólo a partir de los 582.89 m<sup>3</sup>/día de recirculación de fango aparecen concentraciones bajas de polifosfatos intracelulares (tabla 4.9).

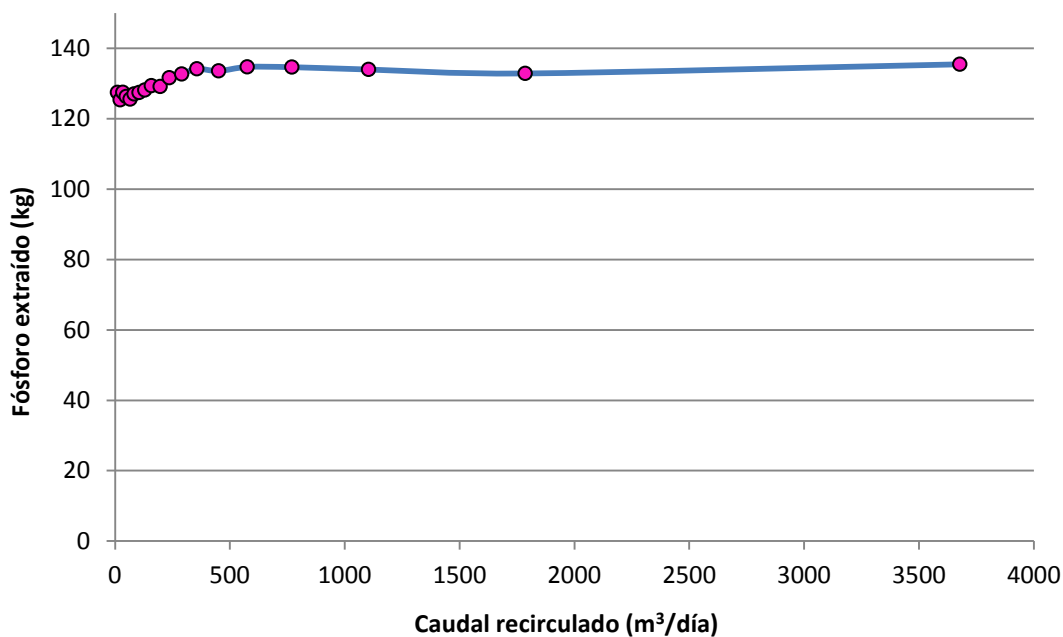
La disponibilidad de sustrato soluble (S<sub>A</sub>) es baja para tiempos de retención hidráulicos altos. Esto se explica porque el aporte se mantiene constante con el caudal de fango primario, mientras que el aumento del caudal de recirculación acumula más biomasa durante más tiempo y consumen el sustrato hasta agotarlo. Sólo a partir de los 582.89 m<sup>3</sup>/día comienza a observarse un repunte en la concentración de acético.

La concentración de fosfato es al igual que en las simulaciones anteriores bastante uniforme. Esa concentración es mayor cuanto mayor es el tiempo de retención hidráulico. Sin embargo, se observa que en estas simulaciones el fango saliente de la cámara de mezcla no alcanzan los valores observados en la Opción 2B.

SIMULACIÓN	Q mezcla (m <sup>3</sup> /día)	TRH (horas)	S <sub>A</sub> (mg DQO /l)	S <sub>PO4</sub> (mg P /l)	X <sub>PP</sub> (mg P /l)	X <sub>PHA</sub> (mg DQO /l)
Opcion2Elutria1Caudalbajo5	237.15	60.7	0.85	795.73	40.90	797.91
Opcion2Elutria1Caudalbajo10	248.94	57.8	0.81	768.27	45.62	785.83
Opcion2Elutria1Caudalbajo15	260.51	55.3	0.79	746.63	47.83	782.52
Opcion2Elutria1Caudalbajo20	275.33	52.3	0.77	722.08	49.09	778.85
Opcion2Elutria1Caudalbajo25	292.33	49.3	0.77	698.28	48.90	778.33
Opcion2Elutria1Caudalbajo30	309.46	46.5	0.77	678.49	47.49	786.03
Opcion2Elutria1Caudalbajo35	331.21	43.5	0.80	658.09	43.30	793.05
Opcion2Elutria1Caudalbajo40	356.16	40.4	0.84	637.49	38.88	803.32
Opcion2Elutria1Caudalbajo45	384.84	37.4	0.90	617.89	33.18	817.18
Opcion2Elutria1Caudalbajo50	423.22	34.0	0.98	593.99	27.67	826.64
Opcion2Elutria1Caudalbajo55	462.73	31.1	1.20	576.73	19.23	848.98
Opcion2Elutria1Caudalbajo60	516.81	27.9	1.72	555.09	11.41	865.97
Opcion2Elutria1Caudalbajo65	582.89	24.7	3.85	533.19	5.21	880.77
Opcion2Elutria1Caudalbajo70	677.60	21.3	5.63	503.71	4.02	896.58
Opcion2Elutria1Caudalbajo75	802.17	18.0	14.71	478.42	2.67	880.82
Opcion2Elutria1Caudalbajo80	996.57	14.4	22.75	449.17	2.38	876.55
Opcion2Elutria1Caudalbajo85	1330.43	10.8	31.57	418.54	2.23	867.88
Opcion2Elutria1Caudalbajo90	2012.31	7.2	41.15	387.43	2.12	853.97
Opcion2Elutria1Caudalbajo95	3904.64	3.7	66.52	360.58	1.96	822.88

**Tabla 4.9:** Caudal y parámetros de interés en el fango de salida de la cámara de mezcla.

#### 4.4.3. Recuperación de fósforo



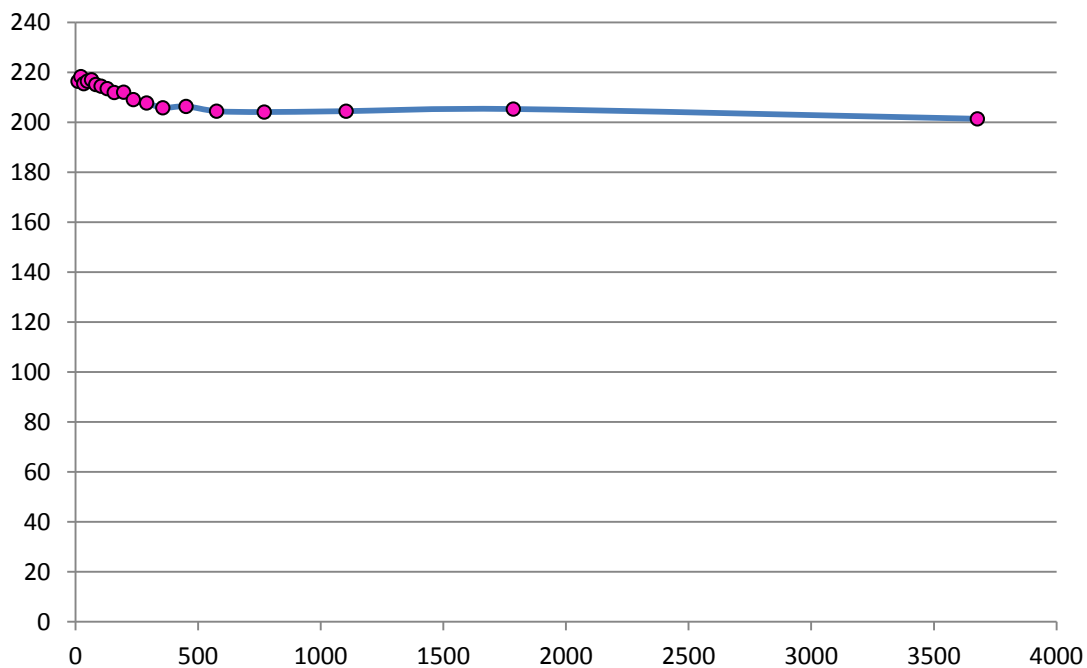
**Figura 4.12:** Total de fósforo extraído del sistema en forma de fosfato en función de diferentes caudales de recirculación.



La concentración de fosfato en la corriente de recuperación es bastante uniforme en todas las simulaciones (figura 4.12). Además esta concentración de 410 mg P/l, es de media bastante más alta que la de las simulaciones de la Opción 2B, en la que la concentración media es de 91 mg P/l. Sin embargo, el caudal de recuperación, 410 m<sup>3</sup>/día es sensiblemente inferior a la de la Opción 2B, 1745 m<sup>3</sup>/día. Esto hace que la extracción de fósforo del sistema sea menor en esta alternativa, donde la extracción es bastante uniforme entorno a los 130 kg/día, e independiente del caudal recirculado. La extracción media de fósforo en esta opción queda por debajo de la obtenida en la Opción 2B, casi con 160 kg/día.

#### 4.4.4. Fósforo a digestión

Según las simulaciones, debido a la menor extracción de fósforo en esta alternativa, la cantidad de fósforo que tiene como destino la digestión de fangos es mayor que en la Opción 2B. En este caso la digestión recibe aproximadamente 210 kg frente a los 180 kg aproximadamente de la Opción 2B (figura 4.13). Los caudales de fango a digestión son en este caso mucho menor que en la Opción 2C, aunque el fango está más concentrado tanto en sólidos como en fósforo total.



**Figura 4.13:** Fósforo total enviado a digestión para diferentes caudales de recirculación.

Comparando el fósforo enviado a la digestión de estas simulaciones con la situación actual de operación en la EDAR, se obtiene una reducción entre el 37% y el 40%. Esta reducción se aprecia en la figura 4.14, y aunque es una reducción importante, no alcanza a reducir tanto el fósforo como en la Opción 2B, donde se alcanzaba una reducción alrededor del 47%.

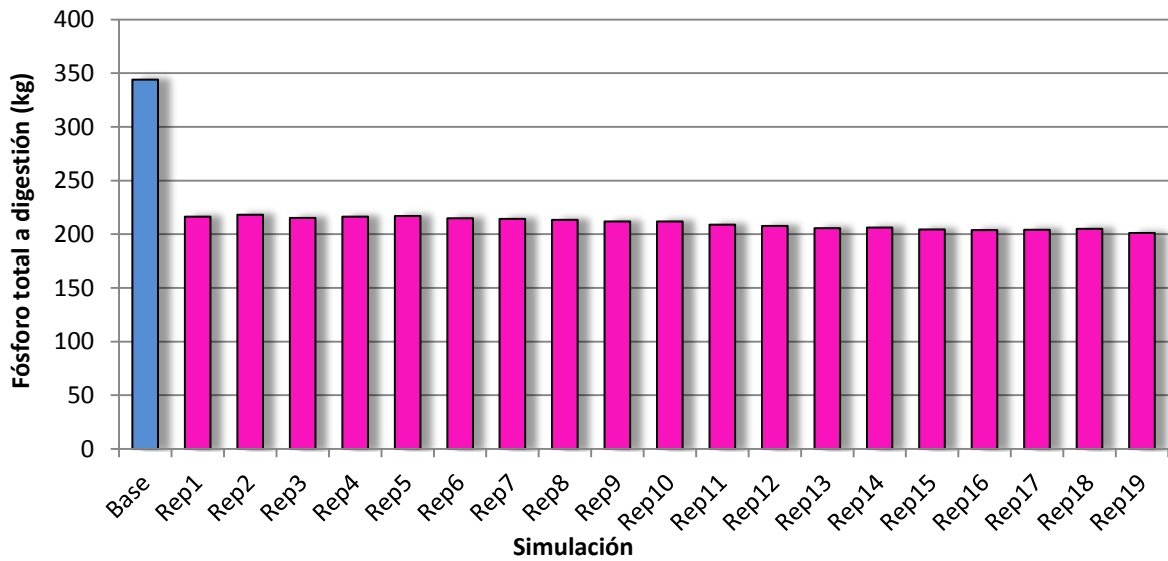


Figura 4.14: Fósforo total enviado a digestión para cada simulación.

#### 4.5. RESULTADOS OPCIÓN 3

En el caso de esta última opción, los resultados de la simulación han resultado no ser válidos. El ensayo ha demostrado la inviabilidad de la utilización de esta configuración. La introducción de fango primario espesado, fango biológico flotado, sumado a la recirculación de una corriente para elutriar el fosfato hace que el espesador se colapse inmediatamente, de modo que el manto de fango rebosa incluso a caudales mínimos de elutriación. En la figura 4.15 se puede comprobar el perfil de sólidos con un caudal de elutriación de  $19.66 \text{ m}^3/\text{día}$ , insuficiente para la recuperación de fósforo.

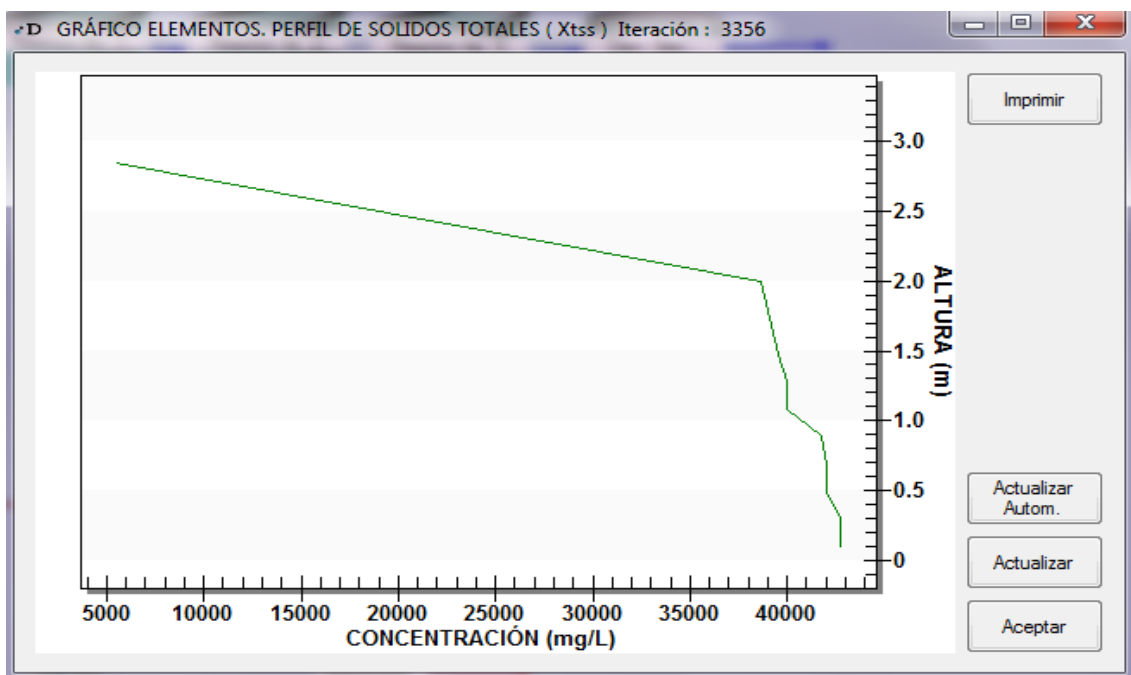


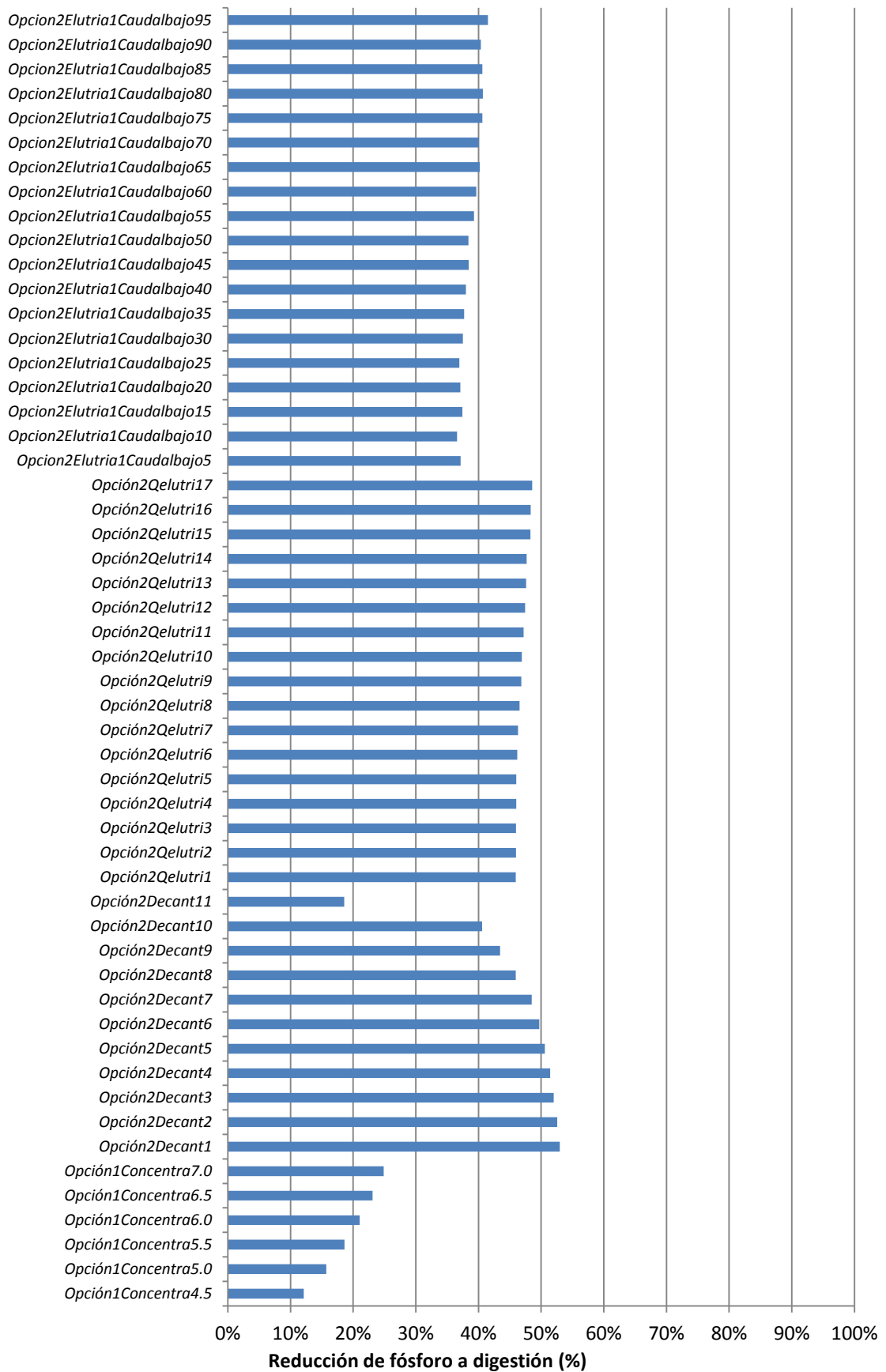
Figura 4.15: Perfil de sólidos en el espesador, simulación de la Opción3.

#### 4.6. COMPARATIVA DE RESULTADOS

Entre las alternativas desarrolladas y valoradas mediante simulación, las que mejores resultados han obtenido han sido aquellas en las que la recuperación del fósforo se realizaba por elutriación en los espesadores con caudales de fango primario altos. Aunque estas corrientes extraen las cantidades de fósforo más altas del sistema, reduciéndolo en la digestión, no son viables para la recuperación de fósforo por cristalización de estruvita, ya que como referencia se utilizan concentraciones mínimas de 90-100 mg/l de fósforo en forma de fosfato (componente de la estruvita).

La primera opción que un espesador dinámico para la extracción del fosfato liberado, permite obtener una concentración que alcanzan más de 350 mg P/l. El resto de opciones, que realizan la extracción de fosfato por elutriación dependen de dos variables principales, el caudal de fango primario y el caudal de fango recirculado para la elutriación, aunque se ha visto que la variable determinante es el caudal de fango primario. Las simulaciones realizadas para valorar el efecto de diferentes caudales de recirculación los resultados no muestran diferencias relevantes entre caudales bajos y altos para elutriar.

De este modo se ha visto que con un caudal de fango primario de 377.7 m<sup>3</sup>/día se alcanza la concentración de fosfato de 322.4 mg/l, mientras que con caudales inferiores a 1600 m<sup>3</sup>/día se puede conseguir concentrar el fosfato por encima de los 100 mg/l, que permiten alcanzar una concentración suficiente para utilizarla en la cristalización y además eliminan más cantidad de fósforo.



**Figura 4.16:** Comparativa de la reducción obtenida para cada una de las simulaciones en % sobre el fósforo que actualmente va al sistema de digestión.

## ***CONCLUSIONES***

---



## 5. CONCLUSIONES

Primero, la necesidad de eliminar los nutrientes del agua residual, en especial el fósforo, para evitar los problemas de eutrofización que generan en el ecosistema. Segundo el carácter no renovable y la escasez de fuentes de fósforo, como recurso imprescindible para la seguridad alimentaria. Y tercero, los problemas que genera el fósforo en la digestión anaerobia de la EDAR de Arazuri-Pamplona, con precipitación incontrolada de estruvita. Estas son las principales justificaciones que tiene el presente trabajo.

El objetivo de este trabajo ha sido el de definir y valorar posibles alternativas para extraer fósforo del fango en un punto de la línea de fangos anterior a la digestión anaerobia de fangos. Estas alternativas han sido diseñadas y valoradas mediante el uso del simulador DESASS, que incluye el modelo matemático global BNRM2.

La EDAR de Arazuri tiene un espesador de gravedad que en la actualidad está en desuso. La premisa es la de hacer más versátiles las infraestructuras existentes para dar solución al problema señalado, reduciendo la inversión inicial necesaria y permitiendo dar uso a elementos que están parados.

Se conoce el comportamiento de las bacterias PAO y pueden utilizarse para alcanzar el objetivo de este trabajo. Forzando la suelta de fosfato en condiciones controladas en el volumen del espesador que se encuentra en desuso se puede evitar que gran parte del fósforo alcance la digestión. Las opciones contempladas utilizan este volumen como cámara de mezcla de fango primario con fango biológico, normalmente espesados para reducir los volúmenes y permitir el proceso de suelta de fósforo.

La primera opción consiste en utilizar este volumen para la suelta de fósforo para posteriormente hacer pasar el fango por un espesador dinámico. Los resultados obtenidos permiten obtener una corriente de rechazo con concentraciones de fosfato que alcanzan más de 350 mg P/l. Las limitaciones de esta alternativa tienen que ver con la concentración máxima que acepta la digestión anaerobia y con el coste económico de la instalación de la maquinaria.

El resto de opciones utilizan la cámara de mezcla para la suelta de fósforo, pero la extracción de éste se realiza por elutriación. En este caso hay dos variables principales a tener en cuenta. Por una parte el caudal de fango primario introducido en el sistema de elutriación, y por otro lado el caudal de fango recirculado para la suelta de fósforo. Mediante las simulaciones se ha comprobado que la variable determinante es el caudal de fango primario introducido en el sistema.

En las simulaciones utilizadas para valorar el efecto del caudal de extracción de fango primario en el fósforo recuperado, se observa que caudales muy elevados diluyen la corriente de recuperación. El caudal de fango primario de 377.7 m<sup>3</sup>/día permite alcanzar la concentración de fosfato de 322.4 mg/l, aunque sólo permite extraer algo más de 75 kg de fósforo. Con caudales inferiores a 1600 m<sup>3</sup>/día se puede conseguir concentrar el fosfato por encima de los 100 mg/l, y eliminar más de 150 kg de fósforo diarios.

En las simulaciones realizadas para valorar el caudal de recirculación más adecuado, los resultados no han mostrado diferencias especialmente relevantes entre caudales bajos y altos de recirculación. Con un caudal de fango primario de 1888.3 m<sup>3</sup>/día y un caudal de recuperación aproximado de 1740 m<sup>3</sup>/día, se consigue una concentración estable de fosfato alrededor de 91 mg/l, lo que se traduce en una extracción de unos 159 kg de fósforo diarios. Para un caudal de fango primario menor, de 377.7 m<sup>3</sup>/día se obtiene una corriente de recuperación cercana a los 410 m<sup>3</sup>/día, aunque con una concentración que supera los 310 mg/l de fósforo. Esto se traduce en una capacidad de extracción entorno a los 130 kg de fósforo diarios.

Desde la visión de recuperación de fósforo mediante cristalización la utilización del sistema de elutriación con caudal bajo de fango primario permite obtener unas concentraciones elevadas. Tener un caudal bajo permite dimensionar instalaciones más pequeñas y económicas.

Desde la visión de evitar la precipitación incontrolada de estruvita en la digestión anaerobia, el mejor resultado se obtiene con 4531.9 m<sup>3</sup>/día de fango primario, con una corriente de recuperación de 4388.4 m<sup>3</sup>/día y una concentración de 41.1 mg/l que permite extraer hasta 180 kg de fósforo al día. Sin embargo, la baja concentración de fosfato en la corriente de recuperación no permite utilizar esta opción.

La opción de instalar un espesador dinámico ofrece una solución fiable y robusta, que permite obtener una corriente rica en fósforo suficientemente concentrada, pero la principal desventaja es su coste económico. La opción de la elutriación es una opción técnicamente más compleja, pero ofrece resultados muy buenos. Caudales de fango primario superiores a 1700 m<sup>3</sup>/día impiden que la corriente de recuperación sea suficientemente concentrada. El caudal de diseño del sistema de recuperación va a depender del compromiso entre el caudal máximo que es capaz de gestionar el cristizador y su coste económico. A mayor caudal mayor cristizador y más inversión. Lo deseable son caudales alrededor de los 1500-1000 m<sup>3</sup>/día, puesto que alcanzan la concentración suficiente y permiten la mayor eliminación de fósforo del sistema.



## ***BIBLIOGRAFÍA***

---



## 6. BIBLIOGRAFÍA

Abdel-Radouf, N., Al-Homaidan, A. A., & Ibraheem, I. B. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*. Vol 19 , 257-275.

Ali, M. I., Schneider, P. A., & Hudson, N. (2005). Thermodynamics and solution chemistry of struvite. *Journal of the Indian Institute of Science*. Vol. 85 , 141-149.

Allison, J. D., Brown, D. S., & Novo-Gradac, K. (1991). MINTEQA2/PRODEFA2 A geochemical assessment model for environmental systems: Version 3.0 Users manual. EPA/600/3-91/021 (pág. 107). Washington, D. C.: USEPA.

Association, American Public Health; Association, American Water Works; Federation, Water Environment. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th Edition. Washington, D. C.: Lenore S. Clesceri; Arnold E. Greenberg; Andrew D. Eaton.

Balmer, P. (2004). Phosphorus recovery. An overview of potentials and possibilities. *Water Science and Technology*, 49 (10). , 185-190.

Barat, R. (2004). Estudio de la precipitación de fósforo inducida biológicamente en el tratamiento de aguas residuales. *Tesis Doctoral* . Valencia: Universitat Politècnica de València.

Barat, R., & van Loosdrecht, M. C. (2006). Potential phosphorus recovery in a WWTP with the BCFS® process: Interactions with the biological process. *Water Research*. Vol. 40 , 3507-3516.

Barat, R., Bouzas, A., Martí, N., Ferrer, J., & Seco, A. (2009). Precipitation assessment in wastewater treatment plants operated for biological nutrient removal: A case study in Murcia, Spain. *Journal of Environmental Management*. Vol. 90 , 850-857.

Barat, R., Montoya, T., Borrás, L., Ferrer, J., & Seco, A. (2008). Interactions between calcium precipitation and the polyphosphate-accumulating bacteria metabolism. *Water Research*. Vol. 42 , 3415-3424.

Barat, R., Montoya, T., Seco, A., & Ferrer, J. (2005). The role of potassium, magnesium and calcium in the enhanced biological phosphorus removal treatment plants. *Environmental Technology*. Vol. 26 , 983-992.

Barat, R., Serralta, J., Ruano, M. V., Jiménez, E., Ribes, J., Seco, A., y otros. (2013). Biological Nutrient Removal Model No.2 (BNRM2): a general model for wastewater treatment plants. *Water Science & Technology*. Vol. 67(7) , 1481-1489.

Barker, P. S., & Dold, P. L. (1996). Denitrification behaviour in biological excess phosphorus removal activated sludge systems. *Water Research*. Vol. 30. No.4. , 769-780.

Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., y otros. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1). *Water Science and Technology*. Vol. 45, No. 10 , 65-73.

Battistoni, P., De Angelis, A., Pavan, P., Prisciandaro, M., & Cecchi, F. (2001). Phosphorus removal from a real anaerobic supernatant by struvite crystallization. *Water Research*. Vol. 35 Iss. 9 , 2167-2178.

- Bitton, G. (2005). *Wastewater Microbiology. Third Edition*. Hoboken (New Jersey): Wiley-Liss.
- Carlsson, H., Aspegren, H., Lee, N., & Hilmer, A. (1997). Calcium phosphate precipitation in biological phosphorus removal systems. *Water Research. Vol. 31. No. 5* , 1047-1055.
- Chong, S., Sen, T. K., Kayaalp, A., & Ang, H. M. (2012). The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – A State-of-the-art review. *Water Research. Vol. 46* , 3434-3470.
- Claros, J., Jiménez, E., Aguado, D., Ferrer, J., Seco, A., & Serralta, J. (2013). Effect of pH and HNO<sub>2</sub> concentration on the activity of ammonia-oxidizing bacteria in a partial nitrification reactor. *Water Science & Technology. No. 61 (4)* , 841-857.
- De Ridder, M., De Jong, S., Polchar, J., & Lingemann, S. (2012). *Risk and Opportunities in the Global Phosphate Rock Market*. La Haya: The Hague Centre for Strategic Studies.
- Doyle, J. D., & Parsons, S. A. (2002). Struvite formation, control and recovery. *Water Research. Vol. 36* , 3925-3940.
- Durán, F. (Diciembre de 2013). Modelación matemática del tratamiento anaerobio de aguas residuales urbanas incluyendo las bacterias sulfatorreductoras. Aplicación a un biorreactor anaerobio de membranas. *Tesis Doctoral* . Valencia: Universitat Politècnica de València.
- EPA. (2009). *Nutrient control design manual. State of technology review report*.
- Ferrer, J., Seco, A., Serralta, J., Ribes, J., Manga, J., Asensi, E., y otros. (2008). DESASS: A software tool for designing, simulating and optimizing WWTPs. *Environmental Modelling & Software. Vol. 23* , 19-26.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., & van Loosdrecht, M. (1999). Activated Sludge Model No. 3. *Water Science and Technology. Vol. 39 No. 1* , 183-193.
- Hellinga, C., Schellen, A. A., Mulder, J. W., Van Loosdrecht, M. C., & Heijnen, J. J. (1998). The Sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. *Water Science and Technology. Vol. 37. No. 9* , 135-142.
- Henze, M., Grady, C. P., Gujer, W., Marais, G. V., & Matsuo, T. (1987). Activated Sludge Model No. 1. *Scientific and Technical Reports No. 1* . Londres, Reino Unido: IAWPRC.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., & Marais, G. V. (1995). Activated Sludge Model No. 2. *Scientific and Technical Report No. 3* . Londres, Reino Unido: IWA.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. R., y otros. (1999). Activated Sludge Model No. 2D ASM2D. *Water Science and Technology. Vol. 39, No. 1* , 165-182.
- Hernández Muñoz, A. (1998). *Depuración de Aguas Residuales*. Madrid: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos (U. P. M.).
- Hiraishi, A., Masamune, K., & Kitamura, H. (1989). Characterization of the bacterial population structure in an anaerobic-aerobic activated sludge system on the basis of respiratory quinone profiles. *Applied Environmental Microbiology. Vol. 55* , 897-901.

- Hu, Z., Wentzel, M. C., & Ekama, G. A. (2007). A general kinetic model for biological nutrient removal activated sludge systems: model evaluation. *Biotechnology and bioengineering*. Vol. 98, No. 6, 1259-1275.
- Hu, Z., Wentzel, M. C., & Ekama, G. A. (2003). Modelling biological nutrient removal activated sludge systems - a review. *Water Research*. Vol. 37, 3430-3444.
- Jiménez, E. (2010). Modelación matemática del proceso de nitrificación en dos etapas. Desarrollo de metodologías de calibración del modelo para un reactor SHARON y un proceso de fangos activados. *Tesis Doctoral*. València: Universitat Politècnica de València.
- Jiménez, E., Giménez, J. B., Ruano, M. V., Ferrer, J., & Serralta, J. (2011). Effect of pH and nitrite concentration on nitrite oxidation rate. *Bioresource Technology*. Vol. 102, 8741-8747.
- Jiménez, E., Giménez, J. B., Seco, A., Ferrer, J., & Serralta, J. (2012). Effect of pH, substrate and free nitrous acid concentrations on ammonium oxidation rate. *Bioresource Technology*. No. 124, 478-484.
- Koutsoukos, P., Amjad, Z., Tomson, M. B., & Nancollas, G. H. (1980). Crystallization of Calcium Phosphates. A Constant Composition Study. *Journal of American Chemical Society*. Vol. 102(5), 1553-1557.
- Larsen, T. A., Peters, I., Alder, A., Eggen, R., Maurer, M., & Muncke, J. (2001). Re-engineering the toilet for sustainable wastewater management. *Environmental Science and Technology*. Vol. 35 (9), 192A-197A.
- Lee, I., Lim, H., Jung, B., Colosimo, M. F., & Kim, H. (2014). Evaluation of aeration energy saving in two modified activated sludge processes. *Chemosphere*, Article in press.
- Lishman, L. A., Legge, R. L., & Farquhar, G. J. (2000). Temperature effects on wastewater treatment under aerobic and anoxic conditions. *Water Research*. Vol. 34 No. 8, 2263-2276.
- Liu, Y., Chen, Y., & Zhou, Q. (2007). Effect of initial pH control on enhanced biological phosphorus removal from wastewater containing acetic and propionic acids. *Chemosphere*. Vol. 66, 123-129.
- Lyberatos, G., & Skiadas, I. V. (1999). Modelling of anaerobic digestion - A review. *Global Nest: The International Journal*. Vol. 1. No. 2, 63-76.
- Maurer, M., Pronk, W., & Larsen, T. A. (2006). Treatment processes for source-separated urine. *Water Research*. Vol. 40, 3151-3166.
- Metcalf & Eddy, Inc. (1995). *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización*. Madrid: McGraw-Hill.
- Morse, G. K., Brett, S. W., Guy, J. A., & Lester, J. N. (1998). Review: Phosphorus removal and recovery technologies. *The Science of the Total Environment*. Vol. 212, 69-81.
- Mulkerrins, D., Dobson, A. D., & Colleran, E. (2004). Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters. *Environmental International*. Vol. 30, 249-259.
- Münch, E. V., & Barr, K. (2001). Controlled struvite crystallization for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Research*. Vol. 35 (1), 151-159.

- Musvoto, E. V., Ekama, G. A., Wentzel, M. C., & Loewenthal, R. E. (2000). Extension and application of the three-phase weak acid/base kinetic model to the aeration treatment of anaerobic digester liquors. *Water SA*. Vol. 26 (4) , 417-438.
- Musvoto, E. V., Wentzel, M. C., & Ekama, G. A. (2000). Integrated chemical-physical processes modelling – II. Simulating aeration treatment of anaerobic digester supernatants . *Water Research*. Vol. 34 No. 6 , 1868-1880.
- Musvoto, E. V., Wentzel, M. C., Loewenthal, R. E., & Ekama, G. A. (2000). Integrated chemical-physical processes modelling – I. Development of a kinetic-based model for mixed weak acid/base systems. *Water Research*. Vol. 34 No. 6 , 1857-1867.
- Oehmen, A., Carvalho, G., López-Vázquez, C. M., van Loosdrecht, M. C., & Reis, M. A. (2010). Incorporating microbial ecology into the metabolic modelling of polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms. *Water Research*. Vol. 44 , 4992-5004.
- Oehmen, A., López-Vázquez, C. M., Carvalho, G., Reis, M. A., & van Loosdrecht, M. C. (2010). Modelling the population dynamics and metabolic diversity of organisms relevant in anaerobic/anoxic/aerobic enhanced biological phosphorus removal processes. *Water Research*. Vol. 44 , 4473-4486.
- Ohlinger, K. N., Young, T. M., & Schroeder, E. D. (1998). Predicting struvite formation in digestion. *Water Research*. Vol. 32 (12) , 3607-3614.
- Pastor, L., Mangin, D., Barat, R., & Seco, A. (2008). A pilot-scale study of struvite precipitation in a stirred tank reactor: Conditions influencing the process. *Bioresource Technology*. Vol. 99 , 6285-6291.
- Pastor, L., Marti, N., Bouzas, A., & Seco, A. (2008). Sewage sludge management for phosphorus recovery as struvite in EBPR wastewater treatment plants. *Bioresource Technology*. Vol. 99 , 4817-4824.
- Plant, L., & House, W. A. (2002). Precipitation of calcite in the presence of inorganic phosphate. *Colloids and surfaces. A: Physicochemical and Engineering Aspects*. Vol. 203 , 143-153.
- Ramírez-Rivas, I. (2013). Anaerobic Digestion Modeling: from One to Several Bacterial Populations. . *Tecno. Lógicas*. , 181-201.
- Real Decreto 1310/1990. (29 de Octubre de 1990). *Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario* . España: Boletín Oficial del Estado.
- Ribes, J., Ferrer, J., Bouzas, A., & Seco, A. (2002). Modelling of an activated primary settling tank including the fermentation process and VFA elutriation. *Environmental Technology*. Vol. 23 , 1147-1156.
- Rittermann, B. E., Jackson, D. E., & Storck, S. L. (1988). *Potential for treatment of hazardous organic chemicals with biological processes*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Ruiz-Martínez, A., Martín, N., Romero, I., Seco, A., & Ferrer, J. (2012). Microalgae cultivation in wastewater: Nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent. *Bioresource Technology*. Vol.126 , 247-253.

- Salem, S., Berends, D. H., Heijnen, J. J., & van Loosdrecht, M. C. (2003). Bio-augmentation by nitrification with return sludge. *Water Research*. Vol.37 , 1794-1804.
- Salimi, M. H., Heughebaert, J. C., & Nancollas, G. H. (1985). Crystal growth of calcium phosphates in the presence of manganese ions. *Lagmuir*. Vol. 1, (1) , 119-122.
- Seco, A., Ribes, J., Serralta, J., & Ferrer, J. (2004). Biological Nutrient Removal Model No.1, BNRM1. *Water Science and Technology*. Vol. 50, No. 6 , 69-78.
- Serralta, J., Ferrer, J., Borrás, L., & Seco, A. (2006). Effect of pH on biological phosphorus uptake. *Biotechnology and Bioengineering*. Vol. 95, No. 5 , 875-882.
- Shiklomanov, I. (1993). World Water Resources. En H. P. Gleick, *Water in Crisis: A guide to the World's Fresh Water Resources*. New York: Oxford University Press.
- Stratful, I., Scrimshaw, M. D., & Lester, J. N. (2001). Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phosphate. *Water Research*. Vol. 35 (17) , 4191-4199.
- Türker, M., & Çelen, I. (2010). Chemical equilibrium model of struvite precipitation from anaerobic digester effluents. *Turkish Journal of Engineering & Environmental Sciences*. Vol. 34 , 39-48.
- Van Dongen, U., Jetten, M. S., & Van Loosdrecht, M. C. (2001). The SHARON-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Science and Technology*. Vol. 44. No. 1 , 153-160.
- Van Kemenade, M. J., & Bruyn, P. L. (1987). A kinetic study of precipitation from supersaturated calcium phosphate solutions. *Journal of Colloid and Interface Science*. Vol. 118. No. 2 , 564-585.
- Van Rensburg, P., Musvoto, E. V., Wentzel, M. C., & Ekama, G. A. (2003). Modelling multiple mineral precipitation in anaerobic digester liquor. *Water Research*. Vol. 37 , 3087-3097.
- Wang, J., Song, Y., Yuan, P., Peng, J., & Fan, M. (2006). Modelling the crystallization of magnesium ammonium phosphate for phosphorus recovery. *Chemosphere*. Vol. 65 , 1182-1187.
- Wentzel, M. C., Dold, P. L., Ekama, G. A., & Marais, G. v. (1989). Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems - Part III: Kinetic model. *Water SA*. Vol. 15. No.2 , 89-102.
- Wentzel, M. C., Ekama, G. A., Dold, P. L., & Marais, G. v. (1990). Biological excess phosphorus removal - Steady state process design. *Water SA*. Vol. 16. No. 1 , 29-48.
- Wentzel, M. C., Ekama, G. A., Loewenthal, R. E., Dold, P. L., & Marais, G. v. (1989). Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems - Part II: Experimental behaviour. *Water SA*. Vol. 15. No. 2 , 71-88.
- Wentzel, M. C., Loewenthal, R. E., Ekama, G. A., & Marais, G. v. (1988). Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems - Part 1: Enhanced culture development. *Water SA*. Vol. 14. No. 2 , 81-92.

Wett, B., Jiménez, J. A., Takács, I., Murthy, S., Bratby, J. R., Holm, N. C., y otros. (2011). Models for nitrification process design: one or two AOB populations? *Water Science and Technology*. Vol. 64(3) , 568-578.

Wilsenach, J. A., Schuurbiers, C. A., & Van Loosdrecht, M. C. (2007). Phosphate and potassium recovery from source separated urine through struvite precipitation. *Water Research*. Vol. 41 , 458-466.

Zhang, T., Ding, L., Ren, H., Guo, Z., & Tan, J. (2010). Thermodynamic modeling of ferric phosphate precipitation for phosphorus removal and recovery from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 176 , 444-450.



## ***ANEJOS***

---



## 7. ANEJOS

### 7.1. ANEXO A: MÉTODOS ANALÍTICOS

Los métodos analíticos de referencia, tanto para el control periódico de la calidad del agua como en investigación científica de aguas potables y residuales, están recogidos en el libro *“Standard Methods for the examination of water and wastewater”*, publicados por la American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) y Water Pollution Control Federation (WPCF). Sin embargo, existen muchos otros métodos normalizados para análisis de aguas, tales como normas ISO, UNE, EN publicadas por distintos organismos de normalización y que también es metodología de referencia. Para la validación de la información analítica, la legislación exige que el laboratorio de análisis de calidad de aguas esté acreditado por la autoridad competente.

Aunque la EDAR de Arazuri pertenece a la Mancomunidad de la Comarca de Pamplona a través de la empresa Servicios de la Comarca de Pamplona S. A. (SCPSA), el laboratorio no depende de la EDAR, sino de Navarra de Infraestructuras Locales S. A. (NILSA) integrada en la actualidad en la empresa pública Gestión Ambiental de Navarra S. A. (GANASA), ya que el laboratorio no da servicio únicamente a la EDAR, sino a toda la Comunidad Foral. El laboratorio de NILSA está acreditado por la ENAC, que concede periódicamente la renovación de la certificación del laboratorio en base a la norma UNE-EN ISO/IEC 17025: 2005, CGA-ENAC-LEC.

Los métodos analíticos utilizados en la EDAR de Arazuri para la determinación de los parámetros físico-químicos y microbiológicos están descritos en procedimientos internos y son métodos desarrollados en base a normas UNE-ISO y métodos publicados en *“Standard Methods”* en la 17ª y 20ª edición, tal como se recoge en la tabla 7.1.

Para poder construir y ajustar el modelo de la EDAR de Arazuri mediante el programa DESASS (Seco, Ribes, Serralta, & Ferrer, 2004) es necesario realizar la caracterización de algunas corrientes, en especial la caracterización del agua residual influente. El grado de detalle de los parámetros a determinar en el agua influente repercute en la fiabilidad de las predicciones del modelo.

A continuación se describen los métodos analíticos utilizados para la determinación de los parámetros más importantes en la caracterización de las distintas corrientes de la depuradora.

PARÁMETRO	Procedimiento interno	Norma de referencia
<b>pH</b> (2 - 12 uds. pH)	PE/LCS/0006 (rev. 1)	4500-H <sup>+</sup> Valor de pH <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17<sup>th</sup> Edition</i>
<b>Conductividad a 25 °C</b> (50 -100 000 µS/cm)	PE/LCS/0070 (rev. 3)	2510 Conductividad <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19<sup>th</sup> Edition</i> EN 27888:1993 Determinación de la conductividad eléctrica Aenor
<b>Sólidos suspendidos</b> (≥ 10 mg/l)	PE/LCS/0530 (rev. 0)	2540 E Sólidos fijos y volátiles incinerados a 550 °C <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17<sup>th</sup> Edition</i> UNE-EN 872:1996 Determinación de Sólidos en Suspensión por filtración por filtro de fibra de vidrio UNE 77034:2002 Determinación de los Sólidos en Suspensión Fijos y Volátiles UNE 77031:2002 Determinación de los Sólidos disueltos Aenor
<b>Nitrógeno amoniacal por titulación volumétrica</b> (≥ 1 mg/l)	PE/LCS/0230 (rev. 3)	4500-NH <sub>3</sub> E Método titulométrico <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17<sup>th</sup> Edition</i> UNE 77-028-83. Determinación del nitrógeno amoniacal. Procedimiento de destilación. Aenor.
<b>Nitrógeno Kjeldahl por titulación volumétrica</b> (≥ 2 mg/l)	PE/LCS/0240 (rev. 3)	4500-N <sub>ORG</sub> B Método macro-Kjeldahl <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17<sup>th</sup> Edition</i> UNE-EN-25663 Determinación de Nitrógeno Kjeldahl. Método de mineralización con selenio (ISO 5663:1984) Aenor
<b>Demanda Química de Oxígeno (DQO) por titulación potenciométrica</b> (≥ 50 mg/l)	PE/LCS/0250 (rev. 3)	5220 C Reflujo cerrado, método titulométrico <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17<sup>th</sup> Edition</i>
<b>Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>) por electrometría</b> (≥ 8 mg/l)	PE/LCS/0270 (rev. 2)	5210 B Prueba de DBO de 5 días <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17<sup>th</sup> Edition</i> 4500-O B Oxígeno disuelto, métodos yodométricos <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20<sup>th</sup> Edition</i>
<b>Cromo (VI) por espectrofotometría UV-VIS</b> (≥ 0,02 mg/l)	PE/LCS/0660 (rev. 3)	3500-Cr D Método colorimétrico <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17<sup>th</sup> Edition</i> UNE 77-061-02 Determinación de cromo. Método de la difenilcarbamida ISO 11083:1994 Determination of Chromium (VI). Spectrometric method using 1,5-Diphenylcarbazide Aenor Análisis de aguas Jean Rodier
<b>Metales por espectroscopía de plasma de acoplamiento inductivo (ICP/AES)</b> Aluminio (≥ 0,2 mg/l) Bario (≥ 0,1 mg/l) Cadmio (≥ 0,05 mg/l) Cobalto (≥ 0,1 mg/l) Cobre (≥ 0,1 mg/l) Cromo (≥ 0,1 mg/l) Fósforo (≥ 1 mg/l) Hierro (≥ 0,2 mg/l) Litio (≥ 0,5 mg/l) Manganeso (≥ 0,1 mg/l) Niquel (≥ 0,1 mg/l) Plata (≥ 0,05 mg/l) Plomo (≥ 0,1 mg/l) Talio (≥ 0,1 mg/l) Zinc (≥ 0,1 mg/l)	PE/LCS/0015 (rev. 4)	UNE-EN-ISO 11885-1997 Determinación de 33 elementos por espectroscopía de emisión atómica con plasma acoplado Aenor
<b>Aniones por cromatografía iónica</b> Fluoruro (≥ 0,4 mg/l) Cloruro (≥ 5 mg/l) Bromuro (≥ 1 mg/l) Nitrito (≥ 0,7 mg/l) Nitrito (≥ 3 mg/l) Fosfato (≥ 2 mg/l) Sulfato (≥ 5 mg/l)	PE/LCS/0080 (rev. 1)	4110 B Ion Chromatography with Chemical Suppression of Eluent Conductivity <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20<sup>th</sup> Edition</i> 300.0 Determination of Inorganic Anions by Ion Chromatography (rev. 2.1) US-EPA D 4327-91 Standard test method for anions in water by chemically suppressed ion chromatography ASTM

**Tabla 7.1:** Parámetro, procedimiento y método normalizado en el que se basa.

### 7.1.1. Determinación del pH

Logaritmo con signo positivo de la actividad de los iones hidrógeno expresada en ( $\text{molH}^+/\text{l}$ ).

En el tratamiento de aguas residuales el pH es muy importante, porque es un factor que afecta a procesos tanto químicos como biológicos, modificando la especiación de los compuestos químicos o la actividad de los microorganismos.

El principio básico de la determinación electrométrica del pH consiste en la medida de la actividad de los iones hidrógeno por mediciones potenciométricas utilizando un electrodo de vidrio y otro de referencia o alternativamente uno combinado. La fuerza electromotriz producida en el sistema de electrodo de vidrio varía linealmente con el pH y esta relación lineal se ajusta comparando la f.e.m. medida con el pH de diferentes soluciones tampones. El pH de la muestra se determina por interpolación.

#### Medición

Tras una verificación inicial de la respuesta con tampones de valor conocido, la medida del pH, se realiza introduciendo el electrodo de pH de un pH-metro, en el vaso con la muestra. Seguidamente, se pone en marcha la agitación y se espera a que se establezca la lectura del equipo de lectura: la lectura estabilizada del equipo, es el resultado de pH.

Dado que el equilibrio químico de los tampones afecta al pH, y este equilibrio está afectado por la temperatura, los tampones de pH tienen un pH determinado a las distintas temperaturas. Estos pH vienen indicados en los estándares.

#### Interferencias

De manera general, las medidas de pH pueden verse afectadas de las siguientes interferencias:

- 1) Alteraciones en el equilibrio químico del dióxido de carbono: Los resultados de las medidas de pH se pueden ver afectados en pequeña medida del estado de equilibrio químico de las muestras y de la temperatura del ensayo.

*Corrección: Reducir al mínimo el tiempo y la manipulación de la muestra antes de proceder a la medida. Considerar las variaciones con la temperatura consustanciales con la incertidumbre del ensayo.*

- 2) Depósitos de suciedad en los electrodos: La presencia potencial de aceites y grasas u otras sustancias orgánicas e inorgánicas que puedan dar lugar a la formación de películas sobre la superficie de la membrana del electrodo, alterando su comportamiento puede perturbar las determinaciones de pH, provocando lecturas inestables.

*Corrección: Extremar la limpieza del electrodo, enjuagándolo con agua destilada entre muestras consecutivas. Cuando sea imprescindible, eliminar las sustancias interferentes,*

*mediante el tratamiento alternativo que se considere más adecuado: decantación, filtración, centrifugación, etc. y reseñar el tratamiento como observación en el informe.*

- 3) Incompatibilidad química: En casos muy concretos, la presencia de sulfuros, arsénico u otros agentes secuestrantes en concentraciones altas puede inutilizar las medidas de los electrodo combinados de pH, basados en electrodos de referencia de Ag/AgCl.

*Corrección: En su caso, utilizar un electrodo especial adecuado al tipo específico de muestra.*

- 4) Error alcalino: En algunos casos, como lodos acondicionados con cal, o en soluciones que contienen concentraciones de ion hidrógeno muy bajas (a partir de pH 10 y superiores), puede aparecer el “error alcalino” de sesgo negativo, debido a la naturaleza de la respuesta de las membranas de vidrio.

*Corrección: Dada las características del mismo y la pequeña magnitud relativa del error alcalino esta interferencia se considera en general irrelevante para la interpretación y el propósito general de los ensayos de pH en lodos, no requiriendo de un tratamiento específico.*

#### **7.1.2. Determinación de sólidos en suspensión y sólidos volátiles.**

El contenido de sólidos totales del agua, es la materia que se obtiene como residuo después de someter a la muestra a un proceso de evaporación a temperatura de 103 – 105 °C, medidos en (mg).

Los sólidos en suspensión son una fracción del contenido total de sólidos de una muestra que es retenida por un filtro de características especificadas, medidos en (mg). En esta definición se incluyen los sólidos presentes en suspensión, así como los posibles sólidos sedimentados.

Los sólidos en suspensión fijos son una fracción del contenido total de sólidos suspendidos, que permanece después de calcinar el residuo de filtración (filtro) de la muestra a una temperatura especificada, medidos en (mg).

Los sólidos en suspensión volátiles son una fracción del contenido de sólidos suspendidos que se volatiliza después de calcinar el residuo de filtración (filtro) a una temperatura especificada. Se obtiene como diferencia entre los pesos inicial y final del residuo sometido al ensayo de calcinación, medidos en (mg).

La determinación de los sólidos en suspensión es importante en el control de los procesos de tratamientos físicos y biológicos de las aguas residuales, utilizándose como parámetro para evaluar el cumplimiento de las limitaciones que regulan el vertido de estas aguas a los cauces públicos. La determinación de los sólidos fijos y volátiles es útil para el control de las operaciones en las plantas de tratamiento de aguas residuales, indicando una estimación de la cantidad de materia orgánica presente en la fracción sólida del agua residual, lodos activados y residuos industriales.

Para el ámbito de este procedimiento no se incluyen los posibles sólidos gruesos flotantes, como restos vegetales, insectos u otros objetos similares, que serán separados durante el proceso analítico, salvo que se especifique lo contrario. Normalmente se suelen utilizar filtros de fibra de vidrio de tamaño de poro nominal de 1,2 µm o equivalente para la determinación de sólidos en suspensión, aunque evidentemente la utilización de filtros alternativos de materiales o características diferentes, influye en la cantidad de sólidos retenidos. En el laboratorio se utilizan filtros de fibra de vidrio sin ligante MILLIPORE de referencia AP4004705 de 0.7 µm de tamaño de poro.

El principio básico de medición para sólidos en suspensión es la filtración a través de un filtro de lana de vidrio normalizado de una alícuota homogénea y de volumen conocido de la muestra y posterior determinación gravimétrica del residuo de filtración obtenido. La diferencia entre los pesos del filtro seco a  $105 \pm 2^\circ\text{C}$ , antes y después de la filtración representa el contenido de sólidos en suspensión totales.

El principio de medición para los sólidos volátiles en suspensión se basa en la fracción de los sólidos en suspensión que se determina gravimétricamente por diferencia de pesadas, tras someter el filtro con el residuo de filtración del ensayo de sólidos en suspensión, a una calcinación a  $550 \pm 50^\circ\text{C}$  hasta pesada constante. Los sólidos fijos en suspensión expresa el mismo resultado que el ensayo de sólidos volátiles aunque distinto concepto, ya que se obtienen por la diferencia entre los sólidos en suspensión y los sólidos volátiles.

## Medición

Previo su acondicionamiento a la humedad ambiente, se taran en una balanza los filtros, y se anotan los pesos. Se selecciona un volumen de muestra adecuado, para obtener un peso de residuo suficiente de peso adecuado, en un tiempo de filtrado razonable y se filtran. Los filtros húmedos se colocan en un portafiltros metálico y se introducen en una estufa a  $105 \pm 2^\circ\text{C}$ , en donde se desecan durante un tiempo mínimo de 1 hora. Seguidamente se dejan enfriar a temperatura ambiente y se vuelven a pesar en la balanza.

Para la determinación del parámetro, se calcula la concentración de sólidos en suspensión mediante la siguiente expresión:

$$\rho = \frac{1000 \cdot (W_2 - W_1)}{V} \cdot f_d$$

donde:

$\rho$ : contenido en sólidos en suspensión medido en (mg/l).

$W_1$ : lectura del peso del filtro nuevo medido en (mg).

$W_2$ : lectura del peso del filtro después de la filtración y secado medido en (mg).

$V$ : lectura del volumen de la alícuota utilizada para la filtración medido en (ml).

$f_d$ : factor de dilución (cuando aplique).

Los filtros utilizados en la determinación de los sólidos en suspensión se colocan en un portafiltros metálico y se introducen en una mufla a  $550 \pm 50^\circ\text{C}$ , donde los compuestos volátiles se gasifican durante un tiempo mínimo de 1 hora. Seguidamente se dejan enfriar a temperatura ambiente en un desecador y se vuelven a pesar en la balanza. Este último parámetro, se calcula mediante la siguiente expresión:

$$\% SSV = \frac{(W_2 - W_3)}{(W_2 - W_1)} \cdot 100$$

donde:

% SSV: fracción de sólidos suspendidos volátiles referida al total de sólidos en suspensión, en %

$W_1$ : lectura del peso del filtro nuevo medido en mg

$W_2$ : lectura del peso del filtro después de la filtración y secado medido en mg

$W_3$ : lectura final del peso "constante" del filtro después de calcinar medido en mg

100: constante de escala para referir los resultados a 100 partes de sólidos en suspensión

Quando sea requerido, el valor de los sólidos suspendidos fijos se puede estimar a partir de los valores calculados en las dos expresiones anteriores, aplicando la siguiente expresión.

$$\% SSF = 100 - \% SSV$$

donde:

%SSF: fracción de sólidos suspendidos fijos referida al total de sólidos en suspensión, en porcentaje.

%SSV: fracción de sólidos suspendidos volátiles referida al total de sólidos en suspensión, en porcentaje.

Quando el resultado de la expresión es mayor que uno, se asigna arbitrariamente al parámetro el valor de 100%

### Interferencias

Los resultados de la determinación dependen en cierta medida de la clase de filtro utilizada. La distribución del tamaño de las partículas en muestras de procedencia distinta puede oscilar en intervalos muy amplios. No está establecida correlación alguna entre los resultados obtenidos con filtros de diferente diámetro de poro nominal.

Dependiendo de su origen, composición, y de la posible presencia de organismos vivos, la estabilidad de las muestras de agua no está nunca asegurada; como consecuencia de esto, el contenido de sólidos en suspensión puede depender del tiempo de almacenamiento, medio de transporte, valor del pH u otras circunstancias. Los resultados obtenidos con muestras inestables conteniendo organismos vivos o líquidos mucilaginosos, se deben interpretar con precaución.

- 1) Los aceites sobrenadantes y otros líquidos inorgánicos no miscibles: interfieren en la determinación, al quedar retenidos en el filtro, pudiéndose volatilizar parcialmente durante la fase de secado en estufa a 105°C, conduciendo a resultados erróneamente altos.

*Corrección: Si para el uso pretendido de los datos fuera preciso eliminar esta interferencia, o en los casos en que explícitamente se especifique, deberá procederse a un lavado del residuo de filtración utilizando un disolvente orgánico adecuado, con objeto de eliminar esta interferencia.*



### 7.1.3. Determinación de la DQO

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es la cantidad de oxígeno equivalente a la cantidad de un oxidante como el dicromato consumido por las materias disueltas y en suspensión de una muestra en el proceso de oxidación, en las condiciones definidas en el procedimiento, medido en mg O<sub>2</sub> como sinónimo de mg de DQO.

La demanda química de oxígeno del agua, DQO, puede considerarse como una medida aproximada de la demanda teórica de oxígeno, que es la cantidad de oxígeno consumido para la oxidación total de los constituyentes orgánicos y sustancias reducibles a productos inorgánicos oxidados. El nivel al que los resultados experimentales se aproximan al valor teórico pretendido, depende en primer lugar de la importancia de la oxidación. Un gran número de compuestos orgánicos se oxida entre el 90% y el 100%, y, en el caso de aguas cuyos compuestos orgánicos son preponderantes, como sucede en los efluentes urbanos, el valor de la DQO constituye una aproximación bastante real de la demanda teórica de oxígeno. En el caso de aguas que contengan grandes cantidades de sustancias difícilmente oxidables en las condiciones del ensayo, hidrocarburos aromáticos y/o piridina, el valor de la DQO se aleja de la demanda teórica de oxígeno. El significado del valor de la DQO depende de la composición del agua estudiada. Este hecho debe tenerse en cuenta cuando se interpretan los resultados obtenidos según el método descrito en este procedimiento.

El principio de medición se basa en la digestión de una alícuota de muestra. Esta alícuota se trata con una cantidad conocida de dicromato potásico y se digiere en tubo cerrado, en medio fuertemente acidificado con ácido sulfúrico, y en presencia de sulfato de mercurio (II) y un catalizador de sulfato plata, durante 2 horas. Durante la digestión, una parte de dicromato es reducida por las materias oxidables presentes. El exceso de dicromato se valora con una solución de sulfato de hierro (II) y amonio. La concentración de DQO se calcula como oxígeno equivalente a la cantidad de dicromato reducida.

#### Medición

En función de la concentración esperada, se selecciona un volumen de alícuota de muestra o muestra diluida a digerir y se transfieren a un vial de digestión vacío. Se dosifican 0,5 ml de dicromato y 4 ml de ácido sulfúrico con bureta de pistón. Se cierran los viales, se agitan bien y se introducen al bloque de digestión precalentado a  $150 \pm 6$  °C durante un mínimo de dos horas.

Transcurrido el período de digestión, se retiran los viales del bloque y se dejan enfriar para su posterior titulación. Una vez atemperados el contenido de los viales se transfiere cuantitativamente a un vaso de plástico enjuagando el viales tres veces con agua desionizada y se procede a la titulación automática del exceso de dicromato con solución valorada de Sulfato Ferroso Amónico con un Titroprocesador.

Al final de cada valoración el Titroprocesador conectado al carrusel Metrohm 664 imprime directamente la concentración de DQO expresada en mg O<sub>2</sub>/l con dos decimales, basándose en siguiente fórmula:

$$DQO = \frac{8000 \cdot 0.04 \cdot f \cdot (V_1 - V_2)}{V_0}$$

donde:

$V_0$ : es el volumen de alícuota utilizada, en (ml). (Por defecto se mantiene en la memoria del titroprocesador el valor de 4 ml).

$V_1$ : es el volumen de solución de valoración de FAS consumido en el Ensayo en Blanco de normalización de FAS; en (ml).

$V_2$ : es el volumen de solución de valoración de FAS consumido en la determinación de la muestra, en (ml).

0.04: es la concentración nominal de la solución de FAS, en (mol/l).

8000: es el peso equivalente del Oxígeno ( $\frac{1}{2} O_2$ ), en (mg/mol).

$f$ : es el factor de normalización de la solución de FAS, obtenido en la normalización con dicromato.

### Interferencias

El método es sensible a algunas interferencias, principalmente a los cloruros y también a agentes reductores inorgánicos, tales como nitritos, sulfuros y hierro (II), que contribuyen también a aumentar los resultados del ensayo, afectando al significado pretendido del ensayo, como representación del consumo debido a la oxidación de la materia orgánica. Para fines prácticos, la demanda de oxígeno de estos agentes, se incluye como parte del valor de la DQO global, excepto para el caso de cloruros que deberán ser eliminados, o corregida su interferencia.

- 1) Cloruros: Los cloruros reaccionan con el catalizador de sulfato de plata, produciendo precipitados que se oxidan sólo parcialmente.

*Corrección: Para eliminar parcialmente esta interferencia, el dicromato utilizado en la digestión contiene  $HgSO_4$  corrigiéndola hasta una concentración de cloruros de unos 600 mg/l. Las concentraciones de cloruro mayores, se detectan por la producción de una turbidez o un precipitado blanco al añadir el ácido sulfúrico con catalizador de sulfato de plata. En este caso, la interferencia de cloruros se elimina añadiendo en frío un exceso de  $HgSO_4$ , suficiente para mantener una relación  $HgSO_4/g Cl^-$ , de 10:1 g (Añadir con una espátula un peso aproximado de 1,2 g de  $HgSO_4$ ). Alternativamente se diluye la muestra hasta conseguir una concentración de cloruros inferior a 2.000 mg/l, en los casos que lo permita la DQO de la muestra y el límite del método.*

- 2) Nitritos: El ion nitrito,  $NO_2^-$ , ejerce una DQO teórica de 1,1 mg  $O_2$ /mg de  $N-NO_2^-$ /l. Dado que las concentraciones de  $NO_2^-$  en el agua raramente exceden de 1 ó 2 mg de  $N-NO_2^-$  /l, la interferencia se considera no significativa y suele ser ignorada.

*Corrección: Como norma general, la "interferencia" de nitritos se considera incluida en el valor de la DQO. En el caso de vertidos industriales en los que se detecte una presencia elevada de esta interferencia, sólo se reflejará este hecho, como una observación en el resultado. Cuando así se especifique, para eliminar una interferencia significativa debida al  $NO_2^-$ , añadir 10 mg de ácido sulfámico por cada mg de  $N-NO_2^-$  presente en el volumen de muestra utilizado añadiendo la misma cantidad de ácido sulfámico al blanco de agua destilada.*

- 3) Otras interferencias: Las especies inorgánicas reducidas, tales como hierro ferroso, sulfuro, manganeso manganoso, etc., resultan oxidadas cuantitativamente bajo las condiciones de la prueba. Para muestras que contengan niveles significativos de estas especies, puede suponerse una oxidación estequiométrica a partir de la concentración inicial conocida de las especies que interfieren. Si se desea se pueden hacer las correcciones para el valor de DQO obtenido.

*Corrección: Se considera incluida en el valor de la DQO. Sólo se reflejará este hecho, como una observación en el resultado, en el caso de vertidos industriales en los que se detecte una presencia elevada de estas interferencias.*

#### **7.1.4. Determinación de la DBO<sub>5</sub>**

La Demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), es la cantidad de oxígeno disuelto consumidos por un litro de agua residual, en un período de 5 días a la temperatura de 20°C, como consecuencia de los procesos de oxidación biológica y química que tienen lugar en su seno, por la acción de los gérmenes, en un medio de incubación con los nutrientes y el agente inhibidor de la nitrificación que se especifican en este procedimiento, medido en (mg O<sub>2</sub>).

Este ensayo sirve para determinar los requerimientos biológicos de oxígeno relativos de las aguas residuales, efluentes y aguas contaminadas. La determinación de la DBO<sub>5</sub> es un test empírico utilizado como índice para evaluar la carga contaminante de las plantas de tratamiento de aguas residuales y la eficacia de eliminación de materia orgánica de los sistemas de depuración. Por otra parte, ciertos cuerpos reductores como los sulfuros, sulfitos y hierro ferroso susceptibles de encontrarse en los efluentes industriales, contribuyen también al consumo de oxígeno.

El test mide el oxígeno molecular consumido por la muestra durante un período de incubación especificado debido a la degradación bioquímica de la materia orgánica (*demanda carbonada*) y el oxígeno utilizado para la oxidación de ciertas materias inorgánicas como los Sulfuros, Sulfitos y hierro ferroso. Mide también la cantidad de oxígeno utilizada para la oxidación de las formas de nitrógeno reducidas (*demanda nitrogenada*), salvo que se evite dicha oxidación mediante el uso de un inhibidor. La oxidación de las materias orgánicas no es sólo la causa del fenómeno; también intervienen la oxidación de los nitritos, de las sales amoniacaes y de las necesidades originadas por los fenómenos de asimilación y formación de nuevas células.

Dado que el test implica la participación de microorganismos, el resultado del ensayo puede, en determinados casos, perder su significado predictivo del comportamiento y evolución real de la masa de agua que se pretende evaluar, a pesar de estar sujeto en el laboratorio a unas estrictas condiciones experimentales normalizadas durante su realización, con el fin de limitar las desviaciones.

El método analítico se basa en la determinación del nivel de oxígeno que exhibe una alícuota de muestra de tamaño apropiado que se somete a un proceso de dilución con agua

saturada de oxígeno, seguida de incubación durante un período de 5 días bajo condiciones normalizadas (pH, composición del medio, oscuridad y temperatura controladas, recipiente de vidrio completamente lleno y hermético), con el fin de simular el comportamiento en cuanto al consumo de oxígeno que experimentaría el agua problema debido a la degradación de la materia orgánica y/o inorgánica por microorganismos y/o fenómenos redox. El oxígeno determinado al final del período de incubación por la alícuota de la muestra se compara con el nivel de oxígeno que exhibe otra alícuota de la misma agua de dilución, incubada en las mismas condiciones que la muestra: La diferencia entre los niveles de oxígeno, representa la demanda bioquímica de oxígeno. Se realiza en paralelo un ensayo de control con una solución de glucosa y ácido glutámico.

#### Discusión DBO Carbonada frente a DBO Nitrogenada

La exactitud y precisión de las medidas de DBO se pueden ver afectadas por un amplio número de factores, tales como la presencia/ausencia de materias orgánicas solubles y particuladas, sólidos decantables y flotantes, oxidación de compuestos reducidos de hierro y azufre, o la falta de mezcla (heterogeneidad), no existiendo en la actualidad métodos para introducir ajustes o correcciones que tengan en cuenta estos efectos

La oxidación de las formas de nitrógeno reducidas como nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico puede ser llevada a cabo por los microorganismos actuando como una *“demanda nitrogenada”*.

Históricamente, la demanda nitrogenada ha venido siendo considerada como una interferencia en la determinación de la DBO. Actualmente, la interferencia de la demanda de nitrógeno puede evitarse mediante el uso de un reactivo inhibidor. Si no se utiliza reactivo inhibidor, la demanda de oxígeno medida es la suma de las demandas carbonada y nitrogenada

Las medidas que incluyen la demanda nitrogenada no se consideran en general útiles para la evaluación de la demanda asociada con la materia orgánica. La demanda nitrogenada se puede estimar directamente a partir del nitrógeno amoniacal, y la demanda carbonada se puede estimar teóricamente a partir de los resultados de los ensayos sin inhibidor, restando el equivalente de oxidación teórico correspondiente al nitrógeno reducido. No obstante este método se considera engorroso, y está sujeto a errores considerables, estimándose que la inhibición química de la demanda nitrogenada proporciona una medida directa y más fiable de la demanda carbonada.

El grado de oxidación de los compuestos nitrogenados durante un período de 5 días depende del tipo y concentración de los microorganismos capaces de llevar a cabo el proceso de oxidación. Normalmente, en aguas residuales urbanas brutas o procedentes de un tratamiento primario de decantación, estos microorganismos no están presentes en número suficiente como para oxidar cantidades significativas de nitrógeno reducido en un ensayo de DBO de cinco días. Sin embargo, los efluentes de plantas de tratamiento biológico contienen cantidades suficientes de organismos nitrificantes susceptibles de provocar nitrificación en los ensayos de DBO. Dado que en este tipo de muestras puede tener lugar la oxidación de compuestos nitrogenados se recomienda la utilización de inhibidores de nitrificación para

muestras de efluentes secundarios, muestras sembradas con efluentes secundarios y muestras de aguas contaminadas.

### Medición

Por cada muestra a ensayar, se prepara y rotula un frasco de incubación. Se añade la alícuota o dilución seleccionada del tamaño calculado, y se agregan 2 ml de inóculo. Se comienza el relleno del frasco cuidadosamente con agua de dilución, se pipetea 1ml de inhibidor y se continúa el relleno hasta una distancia próxima a 1 cm del borde del frasco reposar unos momentos.

Si se aprecian burbujas de aire adheridas a las paredes, se golpea ligeramente la base del frasco de incubación contra la mesa hasta la desaparición de las mismas, y se cierra el frasco de incubación dejando deslizar el tapón por la boca del frasco, de modo que la inserción del tapón desplace todo el aire sin dejar burbujas, permitiendo que se desborden.

Por cada lote de muestras a ensayar se prepara un frasco adicional utilizando agua de dilución inoculada del mismo modo que las muestras. Se anotan todos los datos de preparación: Nº de Frasco, alícuota seleccionada y dilución en una hoja de toma de datos de preparación y se trasladar posteriormente al formulario del ordenador

Se coloca la serie de frascos y el blanco del agua de dilución en la cámara de incubación y mantenerlos en la oscuridad durante cinco días. Al cabo de los cinco días se determina el oxígeno disuelto del frasco, aplicando la misma técnica de determinación que para el oxígeno inicial

Dentro de cada Lote, el formulario *Cuaderno DBO* calcula la demanda bioquímica de oxígeno al cabo de los cinco días, a partir de las concentraciones de oxígeno disuelto al cabo de los cinco días, del blanco y de las muestras desconocidas, utilizando la siguiente expresión:

$$DBO_5 = (OD_0 - OD_5) \cdot \frac{V_{fr}}{V_a}$$

donde:

$OD_0$ : Oxígeno disuelto del blanco, al cabo de los cinco días, en (mg O<sub>2</sub>/l).

$OD_5$ : Oxígeno disuelto de la alícuota de muestra incubada, al cabo de los cinco días, en (mg O<sub>2</sub>/l).

$V_a$ : Volumen de alícuota utilizado, en (ml).

$V_{fr}$ : Volumen del frasco de incubación, en (ml).

### Interferencias

- 1) Sustancias tóxicas: Dada la propia naturaleza biológica, el ensayo puede verse influenciado por la presencia de sustancias tóxicas para los microorganismos, por ejemplo; bactericidas, metales tóxicos o compuestos clorados, que pueden inhibir la oxidación bioquímica. En el caso de vertidos industriales en los que se detecte una presencia elevada de estas interferencias, sólo se reflejará este hecho, como una observación en el resultado.
- 2) Nitritos: Los nitritos interfieren en la determinación del oxígeno disuelto por valoración yodométrica.

*Corrección: La adición de azida de sodio elimina esta interferencia hasta una concentración de 15 mg/l de nitrito.*

- 3) Sustancias oxidantes o reductoras: La presencia de sustancias oxidantes o reductoras interfieren tanto en la determinación del oxígeno disuelto por valoración yodométrica, como en otras técnicas de medición.

*Corrección: Estas sustancias solo estarán presentes de manera característica en vertidos industriales, en los que la determinación de la DBO<sub>5</sub> no es significativa. En el caso de vertidos industriales en los que se detecte una presencia elevada de estas interferencias, sólo se reflejará este hecho, como una observación en el resultado.*

1) Tomar con unas pinzas una tira reactiva de almidón, y humedecer con unas gotas de muestra. (La aparición de un color morado persistente indica presencia de oxidantes).

2) Esperar dos minutos y valorar la coloración frente al ensayo en paralelo de otra tira humedecida con agua desionizada.

3) Anotar el resultado en el apartado Observaciones del formulario de toma de datos.

#### **7.1.5. Determinación del N-NH<sub>4</sub>**

El amoníaco presente en las aguas residuales de origen urbano o doméstico, se produce principalmente por la desaminación e hidrólisis de compuestos orgánicos nitrogenados, proteínas, péptidos y de la urea.

*Nitrógeno amoniacal*: Para los fines de este procedimiento, se entiende por nitrógeno amoniacal, la fracción del contenido de nitrógeno total de una muestra, que se encuentra bajo la forma de amoníaco disuelto, NH<sub>3</sub>, o ion amonio, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, expresándose la suma de ambas especies como concentración de N-NH<sub>3</sub>.

##### **Principio**

El método analítico se basa en la destilación del amoníaco libre presente en la muestra, en solución tamponada a pH = 9.5. El amoníaco liberado se recoge sobre una solución indicadora de ácido bórico, que se titula posteriormente contra un ácido mineral de concentración conocida. El volumen de ácido consumido en la titulación es directamente proporcional al contenido de Nitrógeno amoniacal en la muestra ensayada.

El volumen consumido en la titulación es directamente proporcional al contenido de Nitrógeno total en la muestra ensayada.

##### **Medición**

Antes de iniciar el análisis, se realiza un ensayo preliminar de desarrollo de color con reactivo Nessler, sobre aquellas muestras para las que se sospeche que la concentración de amoníaco pueda ser inferior al límite de detección del método titulométrico (< 1 mg/l N-NH<sub>3</sub>),

con el fin de asegurar que las concentraciones de amoníaco en las muestras estarán dentro del rango de aplicación del método titulométrico

Previamente a la toma de alícuotas, se homogeneiza el recipiente de muestra, agitando con fuerza dos o tres veces, y se toma directamente en una probeta (alícuotas hasta 10 ml) o pipeteando con una micropipeta (hasta 5 ml) el volumen de alícuota seleccionado según los niveles de concentración de N amoniacal esperados y se transfieren a un tubo de destilación.

Se completa con agua destilada hasta aprox. 50 ml y se anota el volumen de alícuota en el **Cuaderno de datos**. Se ajusta el pH, añadiendo 5 ml de solución tampón de borato por cada 50 ml de volumen a destilar, se cargan los tubos de destilación en una gradilla y se introducen en el automuestreador del equipo de destilación.

El destilador **KJELTEC 8400** junto al I muestreador Automático de 20 posiciones, **FOSS TECATOR 842**: permite llevar a cabo de manera automática las operaciones de destilación por arrastre de vapor, adición de álcali, recogida del destilado sobre solución de ácido bórico, titulación automática, cálculo, almacenamiento e impresión del resultado final y eliminación de los desechos de reactivos y muestras utilizados, bien de forma local, a través del teclado del equipo, o de forma remota, desde un PC conectado a la red informática de Arazuri, mediante el Software **COMPASS**

Se siguen todos los pasos descritos en la documentación del equipo para la Adquisición de datos: Destilación, Titulación y Lectura

A partir del volumen consumido en la valoración con ácido sulfúrico, el equipo calcula la concentración másica de nitrógeno amoniacal,  $C_N$ , que viene dada por la siguiente expresión:

$$C_N = \frac{V_f \cdot N_{H_2SO_4}}{V_m} \cdot (14,01) \cdot (1000)$$

donde:

$C_N$ : Concentración másica de nitrógeno amoniacal, expresada en mg N/l

$V_m$ : Volumen de alícuota de muestra analizada, en ml

$V_f$ : Volumen de ácido sulfúrico consumido en la valoración, en ml.

$N_{H_2SO_4}$ : Normalidad del ácido utilizado en la valoración, en meq/ml

**14.01**: peso equivalente del Nitrógeno, en g/at.g.

### Interferencias

- 1) Compuestos nitrogenados: Diversos compuestos orgánicos nitrogenados, como glicina, urea, ácido glutámico, cianatos y acetamida, pueden hidrolizarse a amoníaco, aunque muy lentamente, en solución o reposo. Sólo la urea y los cianatos producirán la hidrólisis en la destilación a pH 9.5.

Al pH de trabajo, la hidrólisis supone alrededor del 7% para la urea y alrededor del 5% para los cianatos. Del mismo modo, los compuestos alcalinos volátiles, como la hidracina y las aminas, influirán en los resultados titulométricos.

- 2) Los compuestos orgánicos volátiles y alcalinos, como aminas e hidracina, pueden destilar también en las condiciones del ensayo.

*Corrección: Como norma general, la "interferencia" de estos compuestos se considera incluida en el valor del Nitrógeno amoniacal. En el caso de vertidos industriales en los que se detecte una presencia elevada de esta interferencia, sólo se reflejará este hecho, como una observación en el resultado.*

- 3) Cloro libre: En los casos que se sospeche la presencia de cloro residual habrá que eliminarlo de inmediato, con solución de Tiosulfato sódico al 3% p/v, en dosis de 1 ml de solución por Litro de muestra, después de obtener las muestras para impedir su reacción con el amoníaco

#### **7.1.6. Determinación del N-Kjeldahl**

Con el término "Nitrógeno Kjeldahl" se pretende valorar el contenido total de Nitrógeno, incluyendo la suma de los contenidos de nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal presentes en una muestra determinada. La existencia de compuestos orgánicos nitrogenados no reducibles en las condiciones del ensayo, restringe la definición inicial del parámetro, que, limitada a las condiciones operativas, aún resulta válida para la evaluación e interpretación de los resultados, en la mayor parte de las situaciones prácticas.

La determinación separada del "Nitrógeno Kjeldahl" y el "Nitrógeno amoniacal", permite obtener, por diferencia, una estimación aproximada y útil para los fines prácticos del "Nitrógeno Orgánico", dentro de las limitaciones acabadas de comentar.

*Nitrógeno Kjeldahl*: contenido de nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal de una muestra determinada después de su mineralización. No se incluye el nitrógeno en forma de nitrito o nitrato y no queda incluido necesariamente, todo el nitrógeno orgánico. (ISO 5663:1984)

#### **Principio**

El método analítico se basa en la conversión a sulfato amónico de los compuestos nitrogenados reactivos, por mineralización de la muestra con ácido sulfúrico y sulfato potásico, con objeto de elevar el punto de ebullición de la mezcla, en presencia de Selenio que actúa como catalizador.

Seguidamente, a partir del sulfato amónico y mediante la adición de un medio alcalino fuerte, se procede a la liberación y destilación de amoníaco. El amoníaco liberado se recoge sobre una solución indicadora de ácido bórico, que se titula posteriormente contra un ácido mineral de concentración conocida.



El volumen consumido en la titulación es directamente proporcional al contenido de Nitrógeno total en la muestra ensayada.

### Medición

Previamente a la toma de alícuotas, se homogeneiza el recipiente de muestra, agitando con fuerza dos o tres veces, y se toma directamente con probeta (alícuotas hasta 10 ml) o con micropipeta (hasta 5 ml) el volumen de alícuota seleccionado según los niveles de concentración de N Kjeldahl esperados y se transfieren a un tubo de digestión - destilación.

Se añade una pastilla de mezcla catalizadora comercial, se dosifican 10 ml de ácido sulfúrico concentrado y se mezcla completamente con cuidado para evitar proyecciones. Se llevan los tubos al bloque de digestión, se pone en marcha el extractor de humos, se conecta el digestor y se opera como se indica en el apartado correspondiente del procedimiento de manejo de la unidad de digestión Kjeldahl.

Una vez terminada la digestión, dejar enfriar el tubo de mineralización hasta temperatura ambiente y una vez alcanzada, añadir cuidadosamente sobre el mineralizado aproximadamente unos 25 ml de agua desionizada. Se cargan los tubos de destilación en una gradilla y se introducen en el automuestreador del equipo de destilación.

El destilador **KJELTEC 8400** junto al muestreador Automático de 20 posiciones, **FOSS TECATOR 842**: permite llevar a cabo de manera automática las operaciones de destilación por arrastre de vapor, adición de álcali, recogida del destilado sobre solución de ácido bórico, titulación automática, cálculo, almacenamiento e impresión del resultado final y eliminación de los desechos de reactivos y muestras utilizados, bien de forma local, a través del teclado del equipo, o de forma remota, desde un PC conectado a la red informática de Arazuri, mediante el Software **COMPASS**

Se siguen todos los pasos descritos en la documentación del equipo para la Adquisición de datos: Destilación, Titulación y Lectura

A partir del volumen consumido en la valoración con ácido sulfúrico, el equipo calcula la concentración másica de nitrógeno Amoniacal,  $C_N$ , que viene dada por la siguiente expresión:

$$C_N = \frac{V_f \cdot N_{H_2SO_4}}{V_m} \cdot (14,01) \cdot (1000)$$

donde:

$C_N$ : Concentración másica de nitrógeno Kjeldahl, expresada en mg N/l

$V_m$ : Volumen de alícuota de muestra analizada, en ml

$V_f$ : Volumen de ácido sulfúrico consumido en la valoración, en ml.

$N_{H_2SO_4}$ : Normalidad del ácido utilizado en la valoración, en meq/ml

**14.01**: peso equivalente del Nitrógeno, en g/at.g.

## Interferencias

El nitrógeno orgánico en forma de azida, azina, azo, hidrazona, nitrito, nitro, nitroso, oxina o semicarbazona no se determinan cuantitativamente. El nitrógeno de compuestos heterocíclicos nitrogenados puede recuperarse de manera incompleta.

La presencia de nitrato y/o nitrito puede ser fuente de errores tanto positivos como negativos. Los nitratos y/o nitritos pueden reducirse en las condiciones del análisis a amonio, originando resultados erróneamente altos. La formación de nitrato y nitrito amónico con el amonio de la muestra, que descomponen a la temperatura de mineralización puede provocar la pérdida de nitrógeno en forma de gases y, por tanto, resultados erróneamente bajos.

Si se sospecha que la concentración de nitratos y/o nitritos de la muestra puede causar desviaciones inaceptables o bien pérdida de precisión, debe procederse a la reducción separada a amonio previamente al proceso de mineralización. Si el proceso de mineralización se prolonga demasiado se pueden obtener resultados erróneos por defecto.

### 7.1.7. Determinación del P<sub>T</sub>

La concentración de fósforo suele ser un factor limitante en los ecosistemas para el crecimiento de los vegetales, sin embargo, un aumento de su concentración en las aguas naturales puede provocar la eutrofización de las mismas. Los compuestos de fósforo que se encuentra en las aguas residuales o se vierten a las aguas superficiales proviene de fertilizantes eliminados del suelo por el agua o el viento, excreciones humanas y animales y detergentes y productos de limpieza.

En las aguas residuales el fósforo se encuentra en tres formas: ortofosfatos solubles, polifosfatos inorgánicos y fosfatos orgánicos. Muchos compuestos organofosforados se convierten en ortofosfato por mineralización con persulfato. Cuando es preciso un tratamiento más enérgico se utiliza la mineralización con una mezcla de ácido nítrico y sulfúrico.

Con el término "Fósforo Total" se pretende valorar el contenido total de fósforo. El ortofosfato es la forma más fácilmente asimilable por los microorganismos y se utiliza como parámetro de control de los procesos biológicos de eliminación de fósforo.

*Fósforo Total:* contenido de Fósforo, determinada sobre una muestra no filtrada tras un proceso de digestión oxidativa, con ácido sulfúrico y persulfato potásico, a 120 °C durante una hora

### Principio

El método analítico se basa en la medición de la emisión atómica por medio de una técnica de espectrometría óptica.

Las muestras brutas digeridas a 120 °C durante una hora, con ácido sulfúrico y persulfato potásico, se aspiran a través de un sistema neumático formado por una bomba peristáltica y un nebulizador hasta la antorcha de un plasma de radiofrecuencia acoplado

inductivamente (ICP). El aerosol formado se inyecta en el centro del plasma, donde mediante la energía proporcionada por el plasma, tiene lugar la excitación de los elementos presentes, que generan sus correspondientes espectros de líneas de emisión atómicas.

Las líneas de emisión son dispersadas por un espectrómetro de red de difracción y conducidas a través de un sistema óptico a un detector de estado sólido que mide las intensidades de las líneas. Las señales originadas en los detectores son proporcionales a las concentraciones de cada elemento en el plasma. El sistema informático procesa dichas señales y las convierte en unidades de concentración, previo ajuste de las mismas a una curva de calibrado. Cuando se determinan elementos traza se utiliza una técnica de corrección de fondo para compensar la contribución variable del ruido de fondo espectral.

### Medición

Para cada combinación de analito y línea de emisión, incluidas en el método instrumental, el equipo calcula la concentración aparente sobre la curva de ajuste (normalmente una línea recta), según la expresión:

$$C_i = a_i \cdot I_i^2 + b_i I_i + c_i$$

donde:

**C<sub>i</sub>**: Concentración del analito i sobre la curva de ajuste i, en las mismas unidades del estándar de ajuste, i

**I<sub>i</sub>**: Intensidad, en cuentas o cuentas, para la línea de emisión analítica, del elemento i, dependiendo del tipo de integración programada

**a<sub>i</sub>, b<sub>i</sub>, c<sub>i</sub>**: Coeficientes de la curva de ajuste para el analito i (normalmente a<sub>i</sub> = 0)

y la concentración sobre la muestra, teniendo en cuenta la dilución, mediante la expresión:

$$X_i = C_i \cdot \frac{V}{a}$$

donde:

**X<sub>i</sub>**: Concentración del Analito i sobre la muestra, en las mismas unidades del estándar de ajuste

**a**: Alícuota utilizada en la dilución, en ml

**V**: Volumen de aforo utilizado para la dilución, en ml

De manera particular, la determinación de Fósforo total en aguas residuales urbanas, industriales y/o tratadas, se realiza en el Laboratorio de Saneamiento, previa digestión y posterior filtración, si procede, de las muestras líquidas seguida de su cuantificación posterior por espectrometría de emisión con fuente de plasma de acoplamiento inductivo, ICP, a la longitud de onda de  $\lambda = 214,914 \text{ nm}$

## Interferencias

Varios tipos de interferencias pueden dar lugar a inexactitudes en la determinación de elementos metálicos y no metálicos analizables por espectrometría de emisión atómica, ICP. Estas se pueden resumir de la manera siguiente.

### 1) Interferencias Físicas

#### a) Interferencias espectrales

Solapamiento con una línea espectral correspondiente a otro elemento.

Estos efectos se pueden compensar utilizando una corrección informática de los datos originales

- Solapamiento no resuelto de un espectro de banda molecular

Estos efectos pueden evitarse eventualmente seleccionando una longitud de onda alternativa. El equipo utilizado realizar un barrido de longitudes de onda para detectar las posibles interferencias espectrales.

De manera particular la determinación de Fósforo total en se puede ver interferidas por concentraciones de Cobre superiores a 0.5 mg/L en determinadas aguas residuales de origen industriales, pudiéndose considerar sin ausentes de interferencias espectrales significativas las aguas residuales de origen doméstico o urbanas, así como la práctica totalidad de las aguas tratadas en las depuradoras municipales.

El fundamento de las técnicas de corrección de interferencias espectrales se describe en la documentación específica del método de ensayo. El archivo de corrección de la interferencia Cu-P queda especificado en el Software dentro de la página Process, Background Corrections del Método Instrumental

#### b) Ruido de fondo

Ruido producido por fenómenos continuos o de recombinación.

Ruido producido por la radiación difusa proveniente de las rayas de emisión de elementos presentes en concentración elevada.

El efecto de las interferencias debidas al ruido de fondo puede compensarse normalmente mediante una corrección del ruido de fondo adyacente a la línea del analito.

#### c) Procesos de transporte y nebulización

Propiedades como los cambios en la viscosidad y en la tensión superficial pueden ser causa de inexactitudes significativas, especialmente en muestras que puedan contener concentraciones altas en sólidos disueltos y/o en ácidos.

Este tipo de interferencias pueden reducirse por dilución de la muestra, uso de patrones internos y/o con la utilización de las técnicas de adición estándar.

## 2) Interferencias químicas

Se caracterizan por la formación en el plasma de compuestos moleculares, efectos de ionización y efectos de vaporización de materias disueltas.

Estos efectos se atenúan tamponando la matriz de la muestra y utilizando el método de adición estándar.

### a) Dilución en serie

Si la concentración de analito es suficientemente elevada (al menos 10 veces superior al límite de detección instrumental después de diluir), el resultado del análisis de la dilución no debe diferir en más de un 5% del valor de la determinación original (o situarse dentro de un límite de control razonable establecido para esa matriz). Si no es así, cabe sospechar de la existencia de una interferencia de tipo químico o físico.

### b) Calibrado por adición estándar

Una adición sobre la determinación original a un nivel mínimo de 10 veces el límite de detección instrumental (100 veces como máximo) debe dar una recuperación comprendida entre el 90% y el 110%, o situarse dentro del límite de control establecido para esa matriz. En caso contrario cabe sospechar de la existencia de un efecto de matriz. Generalmente, la utilización del procedimiento de análisis de adición estándar puede paliar este efecto.

*Tratamiento:* Para cada matriz nueva o inusual, se efectúa una serie de ensayos antes de tomar datos relativos a la concentración de los elementos analizados.

Cuando se investiga una matriz de muestra nueva, se pueden realizar ensayos de comparación utilizando otras técnicas analíticas como, por ejemplo, la espectrometría de absorción atómica. Entre otros, los ensayos a realizar serán los siguientes:

#### **7.1.8. Determinación de fosfatos**

Como se indica en la introducción del apartado anterior, en las aguas residuales el fósforo se encuentra en tres formas: ortofosfatos solubles, polifosfatos inorgánicos y fosfatos orgánicos. El ortofosfato es la forma más fácilmente asimilable por los microorganismos y se utiliza como parámetro de control de los procesos biológicos de eliminación de fósforo.

*Fosfato (Soluble):* contenido o concentración de ion orto-fosto, de una muestra acuosa de filtrada determinado mediante la técnica de cromatografía iónica con columna de resina polimérica y supresión del eluyente de carbonato bicarbonato.

## Principio

El método analítico se basa en la separación cromatográfica de los analitos de la muestra, utilizando una columna de resina polimérica de alta capacidad y su posterior detección mediante un detector de conductividad, previa supresión de la conductividad del eluyente.

Las muestras, previamente filtradas a 0.2 µm, y convenientes diluidas, si procede, se inyectan en la corriente de un eluyente de carbonato bicarbonato y se hacen pasar a través de una serie de resinas (*precolumna* y *columna separadora*) que se comportan como un intercambiador de aniones fuertemente básico.

Los aniones presentes en la muestra, se separan en las columnas en función de sus respectivas afinidades por la resina, y seguidamente, se dirigen hasta la cámara interna de una celda de supresión, donde se produce la neutralización del eluyente generando ácido carbónico de baja conductividad, la eliminación de los cationes acompañantes y la conversión de los aniones a su forma ácida más conductiva.

Los aniones así separados, se hacen pasar finalmente a través de un detector de conductividad que genera una señal analítica que se registra en el tiempo, (*cromatograma*).

Los distintos aniones se identifican por comparación de los tiempos de retención de los picos observados frente a los tiempos de retención de una serie de patrones conocidos y su concentración se cuantifica previo ajuste de las respuestas del detector (*picos del cromatograma*, en unidades de altura o área), a una función matemática de la concentración de los patrones conocidos utilizados para el ajuste

## Medición

La concentración de los distintos aniones en la alícuota de trabajo, se calculan automáticamente por el software del equipo, a partir de las respuestas en altura o área de pico, resultantes de la integración, utilizando las funciones de ajuste especificadas en el Procedimiento Instrumental implementado en el software de control del equipo

$$C_i = f(R_i)$$

donde:

**R<sub>i</sub>**: Lectura de Área o Altura del pico resultante de la integración

**f (R<sub>i</sub>)**: Función matemática elegida para el ajuste.

**C<sub>i</sub>**: Concentración del analito i en la alícuota inyectada, interpolada sobre la curva de ajuste i, en las mismas unidades del estándar de ajuste, i, mg/l

La función matemática de ajuste se selecciona de manera específica para cada analito, entre las distintas posibilidades que ofrece el software utilizando criterios de optimización, para minimizar los errores de los datos experimentales dependiendo del objeto del análisis

La concentración final sobre la muestra, teniendo en cuenta la dilución, mediante la expresión:

$$X_i = C_i \cdot \frac{V}{a}$$

donde:

**X<sub>i</sub>**: Concentración del Analito i referida a la muestra bruta, en mg/l

**a**: Alícuota utilizada en la dilución, en ml

**V**: Volumen de aforo utilizado para la dilución, en ml

### Interferencias

Varios tipos de interferencias pueden dar lugar a inexactitudes en la determinación de aniones por cromatografía iónica. Para cada anión de interés, interfieren potencialmente todas aquellas sustancias susceptibles de producir una respuesta significativa del detector, coincidiendo con el mismo tiempo de elución del analito en cuestión.

De manera genérica, éstas se pueden resumir de la manera siguiente.

- 1) Ácidos orgánicos de bajo peso molecular: En concentraciones relativamente altas, podrían interferir con la determinación de los aniones cloruro y fluoruro en los análisis isocráticos (*flujo constante del eluyente*).

No afecta a la determinación de Fosfato en el sistema cromatográfico utilizado por el LCS; dada la gran diferencia de afinidad entre el Fosfato y estos compuestos por las columnas IONPAC<sup>®</sup> AS9-HC de 4mm, y la consiguiente retención diferencial.

- 2) Solapamiento de picos: Concentraciones excesivamente elevadas de algunos aniones pueden interferir en la resolución de picos adyacentes y, a veces, en los tiempos de retención de los aniones que eluyen inmediatamente antes o después.

*Tratamiento*: Si el interés de la evaluación se centra en los picos mayoritarios, diluir las muestras, modificar el flujo o utilizar un método de separación en gradiente, para favorecer la separación.

Si el interés de la evaluación se centrara en la determinación de los aniones traza interferidos, utilizar otros métodos alternativos de especificidad y sensibilidad adecuados para su cuantificación.

La observación de este tipo de interferencias Fosfato en el sistema cromatográfico anteriormente descrito resulta en extremo rara.

#### 7.1.9. Determinación de la alcalinidad

La alcalinidad de un agua residual o de un fango representa su capacidad para neutralizar los efectos de la adición de un ácido, y representa el principal sistema amortiguador de estos medios acuosos, desempeñando un rol principal en la productividad biológica como fuente y reserva de CO<sub>2</sub> en el medio

Dado que la alcalinidad del agua viene determinada por su contenido en hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos, la medida convencional de la **Alcalinidad Total**, (**TAC** o *Título Alcalimétrico Completo*, por sus siglas en inglés) indicativa del contenido total de estas especies, se determina titulando el agua con un ácido fuerte, hasta un pH de 4, pH de equilibrio del ión bicarbonato para fangos. La titulación hasta punto de equivalencia de pH 8.3 punto de equivalencia del ión carbonato, representa la **Alcalinidad Simple**, (**TA** o *Título Alcalimétrico Simple*) que constituye una medida conjunta del total de hidróxido libre y la mitad del carbonato.

*Alcalinidad Total*: contenido o concentración total de especies alcalinas en el agua.

La medida representa una propiedad inespecífica que sólo puede interpretarse en términos de sustancias específicas cuando se conoce la composición de la muestra. La interpretación inespecífica, representa principalmente la concentración total de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos, pudiendo incluir también la contribución del efecto de otras sustancias tampón, como amoníaco, borato, fosfatos, silicatos o ácidos orgánicos.

### **Principio**

Un volumen conocido, habitualmente entre 100 y 250 mL, de muestra acuosa (agua bruta o el sobrenadante de un fango centrifugado durante a 500 rpm durante 10 min) se valora con una solución de ácido sulfúrico 0.2 N, anotándose los volúmenes gastados hasta pH 8.3 y 4.

La titulación se realiza a temperatura ambiente, por un método potenciométrico, monitorizando el pH del vaso de titulación con un pH-metro calibrado, con objeto de evitar potenciales problemas debidos a color y turbidez de la muestra.

### **Medición**

Se ponen un vaso de precipitados o en un matraz erlenmeyer un volumen del líquido problema exactamente medido con una probeta, y se coloca sobre una placa de calefacción magneto-agitadora . Se introducen en el vaso una barrita imanada de agitación y el electrodo de pH de un pH-metro calibrado.

Se dosifica gota a gota el ácido sulfúrico, con una bureta digital, mientras se mantiene la agitación ininterrumpidamente.

Con cada adición, se monitoriza en la pantalla los valores del pH, hasta obtener una lectura de pH estable. Si se desea conocer el TA, (Título Alcalimétrico Simple) se anota el volumen de ácido dosificado hasta pH 8.3 y, seguidamente, se continúa la dosificación de ácido hasta alcanzar el pH final de 4, anotándose el volumen final de de ácido consumido.

Con los datos de la valoración, se calcula la Alcalinidad Total de acuerdo con la siguiente expresión

$$TAC = \frac{V_{H_2SO_4} \times N_{H_2SO_4}}{A} \times (1000) \times (50)$$



donde:

**TAC:** Alcalinidad (*Título Alcalimétrico Completo*), en mg CaCO<sub>3</sub>/L

**V<sub>H2SO4</sub>:** Volumen de ácido consumido en el punto final, en mL

**N<sub>H2SO4</sub>:** Normalidad del ácido (0.2 N), meq/mL

**A:** Alícuota de muestra líquida, en mL

**(1000) · (50):** Factor de conversión de unidades: (mL/L)·(mg/meq CaCO<sub>3</sub>/L)

### Interferencias

La valoración potenciométrica está exenta de interferencias de color y turbidez, o las debidas a la presencia de sustancias oxidantes. No obstante, pueden encontrarse problemas en la titulación debidos a la presencia de sustancias orgánicas o a una operación defectuosa, si con cada adición no se permite tiempo suficiente para alcanzar el equilibrio.

También pueden perturbar la determinación, los jabones y otros compuestos tensioactivos, o sustancias oleaginosas que puedan recubrir o formar precipitados sobre el electrodo de vidrio provocando una reacción lenta.

#### 7.1.10. Determinación de los AGV

La producción de ácidos grasos volátiles durante la acidogénesis, tiende a bajar el pH del medio, comprometiendo el desarrollo adecuado de la metanogénesis que tiene lugar a valores de pH próximos a la neutralidad, por lo que, si por algún motivo, la tasa de remoción de estos compuestos intermedios, los ácidos grasos volátiles en el reactor, no acompaña a su tasa de producción, puede surgir una situación de inestabilidad, derivando en un descenso drástico del pH, que puede provocar la inhibición total de las bacterias metanogénicas, conduciendo a una **acidificación** del sistema, con el consiguiente fallo operacional del reactor anaerobio.

Se denominan ácidos grasos volátiles, AGV, al grupo de ácidos orgánicos de cadena corta, que se corresponden químicamente con los ácidos carboxílicos de 2 a 6 átomos de carbono, y que constituyen compuestos intermedios, que se producen dentro del mecanismo de degradación anaerobia bacteriana de las aguas residuales (*catabolismo fermentativo*), en la denominada fase acidogénica intermedia, que sigue a la primera fase hidrolítica inicial, y precede a la fase metanogénica, de un proceso de digestión anaerobia.

*Ácidos grasos totales:* contenido o concentración teórica total de ácidos volátiles de cadena corta.

#### Principio

El método rápido de destilación-titulación supone la titulación por retroceso de la acidez debida a los ácidos grasos volátiles, previa eliminación de la acidez carbónica mediante adición de un ligero exceso de ácido sulfúrico y posterior ebullición, para asegurar la eliminación total de la alcalinidad de la muestra.

Durante la determinación se acidifica hasta pH = 3.5 con ácido sulfúrico de normalidad conocida, un volumen de agua o del extracto acuoso del fango. Seguidamente, la muestra se hierve a ebullición durante 3 minutos, para eliminar cualquier resto de CO<sub>2</sub>. Una vez fría, se titula la acidez residual con sosa, hasta neutralidad, tomándose nota de los puntos de equivalencia a pH 4 y pH 7. La acidez o concentración total de ácidos grasos volátiles se estima a partir del consumo de NaOH utilizada para su neutralización.

Los resultados se informan en mg/L de ácido acético equivalente

La titulación se realiza a temperatura ambiente, por un método potenciométrico, monitorizando el pH del vaso de titulación con un pH-metro calibrado, con objeto de evitar potenciales problemas debidos a color y turbidez de la muestra.

### Medición

Sobre el mismo recipiente utilizado para la determinación de la Alcalinidad Total, se continúa la acidificación de la muestra añadiendo H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y monitorizando el valor de pH hasta alcanzar un valor de pH = 3.5. En este momento, se pone en marcha la calefacción, se lleva hasta ebullición y se mantiene en ebullición durante tres minutos, exactamente.

Se deja enfriar hasta temperatura ambiente y se procede a la neutralización por retroceso con NaOH de normalidad conocida. En una primera etapa, hasta pH = 4, se neutraliza el ácido sulfúrico en exceso. Se anota el volumen consumido y se continúa la titulación hasta alcanzar el valor pH =7

Con cada adición, se monitoriza en la pantalla los valores del pH, hasta obtener una lectura de pH estable.

Con los datos de la valoración, se calcula la Concentración nominal de Ácidos Grasos Volátiles, de acuerdo con la siguiente expresión

$$AGV = \frac{V_{NaOH} \times N_{NaOH}}{A} \times (1000) \times (60)$$

donde:

**AGV:** Concentración de Ácidos Grasos Volátiles, en mg HAc/L

**V<sub>NaOH</sub>:** Volumen neto de sosa consumido el intervalo de titulación de pH = 4 a pH = 7, en mL

**N<sub>NaOH</sub>:** Normalidad de la sosa (0.2 N), meq/mL

**A:** Alícuota de muestra líquida, en mL

**(1000) · (60):** Factor de conversión de unidades: (mL/L)·(mg/meq HAc/L)

### Interferencias

Los ácidos grasos volátiles se caracterizan por ser solubles en agua y porque, a pesar de sus puntos de ebullición más elevados, se pueden destilar a presión atmosférica, destilando conjuntamente con el agua, por lo que si determinación directa por destilación rinde resultados sólo aproximados, debido a tasas de recuperación de los analitos variables e incompletas, influyendo factores tales como la velocidad de calentamiento y la proporción de

muestra destilada, que requeriría para su uso cuantitativo la determinación de factores de recuperación específicos para cada aparato y conjunto de condiciones operacionales.

El método aquí descrito es un método empírico rápido que valora la componente de acidez debida a la presencia de ácidos orgánicos de cadena corta en el agua residual o en el fango, una vez que se eliminan por ebullición la acidez debida a otros compuestos ácidos inorgánicos volátiles, como  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{S}$ , acompañantes. El método se considera, no obstante, suficientemente adecuado para fines de control.

La eliminación de los fangos sólidos, reduce la posibilidad de una hidrólisis adicional de las sustancias orgánicas complejas a ácidos orgánicos.

## 7.2. ANEXO B: DATOS ANALÍTICOS

### Datos analíticos de agua bruta (entrada de planta) periodo 01/06/14 al 15/08/14:

Fecha	Caudal	pH	Conduct	SST	SSV	DQO	DQO Filt	DBO	DBO Filt	N-NH <sub>3</sub>	NKT	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	P <sub>INORG</sub>	P <sub>TOTAL</sub>	Cl	SO <sub>4</sub>
01-jun-14	851	7.5		232	95	602		353		29.04	46.3			6.32	6.913		
02-jun-14	922	7.6	1169	206	100	705	266	398	207	29.08	48.8	1.3	0.6	6.76	8.282	114	77
03-jun-14	912	7.5		252	98	675		301		27.97	50.1			7.29	5.996		
04-jun-14	904	7.6		300	95	618		308		30.4	47.5			7.12	6.209		
05-jun-14	904	7.4		262	94	580		323		29.5	49.1			7.24	6.647		
06-jun-14	904	7.5		272	95	678		451		29.21	48.9			7.25	6.872		
07-jun-14	837	7.4		232	99	809		506		30.4	49.6			7.14	6.413		
09-jun-14	887	7.6	1279	262	96	714	279	368	147	30.6	50.1	0.6	0.5	6.86	6.755	129	73
10-jun-14	870	7.5		196	100	799		445		30.91	50.5			6.7	7.662		
11-jun-14	1071	7.4		310	91	793		468		28.94	52.3			7.68	6.625		
12-jun-14	892	7.5		254	97	761		420		29.51	50.1			7.54	7.339		
13-jun-14	902	7.5		290	93	699		458		29.77	48.8			7.88	6.857		
15-jun-14	758	7.5		284	95	710		501		33.22	53.1			7.11	6.783		
16-jun-14	858	7.5	1223	296	95	780	319	495	259	33.42	53.8	0.6	0.6	7.52	7.38	131	62
17-jun-14	836	7.5		270	95	710		360		30.81	51			8.46	7.993		
18-jun-14	868	7.3		250	93	793		500		33.09	52.1			8.12	7.441		
19-jun-14	858	7.3		324	97	837		445		33.92	56.1			7.33	7.566		
20-jun-14	873	7.4		294	95	738		388		31.63	51.5			7.63	4.859		
21-jun-14	957	7.4		328	91	1000		428		26.31	47.2			6.82	6.844		
23-jun-14	1619	7.6	887	220	91	443	190	268	134	18.43	34.3	1	0.8	4.33	3.899	82	58
24-jun-14	1388	7.5		170	93	380		255		15.97	27.7			4	3.874		
25-jun-14	1870	7.6		162	92	466		298		20.32	32.2			4.18	4.676		
26-jun-14	1041	7.6		202	96	596		334		24.42	41.7			5.47	5.985		
27-jun-14	978	7.6		228	100	607		415		27.18	43.1			6.12	6.507		
29-jun-14	797	7.7		224	99	655		384		31.7	48.1			6.88	7.035		
30-jun-14	888	7.6	1163	288	95	839	261	409	193	29.4	47.9	0	0.4	6.35	6.531	116	59
01-jul-14	1288	7.5		244	87	571		289		16.7	33.8			4.46	4.573		
02-jul-14	2458	7.7		156	95	399		203		14.24	25.6			3.71	4.2		
03-jul-14	1821	7.6		176	89	340		160		12.94	23			2.95	3.044		
04-jul-14	3054	7.4		140	80	242		139		8.62	17.3			2.75	2.603		
05-jul-14	1441	7.4		236	96	558		290		17.09	30			4.44	4.36		
07-jul-14	1353	7.8		142	100	388		190		23.23	36.1			4.51	4.702		
08-jul-14	1082	7.7	1018	200	98	446	192	223	126	24.62	40.6	1	1	5.2	5.284	87	64
09-jul-14	1021	7.7		198	99	453		211		27.57	42.3			5.66	5.82		
10-jul-14	974	7.7		188	100	472		293		28.87	43.7			5.25	5.547		
11-jul-14	927	7.5		220	97	594		379		32.6	48.3			6.59	6.577		
13-jul-14	866	7.5		182	100	543		377		33.4	50.2			6.13	6.887		
14-jul-14	858	7.6	1101	238	99	592	196	237	95	31.06	47	1.1	1.1	6.73	6.113	105	58
15-jul-14	923	7.4		266	96	623		333		25.66	41.3			6.19	5.755		
16-jul-14	864	7.3		198	96	661		394		25.43	44.8			7.2	5.538		
17-jul-14	870	7.5		306	96	723		503		26.46	44.6			7.12	6.238		
18-jul-14	855	7.4		268	93	676		503		26.98	44			6.75	6.476		
19-jul-14	771	7.4		262	95	633		503		28.95	44.7			6.13	5.916		
21-jul-14	789	7.6	1187	260	95	735	299	391	181	30.03	47.8	0.4	0.8	6.87	6.331	116	66
22-jul-14	803	7.5		230	100	740		408		26.74	46.8			6.47	5.771		
23-jul-14	815	7.6		268	94	724		392		28.42	47.5			6.25	6.03		
24-jul-14	822	7.5		312	90	707		363		22.91	44.3			6.89	6.3		
25-jul-14	1324	7.6		190	95	504		327		20.52	35.2			4.83	4.426		
27-jul-14	728	7.7		224	97	581		347		25.89	44.6			5.83	5.403		
28-jul-14	835	7.6	1146	266	93	739	272	347	179	27.45	47.8	0.7	0.7	6.54	6.122	111	64
29-jul-14	882	7.6		274	95	602		364		26.46	44.2			6.1	5.734		
30-jul-14	809	7.6		234	94	707		431		27.51	45.6			6.23	5.853		
31-jul-14	815	7.5		232	99	757		351		26.51	46			6.11	5.773		
01-ago-14	1015	7.5		256	94	660		320		26.01	43.8			5.85	5.709		
02-ago-14	851	7.3		280	90	723		336		16.34	32.4			4.98	4.865		
04-ago-14	977	7.5	1110	207	94			355	200	25.52	43.2	1.3	0.7	5.5	5.493	109	63
05-ago-14	817	7.5	1116	232	92	619		349		25.85	45			6.12	6.2		
06-ago-14	916	7.5		296	91	708		338		26.92	47.1			6.47	6.258		
07-ago-14	780	7.7		330	92	728		402		26.51	47.8			7.18	6.923		
08-ago-14	796	7.7		274	91	739		438		27.72	48.2			6.94	6.637		
10-ago-14	681	7.7		206	96	630		342		28.27	45.2			6.33	6.105		
11-ago-14	739	7.6	1187	274	94	665	315	376	223	28.28	50	0.9	0.6	6.83	7.727	118	59
12-ago-14	741	7.5		280	93	722		443		28.7	45.2			6.48	6.368		
13-ago-14	926	7.5		242	96	721		364		24.92	44.2			5.21	5.807		
14-ago-14	777	7.3		236	99	792		490		28.05	48.5			6.55	6.246		
15-ago-14	683	7.4		210	99	626		358		27.45	44.2			6.93	6.232		

**Datos analíticos de agua decantada (entrada de biológico) periodo 01/06/14 al 15/08/14:**

Fecha	pH	Conduct	SST	SSV	DQO	DQO Filtr	DBO	DBO Filtr	N-NH <sub>3</sub>	NKT	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	P <sub>INORG</sub>	P <sub>TOTAL</sub>	Cl	SO <sub>4</sub>
02-jun-14	7.7	1201	112	100	447	266	290	212	35.57	51.1	0	0.1	6.2	6.74	113	76
05-jun-14	7.7		130	90	444		291		35.69	51.1			6.6	5.93		
09-jun-14	7.8	1286	124	96	466	271	267	179	38.77	52.6	0	0.1	6.6	6.2	115	64
12-jun-14	7.7		120	98	507		327		36.55	51.7			6.8	6.34		
16-jun-14	7.6	1228	128	97	492	288	367	199	38.71	53.2	0	0.1	6.9	6.64	122	64
19-jun-14	7.6	1242	122	99	458		254		36.2	50.9			7.4	7.1		
23-jun-14	7.6	802	98	91	261	127	169	94	17.69	29.1	0	0	4.5	3.65	71	51
26-jun-14	7.7	1096	90	100	376		238		25.3	39.1	0.1	0.1	4.5	4.83	103	66
30-jun-14	7.7	1199	112	100	459	254	285	203	33.88	49.4	0.2	0.1	6.6	6.82	110	61
03-jul-14	7.6		92	86	229		126		17.23	26			3.3	3.53		
08-jul-14	7.8	1029	83	100	269	150	181	83	30	41.3	0	0.1	4.7	4.94	84	63
10-jul-14	7.8		90	100	312		226		33.25	43.5			5.7	5.93		
14-jul-14	7.7	1108	94	100	348	173	183	82	35.62	47.5	0	0.1	6.2	5.69	101	59
17-jul-14	7.7	1122	118	98	430		203		30.5	45.2			5.9	5.46		
21-jul-14	7.7	1197	120	94	454	247	257	162	34.09	48.2	0	0.1	6.2	5.87	121	65
24-jul-14	7.7	1142	114	98	423		229		28.77	42.4			6	5.55		
28-jul-14	7.8	1321	180	89	515	233	300	149	49.71	68.2	0.1	0	8.8	8.56	115	65
31-jul-14	7.8	1353	154	88	569		287		48.59	67.3	0	0	8.6	8.41	126	56
04-ago-14	7.7	1159	112	95			473	150	39.66	56.3	0.3	0.1	7.1	7	100	59
07-ago-14	7.9	1301	145	85	466		242		46.8	64.2			8.9	8.3		
11-ago-14	7.7	1258	137	94	492	269	303	175	42.41	60.2	0	0.1	7.5	7.39	110	60

**Datos analíticos de los licores mixtos periodo 01/06/14 al 15/08/14:**

Fecha	Ref	SS	SSV	IVF	VF	EF	T <sup>9</sup>	Ref	SS	SSV	IVF	VF	Ref	SS	SSV	IVF	VF	Ref	SS	SSV	IVF	VF	
02-jun-14	LMixto 1	1868	83	161	470	8	19.2	LMixto 2	2104	83	162	550	LMixto 3	2160	83	167	550	LMixto 4					
03-jun-14	LMixto 1	2024	82	158	540	8	19.1	LMixto 2	2220	82	162	530	LMixto 3	2188	82	146	480	LMixto 4					
04-jun-14	LMixto 1	2016	83	149	500	8	19.7	LMixto 2	2352	83	145	540	LMixto 3	2356	82	153	550	LMixto 4					
05-jun-14	LMixto 1	2032	83	153	540	9	19.4	LMixto 2	2312	81	156	660	LMixto 3	2420	81	145	600	LMixto 4					
06-jun-14	LMixto 1	2148	82	256	550	8	20	LMixto 2	2368	81	224	530	LMixto 3	2172	80	249	540	LMixto 4					
09-jun-14	LMixto 1	2128	83	221	470	9	21	LMixto 2	2300	81	291	670	LMixto 3	2290	80	284	650	LMixto 4					
10-jun-14	LMixto 1	1968	82	163	600	9	21.2	LMixto 2	2408	83	166	720	LMixto 3	2340	81	162	550	LMixto 4					
11-jun-14	LMixto 1	2160	84	162	550	9	21.4	LMixto 2	2250	84	182	700	LMixto 3	2137	84	197	600	LMixto 4					
12-jun-14	LMixto 1	2125	85	165	650	9	21.7	LMixto 2	2380	84	164	750	LMixto 3	2485	83	149	650	LMixto 4					
13-jun-14	LMixto 1	2095	83	263	550			LMixto 2	2285	81	306	700	LMixto 3	2315	83	281	650	LMixto 4					
16-jun-14	LMixto 1	1932	82	181	550	8	21.6	LMixto 2	2232	81	188	590	LMixto 3	2352	81	183	610	LMixto 4					
17-jun-14	LMixto 1	2020	173	450	8	21.4	LMixto 2	2288	179	580	LMixto 3	2464	175	600	LMixto 4								
18-jun-14	LMixto 1	2064	174	540	7	21.6	LMixto 2	2216	181	640	LMixto 3	2264	177	540	LMixto 4								
19-jun-14	LMixto 1	2032	81	167	6	21.7	LMixto 2	2208	81	172	LMixto 3	2300	80	173	LMixto 4								
20-jun-14	LMixto 1	2004	150	450	6	21.9	LMixto 2	2204	141	520	LMixto 3	2244	134	600	LMixto 4								
23-jun-14	LMixto 1	2144	159	450	7	19.7	LMixto 2	2088	168	450	LMixto 3	1988	161	450	LMixto 4								
24-jun-14	LMixto 1	2300	152	500	6	21.8	LMixto 2	2200	159	450	LMixto 3	1936	155	400	LMixto 4								
25-jun-14	LMixto 1	2088	153	500	7	20	LMixto 2	1960	168	480	LMixto 3	1744	172	440	LMixto 4								
26-jun-14	LMixto 1	2256	83	151	450	6	20.6	LMixto 2	2236	81	161	490	LMixto 3	1960	80	174	440	LMixto 4					
27-jun-14	LMixto 1	2236	152	480	6			LMixto 2	2064	179	530	LMixto 3	2104	147	450	LMixto 4							
30-jun-14	LMixto 1	1816	83	149	400	7	21.2	LMixto 2	2036	85	147	450	LMixto 3	2092	82	148	450	LMixto 4					
01-jul-14	LMixto 1	1860	81	151	480	7	21.7	LMixto 2	2036	81	142	450	LMixto 3	2028	83	143	390	LMixto 4					
02-jul-14	LMixto 1	1512	198	300	6	19.6	LMixto 2	1596	204	325	LMixto 3	1528	180	275	LMixto 4								
03-jul-14	LMixto 1	1956	83	153	454	6	20.3	LMixto 2	1980	82	157	450	LMixto 3	1796	82	195	350	LMixto 4					
04-jul-14	LMixto 1	1684	80	190	320	6	19.5	LMixto 2	1760	80	193	340	LMixto 3	1644	82	182	300	LMixto 4					
05-jul-14	LMixto 1	2132	188	400				LMixto 2	2068	193	400	LMixto 3	1968	188	370	LMixto 4							
08-jul-14	LMixto 1	2232	78	430	6	19.9	LMixto 2	2272	79	450	LMixto 3	1964	79	420	LMixto 4								
09-jul-14	LMixto 1	2000	175	350	6	20.1	LMixto 2	2232	125	425	LMixto 3	2144	187	400	LMixto 4								
10-jul-14	LMixto 1	1708	84	164	280			LMixto 2	2064	81	194	400	LMixto 3	2072	81	174	360	LMixto 4					
11-jul-14	LMixto 1	1708	81	158	270		20.2	LMixto 2	1900	82	179	340	LMixto 3	1924	81	182	350	LMixto 4					
14-jul-14	LMixto 1	1496	84	167	250	7	20.8	LMixto 2	1720	83	163	280	LMixto 3	1632	84	169	275	LMixto 4					
15-jul-14	LMixto 1	1404	160	225	8	20.9	LMixto 2	1656	166	275	LMixto 3	1852	135	250	LMixto 4								
16-jul-14	LMixto 1	1536	86	156	240	8	21.6	LMixto 2	1656	84	163	270	LMixto 3	1704	85	153	260	LMixto 4					
17-jul-14	LMixto 1	1576	86	184	290	8	22.3	LMixto 2	1836	83	169	310	LMixto 3	1932	83	124	240	LMixto 4					
18-jul-14	LMixto 1	1628	84	166	270	8	22.5	LMixto 2	1696	83	171	290	LMixto 3	1800	82	139	250	LMixto 4					
21-jul-14	LMixto 1	1696	86	147	250	7	22.1	LMixto 2	1772	85	158	280	LMixto 3	1820	84	143	260	LMixto 4					
22-jul-14	LMixto 1	1584	158	250	10	21.9	LMixto 2	1676	173	290	LMixto 3	1700	159	270	LMixto 4								
23-jul-14	LMixto 1	1620	160	260	7	22.2	LMixto 2	1684	166	280	LMixto 3	1780	140	250	LMixto 4								
24-jul-14	LMixto 1	1592	84	173	275	7	22.6	LMixto 2	1784	84	157	280	LMixto 3	1736	83	150	260	LMixto 4					
25-jul-14	LMixto 1	1596	86	169	270	6	22.4	LMixto 2	1672	84	173	290	LMixto 3	1636	84	153	250	LMixto 4					
28-jul-14	LMixto 1	1240	83	137	170	8		LMixto 2	1292	85	147	190	LMixto 3	1456	82	137	200	LMixto 4					
29-jul-14	LMixto 1	1284	84	156	200	7		LMixto 2					LMixto 3	1612	83	143	230	LMixto 4	1488	82	155	230	
30-jul-14	LMixto 1	1388	84	137	190	7		LMixto 2					LMixto 3	1820	83	137	250	LMixto 4	1776	83	141	250	
31-jul-14	LMixto 1	1468	82	150	220	8		LMixto 2					LMixto 3	1812	82	143	260	LMixto 4	1716	82	146	250	
01-ago-14	LMixto 1	1520	82	158	240	8		LMixto 2					LMixto 3	1876	82	139	260	LMixto 4	1716	82	146	250	
04-ago-14	LMixto 1							LMixto 2					LMixto 3	1924	83	135	260	LMixto 4	1476	84	142	210	
05-ago-14	LMixto 1	1620	82	148	240	7		LMixto 2					LMixto 3	1564	82	153	240	LMixto 4	1512	82	152	230	
06-ago-14	LMixto 1	1956	81	118	230	7		LMixto 2					LMixto 3	1680	83	131	220	LMixto 4	1728	83	139	240	
07-ago-14	LMixto 1	1500	84	160	240	8		LMixto 2					LMixto 3	1848	82	135	250	LMixto 4	1628	81	154	250	

### Datos analíticos de agua de salida periodo 01/06/14 al 15/08/14:

Fecha	Q	pH	Conduct	SST	SSV	DQO	DQO Filtr	DBO	DBO Filtr	N-NH <sub>3</sub>	NKT	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	P <sub>INORG</sub>	P <sub>TOTAL</sub>	Cl	SO <sub>4</sub>
01-jun-14	851	7.7	893	5	100	35.4		10		0.114	3.4	7.72	0.3	0.52	0.84	103	71
02-jun-14	922	7.7	896	4	100	39.3	32.9	15	10	1.27	4.4	8.05	0.7	1.44	1.72	110	75
03-jun-14	912	7.8	949	7	100	40.6		24		0.001	3.6	6.16	0.4	1.1	0.91	112	77
04-jun-14	904	7.7	1013	8	98	36.3		12		0.394	4.8	7.31	0.7	0.41	0.34	121	76
05-jun-14	904	7.7	1025	8	90	41.7		17		0.658	4.1	6.62	0.8	0.46	0.43	125	73
06-jun-14	904	7.8	1017	7	100	41.8		23		0.53	3.4	5.18	0.7	0.37	0.4	118	70
07-jun-14	837	7.9	994	7	100	37.7		14		0.001	3.2	4.38	0.4	0.35	0.34	116	71
09-jun-14	887	7.8	990	6	100	38.3	29.9	11	5	0.465	3.6	6.69	0.7	0.35	0.33	115	70
10-jun-14	870	7.8	964	5	100	31.1		8		0	3.3	7.07	0.7	0.35	0.29	125	71
11-jun-14	1071	7.8	980	4	100	34.2		13		0	3.2	6.05	0.4	0.37	0.28	128	68
12-jun-14	892	7.8	980	7	100	36.1		2		0	3.7	5.71	0.4	0.38	0.12	122	66
13-jun-14	902	7.9	978	6	100	34.5		11		0	3.8	6.03	0.3	0.34	0.1	121	66
15-jun-14	758	7.8	969	8	100	35.1		12		0	4.2	7.56	0.3	0.46	0.27	119	69
16-jun-14	858	7.8	945	4	100	34	28.9	12	7	0	3.1	6.51	0.2	0.37	0.33	110	62
18-jun-14	868	7.8	978	5	100	30.8		10		0	2.3	7.02	0.5	0.26	0.29	131	70
19-jun-14	858	7.7	995	5	100	30.9		6		0	2.9	6.51	0.3	0.19	0.27	132	76
20-jun-14	873	7.9	1009	4	100	34.7		16		0.522	3	6.9	0.4	0.19	0.24	132	81
21-jun-14	914	7.9	984	4	100	36.1		16		1.82	4.4	5.74	0.5	0.27	0.29	125	76
23-jun-14	1522	7.6	699	6	100	30.9	24.6	18	8	1.51	4.8	3.64	0.4	0.22	0.24	74	53
24-jun-14	1323	7.6	683	7	100	31.8		14		2.25	4.2	3.49	0.4	0.34	0.37	72	51
25-jun-14	1680	7.7	631	4	100	24.6		11		1.34	2.7	4.35	0.5	0.26	0.29	63	49
26-jun-14	1041	7.7	784	2	100	24.2		7		1.02	2.9	6.22	0.5	0.27	0.29	86	59
27-jun-14	978	7.8	883	4	100	28.2		8		0.809	3.2	6.52	0.4	0.26	0.17	103	66
29-jun-14	797	7.8	908	4	100	19.5		8		0	2.3	9.08	0.3	0.25	0.15	107	63
30-jun-14	888	7.8	934	4	100	28.9	26.7	10	7	0.801	3.3	8.52	0.5	0.41	0.15	106	62
01-jul-14	1186	7.7	896	3	100	37.1		19		2.31	6.5	6.86	0.5	0.45	0.38	106	59
02-jul-14	2155	7.5	567	8	100	28.1		10		2.45	4.5	4.14	1	0.49	0.31	57	38
03-jul-14	1638	7.4	671	15	100	32.6		19		2.71	5.2	5.15	0.6	0.69	0.5	70	48
04-jul-14	2694	7.4	543	7	100	22.8		9		0.658	2.1	4.23	0.3	0.46	0.22	41	42
05-jul-14	1422	7.7	738	7	100	24.8		6		0.215	1.8	5.39	0.1	0.61	0.37	61	65
07-jul-14	1353	7.5	660	4	100	21.1		8		0.909	2.4	8.04	0.4	0.49	0.31	55	50
08-jul-14	1082	7.6	781	5	100	23.2	19.6	6	6	0.451	2.5	13.2	0.4	1.66	1.64	74	62
09-jul-14	1021	7.5	819	5	100	25.7		5		0.029	2.4	13.9	0.3	3	3.08	85	64
10-jul-14	974	7.6	855	1	100	23		9		0.001	2.1	14.1	0.3	3.77	4.07	91	64
11-jul-14	927	7.5	767	5	100	29.2		4		0	2.4	13.7	0.2	4.21	4.27	97	64
13-jul-14	866	7.4	771	2	100	29.6		5		0	2.6	13.8	0.4	4.71	4.72	98	59
14-jul-14	858	7.6	855	2	100	29.7	26.8	3	0	0	3	14.6	0.4	4.82	4.48	98	60
15-jul-14	923	7.6	878	6	100	35.1		5		0.057	2.6	10.7	0.4	4.67	4.15	103	61
16-jul-14	864	7.8	901	6	100	39.1		6		0	3	7.4	0.2	2.87	2.5	114	67
18-jul-14	855	7.9	908	4	100	38.5		9		0	2.3	7.17	0.1	0.64	0.31	115	65
19-jul-14	771	7.9	918	4	100	32.7		8		0	2.3	7.23	0.1	0.58	0.22	118	66
21-jul-14	789	7.8	929	3	100	35	29.7	4	1	0	2.8	8.08	0.2	0.53	0.19	116	66
22-jul-14	803	7.9	958	4	100	34.5		3		0	3.1	7.06	0.2	0.53	0.22	123	69
23-jul-14	815	7.8	995	0		40		3		0	2.5	6.64	0.2	0.5	0.17	125	67
24-jul-14	822	7.8	981	1	100	36.2		6		0.336	3.2	6.92	0.4	0.6	0.26	130	68
25-jul-14	1324	7.7	855	4	100	31.4		4		0	2.7	8.88	0.2	0.51	0.2	103	63
27-jul-14	728	7.8	823	4	100	33.9		6		0	2.6	5.54	0.3	0.56	0.24	102	58
28-jul-14	835	7.7	912	5	100	35.1	30	6	5	1.25	4.3	8.31	0.4	0.89	0.66	106	64
29-jul-14	882	7.8	922	2	100	39.2		8		0.744	3.8	8.05	0.5	0.66	0.4	108	61
30-jul-14	809	7.8	939	5	100	40.5		9		0	3	7.08	0.2	1.27	0.97	113	61
31-jul-14	815	7.9	991	5	100	38.3		4		0	3.2	6.59	0.2	0.64	0.37	123	65
01-ago-14	1015	7.8	964	10	100	39.8		11		0.336	3.2	5.67	0.3	0.59	0.33	119	61
02-ago-14	851	7.7	858	5	100	36.7		6		0	2.7	5.2	0.3	0.53	0.24	104	58
04-ago-14	977	7.7	796	9	100			11	5	0.293	3.3	5.07	0.4	0.68	0.43	91	57
05-ago-14	817	7.8	859	5	100	35.9		8		0.1	2.6	6.36	0.5	0.56	0.29	100	60
06-ago-14	916	7.5	762	7	100	34.3		6		0	3	6.87	0.4	0.44	0.24	105	60
07-ago-14	780	7.6	862	6	100	33.7		6		0	3	6.25	0.2	0.5	0.24	99	57
08-ago-14	796	7.9	935	5	100	37.1		7		0.15	3.9	7.15	0.3	0.48	0.26	116	62
10-ago-14	681	7.9	969	6	100	34.4		8		0.001	3.5	7.16	0.2	0.48	0.23	116	64
11-ago-14	739	7.7	955	6	100	33.5	31.1	6	6	0.001	3.4	6.4	0.2	0.49	0.21	103	60
12-ago-14	741	7.8	959	6	100	31.9		4		0.49	3.1	5.06	0.1	0.44	0.18	109	60
13-ago-14	926	7.7	943	6	100	32.3		6		0.372	3	5.28	0.4	0.43	0.23	113	61
14-ago-14	777	7.7	951	3	100	31		7		0	3.1	6.39	0.3	0.47	0.17	118	65
15-ago-14	683	7.8	945	2	100	29.3		8		0	2.3	4.95	0.2	0.45	0.14	116	63

**Datos analíticos de fango primario periodo 01/06/14 al 15/08/14:**

<u>Fecha</u>	<u>SST</u>	<u>SSV</u>
02-jun-14	1080	93
03-jun-14	1076	91
04-jun-14	1169	96
05-jun-14	1036	89
06-jun-14	1100	94
09-jun-14	728	97
10-jun-14	1267	97
11-jun-14	996	99
12-jun-14	1240	90
13-jun-14	780	96
16-jun-14	1012	93
17-jun-14	1268	91
18-jun-14	696	92
19-jun-14	1128	92
20-jun-14	1336	92
23-jun-14	2772	69
24-jun-14	1272	72
25-jun-14	3236	71
26-jun-14	1116	87
27-jun-14	1120	87
30-jun-14	1032	91
01-jul-14	1208	90
02-jul-14	1556	71
03-jul-14	1860	83
04-jul-14	956	61
05-jul-14	1827	74
08-jul-14	888	91
09-jul-14	836	90
10-jul-14	840	91
11-jul-14	1092	92
14-jul-14	1152	94
15-jul-14	700	95
16-jul-14	732	95
17-jul-14	908	91
18-jul-14	1144	92
21-jul-14	1016	92
22-jul-14	1328	90
23-jul-14	1216	88
24-jul-14	1052	96
25-jul-14	1160	84
28-jul-14	888	91
29-jul-14	1312	89
30-jul-14	1004	100
31-jul-14	976	92
01-ago-14	1040	92
04-ago-14	1365	84
05-ago-14	965	92
06-ago-14	730	92
07-ago-14	1253	93
08-ago-14	780	84
11-ago-14	890	100
12-ago-14	1420	92
13-ago-14	1740	89
14-ago-14	1553	87

**Datos analíticos de fango secundario/recirculación periodo 01/06/14 al 15/08/14:**

Fecha	SST	SSV	IVF	VF
02-jun-14	3305	83		
03-jun-14	3205	82		
04-jun-14	3575	82		
05-jun-14	3010	83		
06-jun-14	3650	80		
09-jun-14	3279	83		
10-jun-14	3230	82		
11-jun-14	3290	83		
12-jun-14	3406	84		
13-jun-14	3455	81		
16-jun-14	3025	80		
17-jun-14	3270			
18-jun-14	3370			
19-jun-14	3245	83		
20-jun-14	3290			
23-jun-14	3700		270	1000
24-jun-14	3930		254	1000
25-jun-14	3555		253	900
26-jun-14	3730	80		
27-jun-14	3675			
30-jun-14	2935	82		
01-jul-14	2930	83		
02-jul-14	3185		290	925
03-jul-14	3715	82		
04-jul-14	3560	79	239	850
05-jul-14	4112		243	1000
08-jul-14	3855	79	259	1000
09-jul-14	3760			
10-jul-14	3235	80	309	1000
11-jul-14	2960	80	233	690
14-jul-14	2625	83		
15-jul-14	2515			
16-jul-14	2385	85		
17-jul-14	2520	83		
18-jul-14	2360	84		
21-jul-14	2660	84		
22-jul-14	2395			
23-jul-14	2495			
24-jul-14	2500	84		
25-jul-14	2795	84		
28-jul-14	1790	83	168	300
29-jul-14	2380	82		
30-jul-14	2390	82		
31-jul-14	2125	82		
01-ago-14	2390	82		
04-ago-14	2850	83		
05-ago-14	2420	82	227	550
06-ago-14	2725	83		
07-ago-14	2300	82		
08-ago-14	2310	82		
11-ago-14	2120	82	179	380
12-ago-14	2235	83		
13-ago-14	3005	82		
14-ago-14	2425	83		



### Datos analíticos de fango espesado y fango flotado periodo 01/06/14 al 15/08/14:

Fecha	Ref	% MS	% Vol	Ref	% MS	% Vol
02-jun-14	F Espesado	3.77	88.2	F Flotado	4.82	80.7
03-jun-14	F Espesado	4.42	86.5	F Flotado	4.58	80.7
04-jun-14	F Espesado	4.6	87.7	F Flotado	4.5	81.4
05-jun-14	F Espesado	4.89	87.3	F Flotado	4.58	81.9
06-jun-14	F Espesado	4.72	88.5	F Flotado	4.53	81.4
09-jun-14	F Espesado	4.16	87	F Flotado	4.02	82.3
10-jun-14	F Espesado	4.23	87.5	F Flotado	4.27	83.7
11-jun-14	F Espesado	3.72	87.3	F Flotado	4.22	83.5
12-jun-14	F Espesado	4.62	85.1	F Flotado	4.14	83.9
13-jun-14	F Espesado	4.2	85.7	F Flotado	4.57	83.5
16-jun-14	F Espesado	3.73	88.5	F Flotado	4.44	83.3
17-jun-14	F Espesado	4.32	85.8	F Flotado	4.63	82.7
18-jun-14	F Espesado	4.47	85.1	F Flotado	4.69	81.2
19-jun-14	F Espesado	4.41	86.1	F Flotado	4.61	80.6
20-jun-14	F Espesado	5.03	86.3	F Flotado	4.71	82.7
23-jun-14	F Espesado	8.58	65	F Flotado	4.24	82.3
24-jun-14	F Espesado	8.85	63.1	F Flotado	4.43	81.7
25-jun-14	F Espesado	5.56	68	F Flotado	4.09	81
26-jun-14	F Espesado	3.8	80	F Flotado	4.44	80.5
27-jun-14	F Espesado	4.23	84.4	F Flotado	4.57	80.2
30-jun-14	F Espesado	3.78	87.1	F Flotado		
01-jul-14	F Espesado	4.5	85.2	F Flotado	4.54	79.5
02-jul-14	F Espesado	8.15	73.6	F Flotado	4.2	80.7
03-jul-14	F Espesado	6.14	75.9	F Flotado	4.39	81.9
04-jul-14	F Espesado	7.82	63.5	F Flotado	3.9	79
05-jul-14	F Espesado	7.17	62	F Flotado	4.72	76.1
08-jul-14	F Espesado	3.94	83.7	F Flotado	4.77	78.1
09-jul-14	F Espesado	3.99	83.9	F Flotado	5.39	78.7
10-jul-14	F Espesado	3.96	87.2	F Flotado	5.08	79
11-jul-14	F Espesado	3.84	87.6	F Flotado	4.89	79.7
14-jul-14	F Espesado	3.78	88.8	F Flotado	4.86	81.9
15-jul-14	F Espesado	4.15	87.4	F Flotado	4.52	82.4
16-jul-14	F Espesado	4.36	87.1	F Flotado	4.22	82.7
17-jul-14	F Espesado	3.97	87	F Flotado	4.36	82.6
18-jul-14	F Espesado	4.29	86.8	F Flotado	4.63	82.8
21-jul-14	F Espesado	3.93	88.4	F Flotado	4.35	82.9
22-jul-14	F Espesado	3.83	86	F Flotado	4.46	82.4
23-jul-14	F Espesado	4.43	80.6	F Flotado	4.4	82.1
24-jul-14	F Espesado	4.49	84.9	F Flotado	4.42	83.5
25-jul-14	F Espesado	5.66	81.3	F Flotado	4.39	73.2
28-jul-14	F Espesado	2.99	86	F Flotado	4.42	81.1
29-jul-14	F Espesado	4.94	84.6	F Flotado	4.31	80.6
30-jul-14	F Espesado	4.3	83.6	F Flotado	4.31	79.4
31-jul-14	F Espesado	4.13	86.7	F Flotado	4.28	80.6
01-ago-14	F Espesado	4	86.8	F Flotado	4.37	81.2
04-ago-14	F Espesado	5.38	79.1	F Flotado	4.42	79.8
05-ago-14	F Espesado	4.11	84.3	F Flotado	4.17	80.8
06-ago-14	F Espesado	3.74	85.8	F Flotado	4.32	81.2
07-ago-14	F Espesado	3.93	85.9	F Flotado	4.22	80.1
08-ago-14	F Espesado	3.81	76.7	F Flotado	4.19	79.5
11-ago-14	F Espesado	3.56	85.4	F Flotado	4.49	80.6
12-ago-14	F Espesado	4.34	85.3	F Flotado	4.57	79.8
13-ago-14	F Espesado	4.35	85.4	F Flotado	4.77	80.7
14-ago-14	F Espesado	7.02	80.1	F Flotado	4.91	81.1

### Datos analíticos de digestores primarios periodo 01/06/14 al 29/08/14:

FecMue	Ref	MS F	MV F	pH F	Acid	Alca	Ac/Al	Ref	MS F	MV F	pH F	Acid	Alca	Ac/Al
01-jun-14	Dig1	2.6	67.8	7.08	1173	3052	0.38	Dig2	2.64	68.6	7.06	1322	2840	0.47
02-jun-14	Dig1	2.6	68.1	7.14	1075	3002	0.36	Dig2	2.63	68.7	7.05	1065	2922	0.36
03-jun-14	Dig1	2.61	68.8	7.06	1261	2925	0.43	Dig2	2.66	68.8	7.03	1459	2895	0.5
04-jun-14	Dig1	2.64	68.3	7.05	1408	3010	0.47	Dig2	2.68	69.2	7.01	1595	3052	0.52
05-jun-14	Dig1	2.54	68.4	7.05	1468	3045	0.48	Dig2	2.64	67.6	7.05	1578	2988	0.53
06-jun-14	Dig1	2.62	67.7	7.09	1482	3082	0.48	Dig2	2.61	67.5	6.96	1431	3020	0.47
07-jun-14	Dig1			7.01	1705	3050	0.56	Dig2			6.96	1964	3087	0.64
08-jun-14	Dig1			7.07	1727	3195	0.54	Dig2			6.87	1799	3087	0.58
09-jun-14	Dig1	2.6	67.4	7.08	1831	2990	0.61	Dig2	2.65	68.3	6.87	1838	2892	0.64
10-jun-14	Dig1	2.63	68.5	6.99	1852	3430	0.54	Dig2	2.69	68	6.9	1922	3002	0.64
11-jun-14	Dig1	2.58	68	7.01	1883	3065	0.61	Dig2	2.64	66.7	6.89	1899	2977	0.64
12-jun-14	Dig1	2.58	67.7	7	1770	3132	0.57	Dig2	2.64	67.7	6.91	1682	2945	0.57
13-jun-14	Dig1	2.61	67.7	7.03	1742	3207	0.54	Dig2	2.68	68	6.98	1760	3080	0.57
14-jun-14	Dig1			7.16	1566	3137	0.5	Dig2			7.07	1570	3037	0.52
15-jun-14	Dig1			7.18	1368	3188	0.43	Dig2			7.16	1387	3215	0.43
16-jun-14	Dig1	2.55	66.7	7.26	1081	3225	0.34	Dig2	2.58	67	7.2	1028	3150	0.33
17-jun-14	Dig1	2.55	67.1	7.29	873	3155	0.28	Dig2	2.6	67.7	7.2	809	3085	0.26
18-jun-14	Dig1	2.53	67	7.32	736	3330	0.22	Dig2	2.56	67.3	7.25	682	3103	0.22
19-jun-14	Dig1	2.55	67.1	7.27	759	3288	0.23	Dig2	2.57	67.6	7.19	701	3215	0.22
20-jun-14	Dig1	2.56	67.6	7.29	693	3403	0.2	Dig2	2.59	67.1	7.22	672	3253	0.21
23-jun-14	Dig1	2.62	66.2	7.35	343	3205	0.11	Dig2	2.64	66	7.28	326	3145	0.1
25-jun-14	Dig1							Dig2	2.74	64.5	7.31	262	3248	0.08
27-jun-14	Dig1	2.67	63.8	7.31	241	3288	0.07	Dig2						
30-jun-14	Dig1							Dig2	2.68	64.4	7.32	241	3052	0.08
02-jul-14	Dig1	2.72	65.7	7.23	298	2800	0.11	Dig2						
03-jul-14	Dig1							Dig2				312	2845	0.11
04-jul-14	Dig1							Dig2	2.85	66.2	7.19	295	2880	0.1
05-jul-14	Dig1			7.24	302	3037	0.1	Dig2			7.24	282	2832	0.1
08-jul-14	Dig1	2.85	64.4	7.23	293	2870	0.1	Dig2						
10-jul-14	Dig1							Dig2	2.88	64.7	7.22	337	2855	0.12
14-jul-14	Dig1	2.84	65.7	7.26	280	2938	0.1	Dig2						
16-jul-14	Dig1							Dig2	2.81	66.2	7.26	251	2598	0.1
18-jul-14	Dig1	2.79	65.6	7.31	280	2693	0.1	Dig2						
21-jul-14	Dig1							Dig2	2.77	67.5	7.23	211	2508	0.08
23-jul-14	Dig1	2.76	65.7	7.39	230	2720	0.09	Dig2						
25-jul-14	Dig1							Dig2	2.79	65.4	7.3	201	2658	0.08
28-jul-14	Dig1	2.72	65.7	7.36	194	2703	0.07	Dig2						
30-jul-14	Dig1							Dig2	2.67	63.3	7.25	190	2585	0.07
01-ago-14	Dig1	2.64	66.5	7.3	204	2828	0.07	Dig2						
04-ago-14	Dig1							Dig2	2.7	66.8	7.27	205	2605	0.08
06-ago-14	Dig1	2.71	65.2	7.22	225	2710	0.08	Dig2						
08-ago-14	Dig1							Dig2	3.8	65.8	7.26	223	2648	0.08
11-ago-14	Dig1	2.72	65.9	7.27	236	2683	0.09	Dig2						
13-ago-14	Dig1							Dig2	2.68	65.8	7.28	210	2568	0.08
18-ago-14	Dig1	2.68	64.5	7.23	246	3140	0.08	Dig2						
20-ago-14	Dig1							Dig2	2.74	66.3	7.21	250	2493	0.1
25-ago-14	Dig1							Dig2	2.77	67	7.17	216	2530	0.09

FecMue	Ref	MS F	MV F	pH F	Acid	Alca	Ac/Al	Ref	MS F	MV F	pH F	Acid	Alca	Ac/Al
01-jun-14	Dig3	2.64	68.2	7.03	1359	2812	0.48	Dig4	2.67	67.9	7.03	1221	2882	0.42
02-jun-14	Dig3	2.68	68.4	6.96	1103	2655	0.42	Dig4	2.67	68.6	7.07	1339	2780	0.48
03-jun-14	Dig3	2.71	69.4	6.95	1503	2880	0.52	Dig4	2.67	68.7	7.05	1369	2890	0.47
04-jun-14	Dig3	2.68	68.9	6.93	1634	2915	0.56	Dig4	2.7	68.6	7.04	1534	2940	0.52
05-jun-14	Dig3	2.67	68.3	6.95	1718	3002	0.57	Dig4	2.66	68.3	7.02	1608	2970	0.54
06-jun-14	Dig3	2.63	68.2	6.87	1749	3017	0.58	Dig4	2.63	66.8	6.98	1585	3037	0.52
07-jun-14	Dig3			6.83	1951	3020	0.65	Dig4			6.88	1848	2967	0.62
08-jun-14	Dig3			6.84	1977	3185	0.62	Dig4			7	1982	3165	0.63
09-jun-14	Dig3	2.61	67.1	6.82	1895	3050	0.62	Dig4	2.61	66.7	6.97	1987	2937	0.68
10-jun-14	Dig3	2.79	68.2	6.88	2025	2985	0.68	Dig4	2.69	68	6.97	1942	3220	0.6
11-jun-14	Dig3	2.65	66.7	6.85	1957	3195	0.61	Dig4	2.62	68.3	6.95	1840	3010	0.61
12-jun-14	Dig3	2.68	68.1	6.86	1982	3080	0.64	Dig4	2.64	67.9	6.93	1941	3070	0.63
13-jun-14	Dig3	2.8	68.5	6.89	1720	2990	0.58	Dig4	2.66	68	6.97	1680	2995	0.56
14-jun-14	Dig3			7.03	1729	3062	0.56	Dig4			7.04	1691	3092	0.55
15-jun-14	Dig3			7.14	1458	3123	0.47	Dig4			7.11	1455	3125	0.47
16-jun-14	Dig3	2.61	66.9	7.18	1136	3068	0.37	Dig4	2.61	67.5	7.21	1093	3108	0.35
17-jun-14	Dig3	2.64	67.9	7.2	931	3238	0.29	Dig4	2.6	67.6	7.22	911	3175	0.29
18-jun-14	Dig3	2.59	67.4	7.24	774	3288	0.24	Dig4	2.59	67.5	7.26	789	3320	0.24
19-jun-14	Dig3	2.63	66.9	7.16	738	3165	0.23	Dig4	2.66	67.7	7.2	796	3235	0.25
20-jun-14	Dig3	2.6	66.5	7.21	737	3153	0.23	Dig4	2.62	67	7.23	775	3238	0.24
23-jun-14	Dig3	2.72	66.1	7.28	363	3130	0.12	Dig4	2.66	65.7	7.32	354	3198	0.11
25-jun-14	Dig3	2.79	64.1	7.29	279	3085	0.09	Dig4						
27-jun-14	Dig3							Dig4	2.73	64.2	7.32	260	3243	0.08
30-jun-14	Dig3	2.77	64.1	7.27	279	2977	0.09	Dig4						
02-jul-14	Dig3							Dig4	2.76	65.4	7.28	328	2775	0.12
05-jul-14	Dig3							Dig4			7.27	293	2847	0.1
08-jul-14	Dig3							Dig4	2.96	64	7.23	292	2788	0.1
14-jul-14	Dig3							Dig4	3.04	65	7.26	277	2935	0.09
18-jul-14	Dig3							Dig4	2.89	65.4	7.37	258	2718	0.1
23-jul-14	Dig3							Dig4	2.91	65	7.5	226	2705	0.08
28-jul-14	Dig3							Dig4	2.83	66.9	7.33	194	2778	0.07
01-ago-14	Dig3							Dig4	2.7	66.7	7.33	218	2680	0.08
06-ago-14	Dig3							Dig4	2.84	64.6	7.26	221	2660	0.08
11-ago-14	Dig3							Dig4	2.76	65.6	7.29	236	2595	0.09
18-ago-14	Dig3							Dig4	2.77	67.1	7.27	265	2838	0.09
20-ago-14	Dig3	2.77	66.9	7.16	241	2480	0.1	Dig4						
22-ago-14	Dig3							Dig4	2.79	66.5	7.27	264	2603	0.1
25-ago-14	Dig3	2.81	66.5	7.16	261	2655	0.1	Dig4						
27-ago-14	Dig3							Dig4	2.88	63	7.33	221	2583	0.09

**Datos analíticos de digester secundario periodo 01/06/14 al 29/08/14:**

Fecha	MS F	MV F
02-jun-14	2.55	65.9
09-jun-14	2.5	66.5
16-jun-14	2.47	65.5
23-jun-14	2.44	66.4
30-jun-14	2.55	64
08-jul-14	2.77	62
14-jul-14	2.92	61
21-jul-14	2.7	64
24-jul-14	2.66	63.9
28-jul-14	2.62	65.4
28-jul-14	2.59	64.5
29-jul-14	2.6	64.8
05-ago-14	2.57	64.1
11-ago-14	2.59	64.5
19-ago-14	3.56	56.2
27-ago-14	2.91	59.9

**Datos analíticos de rechazo de deshidratación periodo 01/06/14 al 29/08/14:**

Fecha	Ref	SST	SSV	Ca	DQO	DQO Filtr	Mg	N-NH <sub>3</sub>	pH	PO <sub>4</sub>	Ref	SST	SSV	Ca	DQO	DQO Filtr	Mg	N-NH <sub>3</sub>	pH	PO <sub>4</sub>	
02-jun-14	Centrif 1	221	67	43.4	1173	987	19.7	1276.3	7.9	125.3	Centrif 2										
03-jun-14	Centrif 1	171	72								Centrif 2										
04-jun-14	Centrif 1	516	51								Centrif 2										
05-jun-14	Centrif 1	278	79								Centrif 2										
06-jun-14	Centrif 1										Centrif 2	312	71								
09-jun-14	Centrif 1										Centrif 2	2508	69	188	5065	507	30.6	1172.5	7.9	94.84	
10-jun-14	Centrif 1										Centrif 2	936	72								
11-jun-14	Centrif 1										Centrif 2	436	68								
12-jun-14	Centrif 1										Centrif 2	164	76								
13-jun-14	Centrif 1										Centrif 2	272	84								
16-jun-14	Centrif 1										Centrif 2	532	72		2549	1865		1357.5	8	61.85	
17-jun-14	Centrif 1	880	73								Centrif 2										
18-jun-14	Centrif 1	620	76								Centrif 2										
19-jun-14	Centrif 1	908	74								Centrif 2										
20-jun-14	Centrif 1	404	82								Centrif 2										
23-jun-14	Centrif 1	1244	71	96	2458	1124	22.7	1201	8		Centrif 2										
24-jun-14	Centrif 1	2792	68								Centrif 2										
25-jun-14	Centrif 1										Centrif 2	492	70								
26-jun-14	Centrif 1										Centrif 2	392	81								
27-jun-14	Centrif 1										Centrif 2	304	86								
30-jun-14	Centrif 1										Centrif 2	636	70	76.4	1693	938	28.3	1378.5	8	127.6	
01-jul-14	Centrif 1	1096	69								Centrif 2	1192	71								
02-jul-14	Centrif 1	676	72								Centrif 2	236	73								
03-jul-14	Centrif 1	2292	68								Centrif 2	348	78								
04-jul-14	Centrif 1	1692	70								Centrif 2	884	74								
05-jul-14	Centrif 1										Centrif 2	348	72								
06-jul-14	Centrif 1										Centrif 2	145	77								
07-jul-14	Centrif 1										Centrif 2	298	70								
08-jul-14	Centrif 1	1652	68	171	2590	940	35.7	1284	8	69.63	Centrif 2	274	72								
09-jul-14	Centrif 1	888	75								Centrif 2										
10-jul-14	Centrif 1	860	75								Centrif 2										
11-jul-14	Centrif 1	344	77								Centrif 2	900	70	58	830	369	22.8	1147.1	8	140.3	
13-jul-14	Centrif 1										Centrif 2	236	71								
14-jul-14	Centrif 1	172	75	62.1	957	724	25.9	1300.1	7.9	105	Centrif 2	470	65								
15-jul-14	Centrif 1	112	100								Centrif 2										
16-jul-14	Centrif 1	204	76								Centrif 2										
17-jul-14	Centrif 1	1612	71								Centrif 2	928	72								
18-jul-14	Centrif 1	2124	69								Centrif 2	472	66	79.9	689	390	27.6	1202.2	7.9	161.9	
21-jul-14	Centrif 1	468	75	55.8	760	377	21.3	1333.9	7.9	114	Centrif 2										
22-jul-14	Centrif 1	408	83								Centrif 2										
23-jul-14	Centrif 1	120	78								Centrif 2										
24-jul-14	Centrif 1	1348	74								Centrif 2										
25-jul-14	Centrif 1	768	75								Centrif 2										
28-jul-14	Centrif 1	3476	66	225	3873	343	35.5	1272.8	7.9	99.24	Centrif 2										
29-jul-14	Centrif 1	1336	61								Centrif 2										
30-jul-14	Centrif 1	584	74								Centrif 2										
31-jul-14	Centrif 1	1048	71								Centrif 2										
01-ago-14	Centrif 1	284	79								Centrif 2										
04-ago-14	Centrif 1	462	69	50.3	659	345	22.2	606.84	7.9	103.9	Centrif 2										
08-ago-14	Centrif 1	1472	69								Centrif 2										
19-ago-14	Centrif 1	462	66								Centrif 2	8360	73								
20-ago-14	Centrif 1	1192	73								Centrif 2										
21-ago-14	Centrif 1	1944	70								Centrif 2										
22-ago-14	Centrif 1	1944	73								Centrif 2										
25-ago-14	Centrif 1	912	74	82.7	1147	335	23.8	1168.9	7.8	125.9	Centrif 2										
27-ago-14	Centrif 1	1808	69								Centrif 2	6920	75								
28-ago-14	Centrif 1	772	73								Centrif 2										

### Datos analíticos de rechazo de deshidratación periodo 01/06/14 al 29/08/14:

Fecha	Ref	% MS	% Vol	pH F	Ref	% MS	% Vol	pH F
01-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
02-jun-14	Fango seco 1	19.1	66.4	7.98	Fango seco 2			
03-jun-14	Fango seco 1	20.1	61.5		Fango seco 2			
04-jun-14	Fango seco 1	19.5	64.4		Fango seco 2			
05-jun-14	Fango seco 1	20.3	65.5		Fango seco 2			
06-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2	20	64.9	
07-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
08-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
09-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2	18.1	64.7	
10-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2	17.4	65.7	
11-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2	16.8	65.5	
12-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2	19.8	65.7	
13-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2	18.6	65.2	
14-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
15-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
16-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2	18.6	64.9	7.93
17-jun-14	Fango seco 1	19.8	65.1		Fango seco 2			
18-jun-14	Fango seco 1	19.3	64.7		Fango seco 2			
19-jun-14	Fango seco 1	19.7	64		Fango seco 2			
20-jun-14	Fango seco 1	20.1	64.4		Fango seco 2			
21-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
22-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
23-jun-14	Fango seco 1	18.3	64.9	8.33	Fango seco 2			
24-jun-14	Fango seco 1	20.3	77.4		Fango seco 2			
25-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2	18.4	64.4	
26-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2	19.4	64	
27-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2	19.1	65	
28-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
29-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
30-jun-14	Fango seco 1				Fango seco 2	19.3	62.8	8.3
01-jul-14	Fango seco 1	19.4	62.1		Fango seco 2	19.5	62	
02-jul-14	Fango seco 1	20.6	62.8		Fango seco 2	18.1	61.9	
03-jul-14	Fango seco 1	18.7	62.5		Fango seco 2	17.9	61.9	
04-jul-14	Fango seco 1	18	63.1		Fango seco 2	16.4	63.8	
05-jul-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
06-jul-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
07-jul-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
08-jul-14	Fango seco 1	20.7	62.4	8.26	Fango seco 2			
09-jul-14	Fango seco 1	23.7	56.8		Fango seco 2			
10-jul-14	Fango seco 1	21.7	61.7		Fango seco 2			
11-jul-14	Fango seco 1	20.8	62.7		Fango seco 2			
12-jul-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
13-jul-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
14-jul-14	Fango seco 1	20.3	63.6	8.2	Fango seco 2			
15-jul-14	Fango seco 1	19.9	63.1		Fango seco 2			
16-jul-14	Fango seco 1	20	63.4		Fango seco 2			
17-jul-14	Fango seco 1	21	62.1		Fango seco 2			
18-jul-14	Fango seco 1	19.8	63.7		Fango seco 2			
19-jul-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
20-jul-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
21-jul-14	Fango seco 1	21.1	64.5	8.65	Fango seco 2			
22-jul-14	Fango seco 1	21.1	61.5		Fango seco 2			
23-jul-14	Fango seco 1	21.8	61.7		Fango seco 2			
24-jul-14	Fango seco 1	20.5	64.1		Fango seco 2			
25-jul-14	Fango seco 1	19.3	58.2		Fango seco 2			
26-jul-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
27-jul-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
28-jul-14	Fango seco 1	19.7	64.8	8.4	Fango seco 2			
29-jul-14	Fango seco 1	19.6	64.2		Fango seco 2			
30-jul-14	Fango seco 1	18.9	61.5		Fango seco 2			
31-jul-14	Fango seco 1	19.8	65.2		Fango seco 2			
01-ago-14	Fango seco 1	19.8	63.9		Fango seco 2			
02-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
03-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
04-ago-14	Fango seco 1	20.5	64.6	8.52	Fango seco 2			
05-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2	19.3	64.8	
06-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2	18.8	65.4	
07-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2	17.5	65.1	
08-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2	16.7	64.5	
09-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
10-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
11-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2	19.3	65	8.59
12-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
13-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2	18.8	64.6	
14-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2	18.4	64.2	
15-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
16-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
17-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2	18.8	64.3	
18-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2	18.2	64.3	8.21
19-ago-14	Fango seco 1	25.5	50.1		Fango seco 2			
20-ago-14	Fango seco 1	24.7	52.1		Fango seco 2			
21-ago-14	Fango seco 1	21.3	58.6		Fango seco 2			
22-ago-14	Fango seco 1	23.8	51.2		Fango seco 2			
23-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
24-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
25-ago-14	Fango seco 1	19.5	65.4	8.23	Fango seco 2			
26-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2			
27-ago-14	Fango seco 1	20	56.6		Fango seco 2			
28-ago-14	Fango seco 1	21	63.3		Fango seco 2			
29-ago-14	Fango seco 1				Fango seco 2			

### Datos analíticos para la calibración del modelo:

Fecha	Ref	SST	SSV	% MS	% VOL	IVF	VF	pH F	DQO	DQO Filt	AGV	EF	N-NH <sub>3</sub>	NO <sub>3</sub>	P <sub>TOTAL</sub>	PO <sub>4</sub>	T <sup>º</sup>
26-jun-14	Zona Anaerob														82	251	
26-jun-14	Zona Anóxica													0.07			
26-jun-14	Zona Aerobia	2.104	81						2.318	26			0	3.76	84	0	
26-jun-14	Licor Mixto nº 1	2.256	83			151	450					6.2					20.6
26-jun-14	Licor Mixto nº 2	2.236	81			161	490										
26-jun-14	Licor Mixto nº 3	1.960	80			174	440										
26-jun-14	Fango 1º	1.116	87					6.86			116		19.01		13	2	
26-jun-14	Espesado			3.8	80			6.07	46.586		315		34.69		268	15	
26-jun-14	Fango 2º	3.730	80					6.75	4.502		122			0.11	146	0	
26-jun-14	Flotado			4.44	80.5			6.51	54.318		359			0.32	1.509	240	
26-jun-14	Espes+Flotad			4.07	80.8			6.45	48.616		497		38.16		830		
27-jun-14	Zona Anaerob														77	31	
27-jun-14	Zona Anóxica													0.18			
27-jun-14	Zona Aerobia	2.120							2.403	47			0	4.72	82	0	
27-jun-14	Licor Mixto nº 1	2.236				152	480					5.9					
27-jun-14	Licor Mixto nº 2	2.064				179	530										
27-jun-14	Licor Mixto nº 3	2.104				147	450										
27-jun-14	Fango 1º	1.120	87								163		22.93		14	3	
27-jun-14	Espesado			4.23	84.4				54.844		468		44.42		283	27	
27-jun-14	Fango 2º	3.675							4.607		178			0.19	133	3	
27-jun-14	Flotado			4.57	80.2				55.626		479			0.54	1.145	301	
27-jun-14	Espesad+Flotad			4.33	82.9				54.809		608		47.69		835		
01-jul-14	Zona Anaerob																
01-jul-14	Zona Anóxica																
01-jul-14	Zona Aerobia	2.036	81						2.379	40			0				
01-jul-14	Licor Mixto nº 1	1.860	81			151	480					7.2					21.7
01-jul-14	Licor Mixto nº 2	2.036	81			142	450										
01-jul-14	Licor Mixto nº 3	2.028	83			143	390										
01-jul-14	Fango 1º	1.208	90					7.16	1.774		121		31.52				
01-jul-14	Espesado			4.5	85.2			5.84	57.126		637		63.95				
01-jul-14	Fango 2º	2.930	83					6.87	3.642		151						
01-jul-14	Flotado			4.54	79.5			6.68	67.323		494						
01-jul-14	Espes+Flotad			4.48	84.5			6.52	57.036		663		57.02				
24-jul-14	Digestor Secundario			2.66	63.9			7.6		24482			1392			112.1	
28-jul-14	Digestor Secundario			2.59	64.5			7.47		23786			1394			104	
29-jul-14	Digestor Secundario			2.6	64.8			7.54		24050			277.8			125.9	





Fecha	B002_T_ENTRADA_BIOL0	B066_SOLIDOS_SUSP_B1	B067_SOLIDOS_SUSP_B2	B068_SOLIDOS_SUSP_B3	B069_SOLIDOS_SUSP_B4	B018_OXIG_ZFACULT_B1	B019_OXIG_ZFACULT_B2	B020_OXIG_ZFACULT_B3	B021_OXIG_ZFACULT_B4	B022_OXIG_ZOMICA1_B1	B023_OXIG_ZOMICA1_B2	B024_OXIG_ZOMICA1_B3	B025_OXIG_ZOMICA1_B4	B026_OXIG_ZOMICA2_B1	B027_OXIG_ZOMICA2_B2	B028_OXIG_ZOMICA2_B3	B029_OXIG_ZOMICA2_B4	B030_OXIG_ZOMICA3_B1	B031_OXIG_ZOMICA3_B2	B032_OXIG_ZOMICA3_B3	B033_OXIG_ZOMICA3_B4	
	°C	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
29-jul	21.2	1600	0	1773	2621	0.2	0.0	1.0	1.5	2.1	0.0	2.0	2.1	2.0	0.0	2.0	2.0	0.8	0.0	0.9	0.8	
30-jul	21.3	1706	0	2070	2994	0.1	0.0	0.9	1.2	2.0	0.0	2.0	2.0	1.9	0.0	2.0	2.0	0.8	0.0	0.8	0.8	
31-jul	21.6	1834	0	2145	3071	0.0	0.0	0.8	1.1	2.0	0.0	2.0	2.0	1.9	0.0	1.9	1.9	0.8	0.0	0.8	0.8	
01-ago	21.8	1906	0	2114	3063	0.0	0.0	0.8	1.0	2.0	0.0	1.9	2.0	1.8	0.0	1.8	1.9	0.8	0.0	0.8	0.8	
02-ago	21.5	2055	0	2115	3121	0.1	0.0	1.1	1.2	2.1	0.0	2.0	2.0	1.9	0.0	2.0	1.9	0.8	0.0	0.9	0.9	
03-ago	21.3	1933	0	2126	3086	0.2	0.0	1.1	1.1	2.0	0.0	2.0	2.1	1.9	0.0	2.0	1.9	0.9	0.0	0.9	0.8	
04-ago	21.3	1638	0	1927	2685	1.4	0.0	0.9	1.1	3.1	0.0	1.9	2.0	2.1	0.0	2.0	1.9	1.5	0.0	0.8	0.8	
05-ago	21.5	2007	0	1693	2766	0.3	0.0	1.1	0.9	2.1	0.0	2.0	2.0	1.9	0.0	1.9	1.9	0.9	0.0	0.8	0.8	
06-ago	21.6	2019	0	1846	2440	0.2	0.0	0.8	0.9	2.0	0.0	1.8	2.0	1.7	0.0	1.9	1.9	0.7	0.0	0.9	0.9	
07-ago	21.8	1817	0	1999	1735	0.1	0.0	0.7	0.8	2.1	0.0	1.9	2.0	1.9	0.0	1.9	1.9	0.8	0.0	0.9	0.8	
08-ago	22.0	1751	0	2150	1794	0.0	0.0	0.5	0.7	2.0	0.0	1.8	2.0	1.9	0.0	1.9	1.9	0.8	0.0	0.8	0.9	
09-ago	21.9	1676	0	2217	1789	0.0	0.0	0.6	0.3	2.0	0.0	1.8	2.0	1.8	0.0	1.9	1.8	0.8	0.0	0.9	0.8	
10-ago	22.1	1640	0	2221	1784	0.0	0.0	0.7	0.4	2.1	0.0	1.8	2.0	2.0	0.0	2.0	1.9	0.8	0.0	0.8	0.8	
11-ago	21.9	1613	0	2124	1712	0.1	0.0	0.7	0.2	2.0	0.0	2.0	2.0	1.9	0.0	1.9	1.9	0.8	0.0	0.8	0.8	
12-ago	21.7	1631	0	2026	1689	0.0	0.0	0.5	0.1	2.0	0.0	1.9	2.0	2.0	0.0	1.9	2.0	0.9	0.0	0.8	0.9	
13-ago	21.5	1670	0	1937	1689	0.0	0.0	0.5	0.1	2.0	0.0	1.9	2.1	1.9	0.0	1.9	2.0	0.8	0.0	0.8	0.8	
14-ago	21.2	1866	0	1954	1750	0.0	0.0	0.5	0.0	2.0	0.0	2.0	2.0	1.9	0.0	1.9	1.9	0.8	0.0	0.8	0.8	
15-ago	21.2	1728	0	1931	1699	0.0	0.0	0.4	0.0	2.0	0.0	2.1	2.0	1.9	0.0	1.9	1.9	0.8	0.0	0.8	0.8	
16-ago	21.0	1605	0	1864	1593	0.2	0.0	0.9	0.3	2.0	0.0	2.2	2.0	1.9	0.0	1.9	1.9	0.8	0.0	0.8	0.8	
17-ago	21.0	1500	0	1808	1474	0.5	0.0	1.4	0.3	2.0	0.0	2.0	2.0	1.9	0.0	1.9	1.9	0.8	0.0	0.8	0.8	

Fecha	B034_Q_AIRE_ZFAC_B1	B035_Q_AIRE_ZFAC_B2	B036_Q_AIRE_ZFAC_B3	B037_Q_AIRE_ZFAC_B4	B038_Q_AIRE_ZOX1_B1	B039_Q_AIRE_ZOX1_B2	B040_Q_AIRE_ZOX1_B3	B041_Q_AIRE_ZOX1_B4	B042_Q_AIRE_ZOX2_B1	B043_Q_AIRE_ZOX2_B2	B044_Q_AIRE_ZOX2_B3	B045_Q_AIRE_ZOX2_B4	B046_Q_AIRE_ZOX3_B1	B047_Q_AIRE_ZOX3_B2	B048_Q_AIRE_ZOX3_B3	B049_Q_AIRE_ZOX3_B4	B090_P_COLECTOR_AIRE	B091_Q_AIRE_TURBOS
	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	mbar	m3/h
01-jun	1996	1996	2012	0	3942	3514	3537	0	3801	2805	2359	0	1435	871	987	0	599	29284
02-jun	875	877	883	0	4360	4061	4008	0	4290	3360	2936	0	1667	1103	1306	0	611	29757
03-jun	8	7	0	0	5210	4900	5008	0	4711	3865	3209	0	1871	1158	1385	0	626	31365
04-jun	415	7	0	0	5225	5030	5232	0	4665	4042	3615	0	2020	1215	1571	0	629	33071
05-jun	1	8	10	0	5051	4780	5201	0	4358	3639	3730	0	2390	1301	1644	0	619	32137
06-jun	247	11	20	0	4514	5341	5387	0	4133	3727	3328	0	2370	964	1430	0	631	31484
07-jun	2028	11	2	0	3656	5016	5193	0	4016	3558	2840	0	1265	963	1295	0	627	29873
08-jun	2024	11	0	0	3469	4665	5394	0	4204	3679	3256	0	1356	979	1435	0	630	30501
09-jun	1986	10	0	0	3878	4585	5475	0	4430	4149	3721	0	1611	1017	1712	0	632	32602
10-jun	1987	10	0	0	3751	4323	5298	0	4376	4232	3640	0	1584	958	1671	0	629	31859
11-jun	1941	11	0	0	4619	4674	5523	0	4997	4964	4568	0	2285	1168	2179	0	634	36954
12-jun	1997	12	0	0	3978	4215	5228	0	4593	4277	4101	0	1684	1015	1817	0	630	32953
13-jun	2010	13	0	0	3590	5163	5287	0	4725	4172	4241	0	1750	1023	1790	0	632	33796
14-jun	1999	12	0	0	3593	5131	5462	0	4407	3646	3267	0	1632	1099	1486	0	632	31766
15-jun	1998	12	0	0	3546	4300	5211	0	3925	3575	2777	0	1525	1012	1272	0	627	29185
16-jun	1990	12	0	0	3614	5272	5064	0	4177	3423	2836	0	1748	1019	1275	0	626	30468
17-jun	1966	11	0	0	3359	5189	5136	0	4362	3701	3037	0	1834	931	1377	0	627	30936
18-jun	1994	12	0	0	3410	5095	4965	0	4478	3877	3115	0	1904	1019	1414	0	624	31316
19-jun	1988	12	0	0	3659	5015	5128	0	4436	4020	3270	0	2039	1138	1512	0	626	32258
20-jun	2003	12	0	0	3692	4710	5139	0	4458	4272	3457	0	2056	1155	1615	0	625	32604
21-jun	2031	87	125	0	4533	5451	4798	0	4380	3998	3716	0	2264	1276	1786	0	622	34482
22-jun	2293	2226	2571	0	4414	4146	3757	0	4157	3493	2949	0	2017	1131	1370	0	610	34553
23-jun	2108	1929	2558	0	3558	3599	2665	0	3425	2978	2310	0	1562	836	1005	0	606	28563
24-jun	1830	1695	2260	0	3037	2902	2380	0	3267	2446	2014	0	1416	847	902	0	597	25029
25-jun	1743	1551	2167	0	2792	2972	1867	0	3039	2540	2097	0	1261	759	920	0	596	23740
26-jun	1805	1483	1983	0	3104	3174	2434	0	3334	2860	2204	0	1611	839	1125	0	590	25991
27-jun	1985	1951	1982	0	3719	3453	3062	0	3829	3271	2638	0	1997	997	1323	0	597	30239
28-jun	1963	1910	1983	0	3411	3095	2977	0	3735	3072	2524	0	1816	939	1183	0	594	28640
29-jun	1982	2006	2002	0	3263	2872	2813	0	3177	2511	2069	0	1536	823	888	0	590	25976
30-jun	1978	1984	1994	0	3638	3179	3128	0	3648	3038	2409	0	1826	953	1069	0	595	28877
01-jul	2012	2004	2028	0	4244	3687	3592	0	4291	3598	3107	0	2243	1116	1362	0	605	33316
02-jul	1643	1560	1982	0	2719	3016	2191	0	3391	2882	2487	0	1396	846	1028	0	599	25176
03-jul	1847	1901	2152	0	3093	3271	2960	0	4037	3250	2794	0	1851	947	1253	0	604	29390
04-jul	1155	1075	1977	0	1997	2501	1499	0	2792	2125	2004	0	913	666	816	0	591	19548
05-jul	1371	1501	2007	0	2397	2800	2387	0	3300	2296	1859	0	1211	731	707	0	594	22599
06-jul	1824	1894	2009	0	2567	3128	3075	0	4042	2989	2444	0	1498	840	941	0	605	27282
07-jul	1767	1723	1978	0	2214	2374	1962	0	2687	2058	1831	0	1044	713	809	0	585	21190
08-jul	1994	1960	1995	0	2124	2556	2510	0	3311	2321	2227	0	1250	829	983	0	591	24281
09-jul	2011	1997	1999	0	2179	2667	2779	0	3267	2395	2147	0	1207	807	819	0	591	24597
10-jul	2005	2001	2005	0	2351	2835	2875	0	3328	2397	2026	0	1222	698	726	0	591	27580
11-jul	1993	1982	2000	0	2427	2913	2774	0	3078	2146	1548	0	1055	680	547	0	591	27973
12-jul	1990	2005	2007	0	2519	2796	2519	0	3174	2261	1720	0	1086	751	781	0	591	23643
13-jul	1995	2006	2007	0	2911	2994	3105	0	3721	2902	2195	0	1361	974	915	0	597	27118
14-jul	1920	1893	1880	0	2501	2562	2608	0	3374	2503	2010	0	1148	684	772	0	591	24147
15-jul	1990	1968	1990	0	3039	2886	3204	0	3857	2884	2335	0	1458	834	864	0	600	27338
16-jul	1867	1904	1987	0	3292	3066	3541	0	4262	3142	2415	0	1547	946	951	0	611	28953
17-jul	1960	1958	1999	0	4451	3814	4207	0	4745	4125	3140	0	1902	1176	1198	0	620	34706



Fecha	R034_Q_AIRE_ZFAC_B1	R035_Q_AIRE_ZFAC_B2	R036_Q_AIRE_ZFAC_B3	R037_Q_AIRE_ZFAC_B4	R038_Q_AIRE_ZOX1_B1	R039_Q_AIRE_ZOX1_B2	R040_Q_AIRE_ZOX1_B3	R041_Q_AIRE_ZOX1_B4	R042_Q_AIRE_ZOX2_B1	R043_Q_AIRE_ZOX2_B2	R044_Q_AIRE_ZOX2_B3	R045_Q_AIRE_ZOX2_B4	R046_Q_AIRE_ZOX3_B1	R047_Q_AIRE_ZOX3_B2	R048_Q_AIRE_ZOX3_B3	R049_Q_AIRE_ZOX3_B4	R090_P_COLECTOR_AIRE	R091_Q_AIRE_TURBOS
	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	mbar	m3/h
20-jul 1984	1984	1983	1985	0	3566	2857	2593	0	3206	2633	1825	0	1093	839	764	0	590	25359
21-jul 1986	1986	1999	1999	0	3851	3035	2730	0	3606	2964	2043	0	1289	962	891	0	593	27387
22-jul 2000	1991	1991	1991	22	3969	3082	2679	108	3697	2938	1847	14	1230	954	748	11	594	27283
23-jul 1984	1987	1997	1997	12	4023	3131	2544	308	3680	3063	2166	151	1475	1162	1132	111	595	28926
24-jul 1856	1911	2012	2012	264	3708	2964	2454	86	3467	2903	2160	3	1483	1162	1157	2	591	27594
25-jul 1743	1804	2098	1285	2798	2895	2840	1188	3617	2713	2191	885	1423	1108	1093	615	604	30298	
26-jul 1350	1468	1994	2000	2256	2091	1687	1007	2419	1807	1209	1304	783	753	517	620	588	23266	
27-jul 1642	1676	1991	1999	2005	1841	1585	925	2125	1660	1198	1416	653	656	528	588	587	22488	
28-jul 1923	1672	2044	1993	2789	1618	2035	1298	2678	1477	1321	1820	995	874	694	889	594	26118	
29-jul 1960	1080	1951	1946	3617	591	3118	1757	3319	750	2624	2361	1272	724	1089	1209	596	29372	
30-jul 1989	10	1998	1993	3654	365	3199	1772	3415	353	2085	2211	1252	768	832	1101	598	26998	
31-jul 1993	10	1994	1996	4037	17	3297	1775	3651	26	2219	2336	1279	18	891	1071	598	26613	
01-ago 2197	11	2293	2400	4136	17	3510	2002	3846	26	2585	2673	1527	18	1122	1182	605	29546	
02-ago 1905	11	2070	2074	2854	16	2562	1510	3098	26	1891	1889	1146	18	826	970	595	22868	
03-ago 1786	11	1978	1804	2657	15	2582	1585	3180	26	1920	1958	1202	18	892	1004	596	22620	
04-ago 1494	11	2018	1863	2273	15	2913	1477	2380	26	2325	2225	872	18	942	1175	597	22030	
05-ago 1970	11	2001	1746	3184	15	2560	1413	3339	26	2036	2106	1123	18	769	1163	593	23483	
06-ago 2052	11	2060	1995	4001	15	3129	1765	3873	26	2559	2450	1319	19	871	1376	599	27523	
07-ago 1981	11	2005	1779	4180	15	3260	1556	3814	25	2286	2250	1187	18	899	1052	602	26322	
08-ago 1929	12	2010	1895	3894	14	3826	1516	4461	25	2479	2053	1380	18	1002	966	614	27484	
09-ago 1813	12	1974	1706	3256	14	3233	1480	3794	24	2292	2088	1238	18	955	1009	599	24909	
10-ago 1783	11	1981	1784	2667	14	2947	1593	3430	24	2031	2069	1025	18	812	902	597	23092	
11-ago 1934	11	1993	1711	2815	14	3009	1457	3345	25	1850	2170	1069	18	794	974	598	23193	
12-ago 1998	10	2020	1661	3664	15	2735	1586	3296	25	1731	2057	971	18	771	713	595	23270	
13-ago 2137	10	2149	1891	4070	16	3378	1687	3584	26	2245	2568	1309	18	970	1058	600	27117	
14-ago 1986	9	1983	1408	3641	16	2680	1397	3026	26	1533	2255	1065	18	738	973	591	22756	
15-ago 1988	9	1984	1411	3454	16	2532	1304	2829	26	1505	2093	1037	18	741	908	591	21852	
16-ago 1971	9	1967	1457	3555	16	2490	1302	2972	26	1458	2115	1021	18	701	953	591	22032	
17-ago 2022	9	2003	1350	3201	16	2078	1150	2767	26	1357	2008	920	18	647	865	588	20437	

Fecha	B109_NITRATOS_AGUA	B110_TURBIDEZ_AGUA	B111_AMONIO_AGUA	ELC_AT_POT	F06_T_FANGO_DIG1	F07_T_FANGO_DIG2	F08_T_FANGO_DIG3	F09_T_FANGO_DIG4	F10_T_FANGO_DIG5	U01_T_LABORATORIO	U08_T_AMBIENTE	P29_Q_RIO_ARAZURI	PRECIPITACION (Acumulado)	Temperatura media digestores	SIGNAL
	ppm	NTU	ppm	kw	°C	°C	°C	°C	°C	°C	°C	l/s	l/m2	°C	
01-jun 7.5	2.9	0.2	559	36.6	38.3	37.6	38.4	42.1	26.1	14.7	10323	0.0	37.7	0	
02-jun 8.1	3.7	0.5	328	36.1	38.1	37.1	38.2	43.9	26.1	13.2	9629	0.0	37.4	0	
03-jun 7.2	4.5	0.6	676	36.1	38.1	37.0	38.4	37.4	26.4	16.2	8552	0.0	37.4	0	
04-jun 6.4	4.6	0.1	810	35.8	38.5	36.7	38.3	42.1	26.4	13.3	8351	0.0	37.3	0	
05-jun 7.1	5.2	0.5	483	35.8	38.6	36.7	38.4	42.6	26.5	16.5	7952	0.0	37.4	0	
06-jun 6.2	4.7	0.7	438	36.1	38.7	36.7	38.4	42.3	26.9	22.7	6904	0.0	37.5	0	
07-jun 4.7	4.3	0.4	631	36.0	38.7	36.9	38.4	42.5	27.2	23.1	6980	0.0	37.5	0	
08-jun 5.4	3.9	0.1	652	36.0	38.6	36.9	38.3	51.1	27.2	21.7	6667	0.0	37.4	0	
09-jun 6.7	3.1	0.5	240	36.2	38.6	37.1	38.4	42.3	27.1	21.2	5942	0.4	37.6	0	
10-jun 7.1	3.0	0.6	229	36.4	38.7	37.1	38.7	45.5	27.0	17.7	3971	0.0	37.7	0	
11-jun 7.0	5.0	0.3	261	36.8	39.0	37.8	39.0	53.7	27.2	20.5	3901	0.0	38.1	0	
12-jun 6.3	3.2	0.2	152	37.0	38.9	38.1	39.0	43.5	27.1	23.2	3852	0.0	38.2	0	
13-jun 6.1	3.2	0.4	84	37.1	39.0	38.0	38.9	42.4	27.3	22.4	3442	0.0	38.3	0	
14-jun 6.9	4.0	0.3	52	37.1	39.0	37.8	38.7	42.2	27.1	16.8	3246	0.0	38.2	0	
15-jun 7.4	4.4	0.2	-191	37.3	38.9	38.3	38.8	41.9	27.0	17.7	3253	0.0	38.3	0	
16-jun 7.5	3.9	0.1	-130	37.2	39.1	38.3	38.9	42.7	27.0	17.2	3174	0.0	38.4	0	
17-jun 7.1	3.6	0.1	-116	37.1	38.9	38.3	38.7	48.3	26.8	17.4	3056	0.0	38.3	0	
18-jun 7.2	4.4	0.3	1	37.1	38.8	38.1	38.6	39.7	27.1	17.9	3657	0.0	38.1	0	
19-jun 6.9	5.5	0.4	146	36.8	38.7	37.6	38.3	40.3	27.1	19.2	3595	0.0	37.9	0	
20-jun 6.8	6.2	0.6	-649	37.6	39.1	38.6	39.2	40.3	27.1	22.1	2545	0.0	38.6	0	
21-jun 6.8	6.7	0.8	-251	37.4	38.9	38.4	38.9	41.5	27.4	23.8	2536	10.0	38.4	42	
22-jun 5.1	9.9	2.4	-51	37.0	38.8	38.1	38.5	43.2	27.5	20.7	3939	10.0	38.1	101	
23-jun 3.8	5.9	1.7	-139	37.0	38.7	38.1	38.4	41.0	27.1	19.7	6010	7.7	38.1	97	
24-jun 3.8	2.0	1.4	-231	37.0	38.8	38.0	38.4	40.5	26.7	18.1	8754	13.1	38.0	65	
25-jun 3.1	2.8	2.4	-606	37.1	38.9	38.0	38.8	40.8	26.8	18.5	12668	5.2	38.2	191	
26-jun 5.9	2.3	1.2	-368	37.3	39.0	38.2	39.2	47.3	26.7	17.3	10119	0.0	38.4	0	
27-jun 6.0	1.8	1.4	-29	37.2	38.8	38.2	39.0	41.8	26.8	19.0	7988	0.0	38.3	0	
28-jun 6.7	1.8	0.9	299	36.9	38.6	37.7	38.6	42.1	27.0	19.8	6457	0.0	38.0	0	
29-jun 8.1	1.4	0.4	325	36.4	38.2	37.3	38.1	41.2	26.9	15.8	4375	0.0	37.5	0	
30-jun 8.5	1.4	0.6	-52	36.3	37.9	37.4	38.0	41.4	26.9	18.5	5127	0.0	37.4	0	
01-jul 8.3	5.9	2.0	130	35.5	37.1	35.1	37.2	41.4	26.8	18.9	3951	7.7	36.2	102	
02-jul 3.2	5.5	3.8	132	35.3	36.9		36.8	41.1	26.5	17.1	11630	15.8	36.3	303	
03-jul 5.6	4.6	3.1	164	35.2	36.9		37.0	40.0	26.7	18.4	11018	17.6	36.4	183	
04-jul 3.6	4.7	2.0	-102	35.6	37.2		37.3	42.4	26.8	18.6	35121	17.0	36.7	359	
05-jul 4.5	3.0	0.5	110	36.4	37.8		38.0	44.5	27.0	22.4	19128	0.0	37.4	19	
06-jul 4.9	4.0	0.9	567	36.4	38.0		38.1	44.1	26.9	18.7	13623	11.6	37.5	202	
07-jul 6.1	3.5	1.5	-178	36.0	37.7		37.7	41.8	26.4	15.3	12972	0.2	37.1	0	
08-jul 10.3	4.6	0.9	-182	36.8	38.4		38.4	43.8	26.2	15.7	11968	0.0	37.9	0	
09-jul 11.4	6.3	0.3	-159	36.9	38.6		38.4	42.7	26.3	15.3	10521	0.8	38.0	0	
10-jul 11.5	7.7	0.2	-117	37.1	38.7		38.6	42.2	26.4	15.5	10099	0.0	38.1	0	

Fecha	B109_NITRATOS_AGUA	B110_TURBIDEZ_AGUA	B111_AMONIO_AGUA	ELC_AT_POT	F06_T_FANGO_DIG1	F07_T_FANGO_DIG2	F08_T_FANGO_DIG3	F09_T_FANGO_DIG4	F10_T_FANGO_DIG5	LO1_T_LABORATORIO	LO8_T_AMBIENTE	P29_O_RIO_ARAZURI	PRECIPITACION (Acumulado)	Temperatura media digestores	SIGNAL
	ppm	NTU	ppm	kw	°C	°C	°C	°C	°C	°C	°C	l/s	l/m2	°C	
11-jul	12.0	9.5	0.2	-238	37.2	38.7		38.7	42.8	26.4	15.9	9441	0.2	38.2	0
12-jul	9.8	8.3	0.1	185	37.0	38.5		38.8	45.8	26.5	16.1	8774	1.0	38.1	0
13-jul	11.0	2.6	0.3	486	37.3	38.3		38.7	41.4	26.5	18.5	8636	0.0	38.1	0
14-jul	11.5	3.0	0.3	489	37.2	38.6		38.6	40.3	26.7	19.5	7903	0.0	38.1	0
15-jul	10.6	3.4	0.3	524	37.0	38.3		38.4	39.6	26.8	21.4	7480	0.0	37.9	0
16-jul	7.2	3.6	0.1	181	37.1	38.4		38.5	40.9	27.2	25.3	6979	0.0	38.0	0
17-jul	6.5	3.3	0.1	-243	37.5	38.8		39.0	41.9	27.2	27.4	6123	0.0	38.5	0
18-jul	6.6	3.1	0.1	27	37.2	38.7		38.9	40.1	27.1	25.4	3847	0.0	38.3	0
19-jul	6.5	2.8	0.1	403	36.9	38.5		38.6	40.6	27.3	21.8	3505	0.0	38.0	0
20-jul	7.4	2.3	0.1	717	36.2	37.9		38.0	38.9	27.1	18.4	3610	0.0	37.4	0
21-jul	7.3	2.6	0.1	-223	35.9	37.6		37.5	40.8	26.7	17.5	3642	0.0	37.0	0
22-jul	7.3	2.8	0.1	-166	36.1	37.9		37.8	41.7	26.8	19.3	3493	0.0	37.2	0
23-jul	6.0	3.3	0.1	-142	36.4	38.1		38.0	42.9	26.9	22.2	3224	0.0	37.5	0
24-jul	6.4	4.6	0.4	-118	36.8	38.5		38.3	42.0	26.9	21.6	3060	0.8	37.8	0
25-jul	5.1	7.4	0.8	-67	37.2	38.8		38.9	43.2	27.3	21.4	4396	11.2	38.3	0
26-jul	6.4	10.3	0.2	-230	37.4	38.9		39.0	44.3	27.4	21.7	2997	0.0	38.4	0
27-jul	7.4	10.0	0.2	207	37.5	39.1		39.1	47.3	27.4	21.2	2845	0.0	38.5	0
28-jul	8.5	8.6	0.4	-153	37.2	38.9		38.9	42.9	26.9	19.5	2706	0.0	38.3	0
29-jul	7.1	7.8	2.0	-42	37.2	39.0		39.0	45.5	27.1	17.3	2935	2.3	38.4	0
30-jul	7.4	3.5	0.4	66	37.3	39.0		39.0	46.4	26.9	18.0	3063	0.0	38.4	0
31-jul	6.1	3.8	0.2	142	37.2	38.9		39.0	42.7	27.1	21.1	2771	0.0	38.4	0
01-ago	6.1	3.9	0.4	378	37.0	38.8	-1.0	38.8	46.2	27.3	20.1	2860	5.2	28.4	0
02-ago	4.4	3.3	0.8	265	36.7	38.5	-1.0	38.5	39.3	27.1	20.2	3068	0.6	28.2	0
03-ago	4.9	3.0	0.4	204	36.3	38.1	-1.0	38.1	39.7	27.1	20.6	2974	5.0	27.9	0
04-ago	5.1	4.1	0.5	-347	35.8	37.7	-1.0	37.7	40.7	27.0	19.6	2919	0.0	27.5	0
05-ago	5.7	3.1	0.4	506	35.7	37.4	-1.0	37.5	42.6	27.1	20.6	2534	0.0	27.4	0
06-ago	6.5	2.8	0.3	249	35.5	37.3	-1.0	37.4	41.2	27.1	20.6	2099	0.0	27.3	0
07-ago	6.9	2.6	0.2	-421	35.8	37.5	-1.0	37.6	41.9	27.1	22.2	1883	0.0	27.5	0
08-ago	7.1	3.1	0.1	-86	36.2	38.0	-1.0	38.1	47.4	27.1	22.7	1742	0.0	27.8	0
09-ago	7.1	3.4	0.2	252	36.4	38.2	-1.0	38.3	44.3	27.3	23.3	3483	0.0	28.0	0
10-ago	6.8	3.9	0.1	313	36.7	38.5	-1.0	38.5	43.8	27.3	24.0	2428	0.0	28.2	0
11-ago	6.9	4.1	0.0	-58	36.4	38.4	-1.0	38.4	42.4	27.2	19.0	1819	0.0	28.1	0
12-ago	5.9	5.9	0.0	39	36.7	38.3	-1.0	38.4	44.9	27.0	20.6	1713	0.0	28.1	0
13-ago	5.2	7.6	0.1	128	32.7	38.7	15.6	38.5	44.9	26.8	16.3	2131	0.8	31.4	0
14-ago	4.8	4.5	0.4	534	21.8	38.5	34.6	38.3	41.8	26.7	16.3	2677	0.2	33.3	0
15-ago	4.3	1.7	0.1	-93	21.8	38.2	37.7	38.2	42.0	26.6	16.9	2239	0.0	34.0	0
16-ago	5.8	1.8	0.1	6	20.9	38.5	37.9	38.5	42.6	26.3	15.6	1947	0.0	34.0	0
17-ago	6.3	1.6	0.1	138	23.0	38.7	38.1	38.6	42.1	26.2	18.2	1867	0.0	34.6	0