



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



Modificación de la configuración de la EDAR de Calahorra para la recuperación de fósforo en la línea de fangos.

TFM: Máster en Ingeniería Ambiental

Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad
Politécnica de Valencia

Autora: Martí Gómez-Aldaraví, María

Director: Barat Baviera, Ramón

Codirector: Bouzas Blanco, Alberto

Fecha: 10 de septiembre de 2014

Índice

1. Objetivo.....	4
2.- Introducción	5
2.1. Justificación.....	5
2.2. Depuración de aguas residuales	6
2.2.1. Introducción al tratamiento de aguas.....	6
2.2.2. Pretratamiento	11
2.2.3. Tratamiento primario.....	11
2.2.4. Tratamiento secundario o biológico	12
2.2.5. Tratamientos terciarios	21
2.2.6. Tratamiento de fangos.....	22
2.3. El fósforo.....	25
2.3.1. Descripción.....	25
2.3.2. Formas del fósforo	25
2.3.3. Usos del fósforo	26
2.3.4. Efectos sobre la salud.....	26
2.3.5. Efectos sobre el medioambiente.....	27
2.3.6. Precipitados del fósforo en el proceso de Depuración de las aguas residuales	28
2.4. Modelos matemáticos para la simulación del tratamiento del agua residual	30
2.4.1. Estructura de los modelos	30
2.4.2. Definición de las variables	36
2.4.3. Definición del Modelo ASM2d.....	39
2.5.4. Digestión anaerobia.....	51
2.4.5. Modelo globalizado.....	53
3. Materiales y Metodología.....	54
3.1. Materiales.....	54

3.2. Metodología	55
3.2.1. Uso del programa de simulación	55
3.2.3 Metodología	76
4. Resultados	78
4.1. Análisis del funcionamiento temporal de la depuradora	78
4.2. Creación del modelo de simulación	88
4.2.1. Descripción física de la instalación e introducción en DESASS	88
4.2.2. Características del agua residual en cada punto de toma de muestras.....	90
4.2.3. Modificaciones realizadas sobre los parámetros de defecto.....	94
4.3. Modificaciones de la instalación para recuperar fósforo.....	102
4.3.1. Bases de las modificaciones.....	102
4.3.2. Elutriación del fango mixto en el espesador primario.....	105
4.3.3. Introducción de una centrífuga tras la cámara de mezcla.....	129
5. Conclusiones	144
6. Biografía.....	146

1. Objetivo

Con el presente trabajo se pretende estudiar las posibilidades que se ofrecen en una depuradora de aguas residuales convencional para recuperar el fósforo, fundamentalmente en forma de fosfato, en la línea de fangos. La depuradora debe de estar dotada, por tanto, de sistemas de eliminación biológica de fósforo para que sea factible recuperarlo, ya que si la eliminación es física el fósforo precipita impidiendo su recuperación posterior.

Para poder estudiar esta posibilidad debe hacerse sobre una depuradora en concreto. En este caso, se realiza el estudio con los datos de construcción y funcionamiento de la depuradora de Calahorra (La Rioja). El trabajo que se presenta es de simulación, pues es una herramienta muy útil para comprobar si es posible recuperar fósforo, y cómo hacerlo sin tener que hacer modificaciones reales en la planta y por tanto, invertir mucho dinero sin saber si va a funcionar. Para las simulaciones se utilizará el programa especializado de simulación de EDARs (Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales) llamado DESASS.

De modo, que el primer subobjetivo del trabajo es simular el comportamiento real de la planta en el programa, calibrando el modelo para que se adapten los valores simulados a los proporcionados por la misma EDAR de Calahorra. Una vez conseguido, se puede pasar al segundo subobjetivo que es simular modificaciones en la línea de fangos con el fin de obtener en una corriente acuosa altamente enriquecida de fósforo. En primer lugar, se debe comprobar si las modificaciones propuestas son útiles y si es así, se pretende optimizar estas modificaciones para recuperar la mayor cantidad de fósforo en la planta.

Tras realizar las simulaciones pertinentes, se pretende escoger la solución más óptima, que al haberse realizado en base a unos datos concretos, sólo será aplicable a la depuradora estudiada. Es importante destacar que la tecnología y las modificaciones son aplicables a cualquier depuradora con configuración similar y eliminación biológica de fósforo.

Dentro del objetivo principal del presente trabajo, que es el de recuperar fósforo, también es importante el destino final del mismo. En este caso, se pretende extraer el fósforo para cristalizarlo en forma de un compuesto de fosfato llamado estruvita. La precipitación no está comprendida en este trabajo, aunque si se debe buscar una forma de obtener el resto de elementos químicos que se requiere para la formación de estruvita.

Así pues, el objetivo principal es recuperar el fósforo de la línea de fangos y precipitarlo en forma de estruvita para darle a este fósforo otros usos, ya que en una EDAR es un mineral que se pierde. Sin embargo, no sólo se busca recuperar el fósforo para darle otros usos si no que a la vez se busca atenuar el problema de la precipitación incontrolada de fosforo en la línea de fangos pues acarrea muchos problemas de explotación.

2.- Introducción

2.1. Justificación [5],[6],[7]

El fósforo es un recurso inorgánico muy importante que se encuentra en yacimientos subterráneos, de modo que debe extraerse de las minas. Al ser un recurso natural no es renovable e inagotable. Este tipo de recursos llega un momento que la mina se agota y ya no hay más.

Es un nutriente para las plantas y esencial para la vida en general en el planeta. Antiguamente las plantas eran capaces de sustentarse con el fósforo y demás nutrientes del suelo, dando paso a una renovación de los mismos, lo que se conoce como equilibrio natural del sistema, sin embargo, el ser humano hace muchos años que empezó a aprovecharse de los recursos naturales. Al necesitar alimento se acudió a la agricultura, la plantación controlada de los alimentos para evitar la escasez y por tanto muerte de la raza.

La agricultura, por tanto, hace que se desequilibre el sistema y sea necesario añadir nutrientes y sustrato para todas las plantas destinadas a la alimentación. Los nutrientes que suele ser necesario añadir son el nitrógeno, el fósforo y potasio. El nitrógeno se obtiene de la atmósfera luego no supone un problema a nivel de disponibilidad, sin embargo el fósforo y el potasio al obtenerse de minas suponen un problema. Las reservas mineras de potasio se estiman que permitirá abastecer las necesidades durante varios siglos más, sin embargo el fósforo se estima que puede no llegar a ser suficiente para abastecer a la humanidad hasta el 2100. Por ejemplo, el yacimiento que aporta mayor porcentaje de extracción de fósforo es el de Tampa (california) que se estima que tiene unos recursos para menos de 2 décadas.

Aunque las reservas de fósforo conocidas se estén acabando, siempre existe la posibilidad de buscar más. Por otro lado, aparte de depender de un recurso no renovable también se depende del país que posee la mina y la explota, generando de esta manera que un recurso vital para la vida quede pendiente de asuntos políticos.

En previsión al agotamiento o escasez de fósforo es interesante buscar posibles fuentes de fósforo para que la tecnología de obtención se anticipe al problema y que nunca llegue a existir. Una de las posibles fuentes de donde se puede extraer el fósforo es de una depuradora de aguas residuales. Esta fuente es una fuente renovable, pues siempre que haya tratamiento de agua residual se puede extraer fósforo, y utilizarlo como fertilizante para que posteriormente y debido a la cadena trófica vuelva a la depuradora. No sólo se trata de una fuente inagotable de fósforo sino que además no genera dependencias políticas pues el tratamiento de las aguas residuales es una práctica normal desde hace muchos años.

El agua residual urbana es una buena fuente de fósforo, pues la concentración típica de fósforo suele rondar los 8 mg/L, de modo que si es posible recuperar este fósforo del agua residual se pueden llegar a conseguir reutilizar el fósforo de las aguas residuales con otros fines. De modo que el fósforo que se pretende extraer de las depuradoras residuales de aguas urbanas procede del agua de entrada.

2.2. Depuración de aguas residuales [1],[2],[3],[4],[8]

2.2.1. Introducción al tratamiento de aguas

Una instalación de depuración de aguas es un conjunto de instalaciones cuyo objetivo es reducir la contaminación de las aguas residuales hasta los límites que dicta la legislación vigente de la zona donde está instalada la depuradora. El uso de estos sistemas está justificado para la protección de las masas de agua de las presiones e impactos a los que se ven sometidos.

Los contaminantes presentes en un agua residual pueden eliminarse mediante determinados procesos que se basan en principios particulares, como pueden ser:

- **Operaciones física unitarias:** Son los métodos en los cuales predomina la aplicación de una fuerza física para la eliminación de un contaminante del agua residual tratada. Dentro de este tipo de técnicas se encuentran el desbaste, mezclado, floculación, sedimentación, flotación y filtración.
- **Procesos químicos unitarios:** Son los métodos en los cuales el contaminante del agua es eliminado gracias a la acción de productos químicos, de manera que se produce una reacción química entre un reactivo añadido y el contaminante o contaminantes del agua que se pretende eliminar, obteniendo un precipitado eliminable mediante acciones físicas u otro compuesto químico no nocivo o fácilmente eliminable. Dentro de este tipo de técnicas se encuentran la sedimentación, transferencia de gases, adsorción y la desinfección.
- **Procesos biológicos unitarios:** Son los métodos en los cuales la eliminación de los contaminantes del agua se obtiene gracias a la acción de microorganismos que utilizan este contaminante como sustrato en el ciclo de su vida. Es por eso que se utiliza fundamentalmente para tratar sustancias biodegradables, es decir que puedan ser asimiladas por determinados tipos de microorganismos pasando a ser gases y tejido celular nuevo para la formación de nuevas células de microorganismos. También es habitual el uso de estos procesos para la eliminación de nitrógeno y fósforo.

Este proyecto se centra fundamentalmente en procesos biológicos unitarios, sin embargo es necesario destacar que en las depuradoras de aguas convencionales se utilizan los tres procesos, como se verá a continuación.

Una depuradora es por tanto, otro proceso industrial de manera que se generan unos residuos en la misma, como son los denominados fangos. Otro de los objetivos de esta instalación es tratar los residuos que generan, es por eso que toda depuradora se divide en una línea de tratamiento de aguas y otra de tratamiento de fangos. En la **Figura 2.1.** se puede observar un esquema muy simplificado y general de las partes de las que suele constar una depuradora de aguas residuales urbanas.

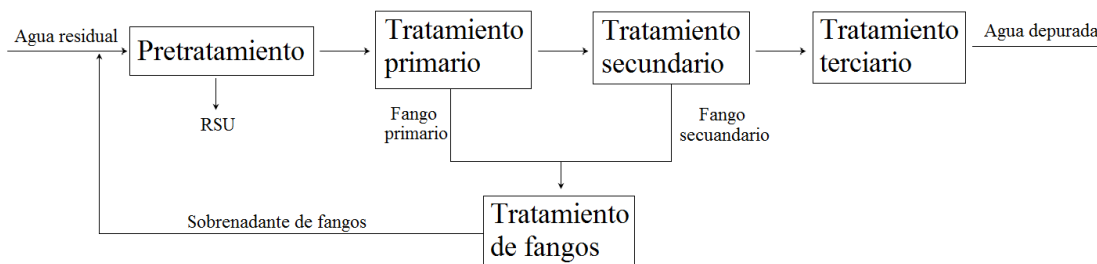


Figura 2.1. Esquema general de las partes de las que puede constar una depuradora de aguas.

A continuación se determinará los procesos que se llevan a cabo en cada una de las líneas.

- **Línea de aguas:** Esta compuesta fundamentalmente por un pretratamiento, un tratamiento primario y un tratamiento secundario, y en determinados casos posee un tratamiento secundario avanzado y un tratamiento terciario para obtener aguas depuradas de mayor calidad.

Tabla 2.1. Procesos posibles en cada uno de los tratamientos de la línea de aguas.

Pretratamiento	<ul style="list-style-type: none"> - Desbaste - Desarenado-desengrasado - Homogeneización y regulación de caudales - Preaireación 		
Tratamientos primarios	<ul style="list-style-type: none"> - Decantación primaria - Flotación - Tratamiento Físico químico - Fosas sépticas y decantadores-digestores 		
Tratamientos secundarios	- Aerobios	Fangos activados	<ul style="list-style-type: none"> - Alta carga - Media carga (el convencional) - Aireación prolongada - Contacto- Estabilización - Doble etapa - Sistemas secuenciales - Bioreactores con membranas
		Procesos de película fija	<ul style="list-style-type: none"> - Lechos bacterianos - Biodiscos - Biofiltros aireados - Lechos aireados sumergidos - Sistemas de biomasa fija sobre lecho móvil
	- Procesos no convencionales	Lagunaje	<ul style="list-style-type: none"> - Lagunas anaerobias - Lagunas aerobias - Lagunas facultativas - Lagunas aireadas
		Infiltración-percalación Lechos de Turba Humedales artificiales Filtros verdes	
	- Procesos anaerobios		
Tratamientos secundarios con eliminación de nutrientes	<ul style="list-style-type: none"> - Tratamientos con eliminación de nitrógeno - Tratamientos con eliminación de fósforo - Tratamientos con eliminación de nitrógeno y fósforo 		

Tratamientos terciarios	- Reducción de DBO5	Tratamiento fisico-químico Filtración Micro filtración Ultrafiltración
	- Desinfección	Cloro gas Hipoclorito sódico Dióxido de cloro Ozono Rayos ultravioleta
	- Reducción de sales	Ósmosis inversa Electrodialisis reversible Intercambio iónico

- **Línea de fangos:** Los fangos que se tratan en esta línea proceden del tratamiento primario y del tratamiento secundario como se indica en el **Figura 2.1**. Estos fangos se caracterizan por una elevada cantidad de agua (entre 0,2 y 3% de materia seca), por tanto el principal objetivo es recuperar toda el agua posible además de acondicionar el fango para la salida final.

Tabla 2.2. Procesos posibles en cada uno de los tratamientos de la línea de fangos.

Espesamiento de fangos	<ul style="list-style-type: none"> - Espesamiento por gravedad - Flotación - Tambores rotativos - Mesas espesadoras - Centrífugas 	
Estabilización de fangos	- Digestión anaerobia	Mesófila Termófila
	- Estabilización aerobia	Mesófila Termófila
	- Estabilización química (cal)	
Acondicionamiento del fango	<ul style="list-style-type: none"> - Química - Térmica - Ultrasonidos 	
Deshidratación de fangos	<ul style="list-style-type: none"> - Centrífugas - Filtros banda - Filtros prensa - Eras de secado - Secado solar 	
Secado	- Secado térmico	
Tratamientos termoquímicos	<ul style="list-style-type: none"> - Incineración (combustión completa) - Gasificación - Oxidación húmeda - Hidrólisis térmica 	
Disposición final del fango	<ul style="list-style-type: none"> -Vertedero - Uso agrícola directo - Compostaje - Vertido al mar - Utilización en el sector de la construcción 	

Una depuradora debe incluir ambas líneas, y las líneas deben de estar compuestas por los procesos que se indican en la **Tabla 2.1**. y en la **Tabla 2.2**. Sin embargo no es necesario que realice todos los procesos mencionado en las tablas, si no que estos se eligen en función de las

características del agua residual a tratar, es decir de los contaminantes que tenga el agua residual y se quieran eliminar. En la **Tabla 2.3.** se observan ejemplos de contaminantes comunes presentes en aguas residuales y operaciones que se pueden utilizar para eliminarlos.

Tabla 2.3. Ejemplos de contaminantes comunes del agua residual y operaciones utilizadas para su eliminación.

Contaminante del agua	Operación de tratamiento
Sólidos en suspensión	<ul style="list-style-type: none"> - Sedimentación - Desbaste y aireación - Variaciones de filtración - Flotación - Adición de polímeros o reactivos químicos - Coagulación y sedimentación - Sistemas por evacuación al terreno
Materia orgánica biodegradable	<ul style="list-style-type: none"> - Variaciones de fangos activados - Película fija: filtros percoladores - Película fija: discos biológicos - Variaciones del lagunaje - Filtración intermitente en arena - Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno - Sistemas físico-químicos
Patógenos	<ul style="list-style-type: none"> - Cloración - Hipocloración - Ozonización - Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno
Nutrientes: Nitrógeno	<ul style="list-style-type: none"> - Variaciones de sistema de cultivo-suspendido con nitrificación y desnitrificación - Variaciones del sistema d película fija con nitrificación y desnitrificación - Arrastre de amoníaco (stripping) - Intercambio de iones - Cloración en el punto crítico - Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno
Fósforo	<ul style="list-style-type: none"> - Adición de sales metálicas - Coagulación y sedimentación con cal - Eliminación biológica y/o química del fósforo - Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno
Materia orgánica refractaria	<ul style="list-style-type: none"> - Adsorción en carbón - Ozonización terciaria - Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno
Metales pesados	<ul style="list-style-type: none"> - Precipitación química - Intercambio de iones - Sistemas de tratamiento por evacuación al terreno
Sólidos inorgánicos disueltos	<ul style="list-style-type: none"> - Intercambio de iones - Ósmosis inversa - Electrodialisis

La depuradora convencional está compuesta de los tratamientos que se muestra en la **Figura 2.2.**, de modo que la línea de aguas suele estar compuesta por un pretratamiento para acondicionar el agua a la entrada de la depuradora, un tratamiento primario que consiste generalmente en un decantador de sólidos pero que puede estar acompañado de un tratamiento físico-químico, un reactor biológico seguido de un decantador para la materia orgánica y los sólidos, y por último la posibilidad de un tratamiento terciario, pero éste último sólo se añade para obtener un agua mejor o por si el tratamiento secundario no es suficientes para conseguir las condiciones que dicta la legislación vigente de la zona.

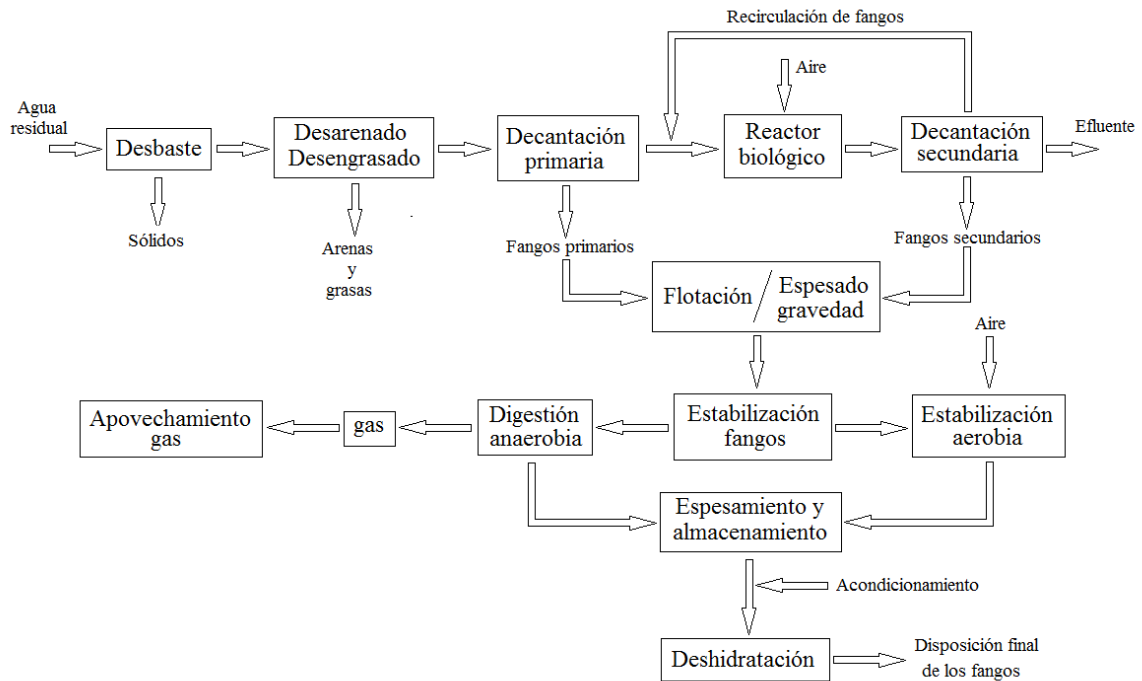


Figura 2.2. Ejemplo del esquema de una depuradora de aguas convencional.

También posee la línea de fangos, que trata al mismo tiempo los fangos primarios y los secundarios sometiéndolos en primer lugar a un proceso de espesamiento (aunque en función de las características de los fangos este proceso podría hacerse independiente para cada fango), después se someten a un proceso de digestión que vuelve a ser una degradación biológica de la materia, se deshidratan para posteriormente o bien venderlos como compost si las características lo permiten o someterlos a otros procesos como podría ser la incineración o la inertización.

2.2.2. Pretratamiento

Las aguas residuales que llegan a la planta de tratamiento de aguas residuales contienen sólidos o sustancias, que si no son eliminados eficazmente, pueden producir serias averías en los equipos. Como pueden ser las piedras, arena, latas, etc que producen un gran desgaste de las tuberías y de las conducciones así como de las bombas.

A la planta también llegan aceites y grasas de todo tipo, según las características del agua residual a tratar, si estas grasas y aceites no son eliminados el tratamiento biológico se ve ralentizado y el rendimiento de depuración decae, obteniéndose un efluente de baja calidad.

De modo que el objetivo principal de esta fase es separar del agua residual tanto por operaciones físicas como por operaciones mecánicas, la mayor cantidad de materias que por su naturaleza o por su tamaño crearían problemas en los tratamientos posteriores, es decir, la de proteger a los equipos posteriores.

En el caso de las tenerías, antes de llevar a cabo la homogeneización de las aguas con el correspondiente ajuste de pH, se debe realizar la oxidación de los sulfuros presentes en las aguas alcalinas generados en la fase de apelmbrado. Por tanto las aguas alcalinas deben ser conducidas a un tanque agitado en el que se produce dicha oxidación al introducir aire.

2.2.3. Tratamiento primario

Los tratamientos primarios son aquellos que eliminan los sólidos en suspensión presentes en el agua residual. Los principales procesos físico-químicos que pueden ser incluidos en el tratamiento primario son los siguientes: sedimentación, flotación, coagulación – floculación, filtración y homogeneización.

Para eliminar las partículas en suspensión caracterizadas por su gran estabilidad como pueden ser los coloides que poseen una carga negativa y que por tanto se repelen entre ellos y se mantienen en suspensión, se emplean procesos de coagulación-floculación con el fin de sedimentar éstas partículas.

Mediante la coagulación se consigue neutralizar las cargas eléctricas de la suspensión, de forma que las partículas empiezan a agregarse en pequeños grupos. Este proceso se realiza en agitación para favorecer el contacto entre el coagulante y las partículas coloidales. Los coagulantes más extendidos son FeCl_3 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ y el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

La floculación por su parte tiene como objetivo la formación de flóculos, es decir, las partículas coloidales se agrupan formando partículas más grandes. Para ello se adicionan polielectrolitos, que son moléculas orgánicas poliméricas que forman puentes entre las partículas. En este caso la agitación debe ser mucho más moderada que en la coagulación para evitar las roturas de los flóculos.

Para implantar tanto esta etapa como la etapa de ajuste de pH es necesario llevar a cabo ensayos “Jar-Test” a escala de laboratorio, mediante los cuales se determinan tanto el pH de adición del coagulante, como las dosis óptimas tanto de coagulante como de floculante.

La homogeneización se lleva a cabo con el objetivo de homogeneizar las propiedades del agua residual. Se realiza en depósitos dotados de un agitador mecánico y difusores de aire para facilitar la homogeneización de las aguas alcalinas y ácidas y evitar así la putrefacción de la materia orgánica que contienen las aguas.

Por otra parte, con ello se consigue ajustar el pH al óptimo para llevar a cabo las posteriores etapas, ya sea la coagulación-floculación si la hay o el decantador primario.

Por último, en todo tratamiento primario se debe llevar a cabo una sedimentación con el objetivo de eliminar las partículas en suspensión presentes en el agua residual. Se produce la sedimentación por gravedad, es decir, cuando la velocidad ascensional del agua es inferior a la velocidad de descenso de los sólidos.

Se lleva a cabo en un decantador, que puede ser de diversas geometrías y que además puede ser estático o dinámico, es decir dotado de una serie de elementos mecánicos para realizar la recogida de los flotantes y para conducir los fangos decantados hasta la zona de extracción.

2.2.4. Tratamiento secundario o biológico

2.2.4.1. Generalidades del proceso biológico

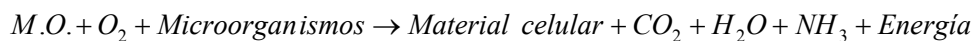
El tratamiento biológico consiste en la eliminación de la materia orgánica a través de la acción de los microorganismos y en la separación del agua de los fangos mediante sedimentación. Los procesos biológicos se pueden clasificar en función de los microorganismos que intervienen en:

- **Procesos aerobios:** Se llevan a cabo en presencia de oxígeno, es éste la fuente de energía que utilizan los microorganismos para degradar la materia orgánica.

- **Procesos anaerobios:** Se llevan a cabo en ausencia de oxígeno, de modo que los microorganismos utilizan el dióxido de carbono como fuente de energía para llevar a cabo la degradación de la materia orgánica.

- **Procesos anóxicos:** La concentración de oxígeno disuelto es baja. Sin embargo, en el agua hay nitratos, de manera que determinados microorganismos utilizan el oxígeno de los nitratos para la degradación de la materia orgánica.

Los más comunes para el tratamiento secundario son los procesos aerobios, que se definen como aquellos realizados por microorganismos, que en presencia de oxígeno actúan sobre la materia orgánica e inorgánica disuelta, suspendida y coloidal que existe en el agua residual. La reacción química que se da lugar es:



Otra forma de clasificar los reactores biológicos es en función del tipo de reactor, así se encuentran fundamentalmente dos tipos:

- **Reactores de mezcla completa:** Caracterizados por tener las mismas características en cada punto del reactor y que corresponde con las características del agua de salida. De modo que para la materia orgánica por ejemplo a un tiempo determinado, la concentración en el seno del reactor es igual en todos los puntos del reactor e igual a la concentración de salida.
- **Reactores de tipo pistón:** Caracterizados por una evolución constante de las características con la longitud del reactor, de modo que en este caso por ejemplo la materia orgánica tendría mayor concentración a la entrada, iría disminuyendo conforme aumenta la distancia a ésta hasta llegar a la salida, donde la concentración es mínima.

También se pueden clasificar los tratamientos biológicos en función de la disposición de la biomasa, es decir, los microorganismos dentro del reactor. Distinguiendo así:

- **Procesos de Cultivo en Suspensión (Fangos Activos):** Es un sistema de tratamiento de las aguas residuales en el que se mantiene un cultivo biológico formado por diversos tipos de microorganismos suspendidos en el agua residual formando flóculos. A la mezcla de los microorganismos y el agua residual se le denomina licor de mezcla. Ésta mezcla se mantiene en constante agitación para favorecer el contacto de los microorganismos con el agua residual y evitar la sedimentación de los flóculos. En función del proceso que se lleve a cabo se introduce o no oxígeno en el interior del reactor.
- **Procesos de Cultivo Fijo (Lechos Bacterianos, Biodiscos):** El agua a tratar se hace pasar sobre un soporte de gran superficie específica, sobre el que se desarrollan los microorganismos en el caso de los lechos bacterianos. En el caso de los biodiscos consiste en unos discos sobre los que se desarrolla la capa de microorganismos y que están en parte sumergidos en el agua residual. Éstos discos van girando, de manera que entran y salen en el reactor poniendo así en contacto los microorganismos con el agua residual a tratar y aireado el reactor.

No requiere de aireación forzada, pues el aire entra por aireación natural.

Los procesos por fangos activos, al contrario que los de cultivo fijo, permiten operar con variaciones de carga másica y tener un control de la concentración de microorganismos en el reactor, así como de la concentración de oxígeno disuelto, aunque éstos supongan mayores costes de aireación. Esto ha hecho que el proceso por fangos activos sea el más utilizado en depuración de aguas residuales.

Concretamente el tratamiento convencional por fangos activos consta de un reactor agitado y aireado mediante la inyección de aire, en el que se desarrollan los microorganismos dispersos en flóculos (biomasa), alimentándose de la materia orgánica a depurar degradándola. Esto hace que se produzca un crecimiento de los microorganismos existentes, provocando un espesamiento de la biomasa, por lo que es necesario extraer la biomasa en exceso para mantener la concentración de microorganismos adecuada en el reactor. La extracción del exceso se realiza en el decantador secundario.

Transcurrido el tiempo de retención necesario, el licor de mezcla pasa a un decantador, donde se produce la separación del agua depurada y del fango. Los decantadores suelen ser circulares dotados de rasquetas para arrastrar el fango hacia la zona central del decantador, desde donde parte del fango es recirculado y parte es purgado para mantener la concentración de microorganismos en el reactor.

Pueden haber variantes del proceso de depuración de fangos activo convencional, como es, el biorreactor de membranas (MBR), donde no existe un decantador secundario sino que el agua se filtra a través de una membrana que puede estar en el interior o en el exterior del reactor, formando una capa de biomasa.

2.2.4.2. Procesos biológicos aerobios y anóxicos

- *Procesos de degradación biológica*: La oxidación biológica tiene como objeto la eliminación y estabilización de la materia orgánica presente en el agua residual mediante la acción de las bacterias y los microorganismos, que transforman la materia orgánica coloidal y disuelta en materia floculada y sedimentable.

La oxidación de la materia orgánica es un fenómeno complejo en el que se genera la energía necesaria para que los microorganismos lleven a cabo su ciclo de vida (nacer, reproducirse y morir)

De forma simplificada se puede decir que los microorganismos para realizar sus funciones vitales necesitan:

- Una fuente de energía para desarrollar sus actividades
- Una fuente de carbono para realizar la síntesis celular
- Una fuente de oxígeno y nutrientes necesarios para la vida

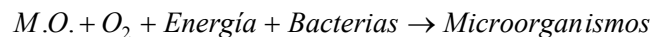
Los microorganismos que degradan la materia orgánica al morir pasan a ser materia orgánica que es necesario de gradar y que degradarán los microorganismos restantes.

En los procesos de degradación biológica, por tanto hay dos tipos de reacciones, la de oxidación, que son las que corresponden con la eliminación de la materia orgánica y las de síntesis que son a través de las cuales se forma nuevo material celular y nuevos microorganismos.

- Reacciones de oxidación: son exotérmicas y consisten en la oxidación de la materia orgánica y la autocombustión del protoplasma celular.



- Reacciones de síntesis: son endotérmicas y se produce la incorporación de la materia orgánica al protoplasma de los microorganismos, produciéndose nuevos microorganismos.



Después de un tiempo de contacto suficiente entre la materia orgánica del agua residual y los microorganismos, la materia orgánica del medio disminuye considerablemente transformándose en nuevas células que seguirán actuando sobre el agua residual, gases y otros productos.

- Procesos de eliminación de nitrógeno: Para poder eliminar el nitrógeno presente en el agua residual, en primer lugar unas bacterias concretas producen la conversión de nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal, ésta reacción se da muy rápidamente y no es necesaria la presencia de oxígeno. A continuación se producen los procesos de nitrificación y de desnitrificación. Estos dos procesos requieren de unas condiciones concretas y la presencia de determinadas bacterias.

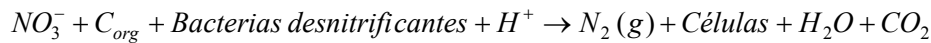
Nitrificación: Es el proceso en el que el nitrógeno amoniacal, obtenido a partir de la oxidación del nitrógeno orgánico o presente en el agua, se oxida por acción de las bacterias nitrificantes, transformándose primero en nitrito (por acción de las nitrosomonas) y, posteriormente en nitrato (por acción de las nitrobacter).

La reacción más lenta es la realizada por las nitrosomonas siendo esta la etapa limitante, por lo que es importante que la edad del fango sea la suficiente para que se desarrollen las bacterias nitrificantes. Estas bacterias son autótrofas aerobias, por lo que necesitan carbono inorgánico, procedente del carbonato del agua y otras sustancias, y oxígeno. Por otra parte el suministro de oxígeno debe ser tal que permita la nitrificación y la oxidación de la materia orgánica.



Desnitrificación: La desnitrificación consiste en el paso de los nitratos producidos en la etapa de nitrificación a nitrógeno gas, el cual es impulsado hacia la atmósfera eliminándose así del agua. Este proceso es llevado a cabo por una serie de bacterias

llamadas desnitrificantes, las cuales son heterótrofas (necesitan carbono orgánico) y facultativas, es decir que en ausencia de oxígeno utilizarán el contenido en los nitratos (trabajan en condiciones anóxicas). La reacción en este caso es:



De éste modo se lleva a cabo la eliminación de nitrógeno por vía biológica. A la hora de implementar este proceso en la degradación por fangos activos se hace mediante la división del reactor biológico, de manera que en la primera zona hay ausencia de oxígeno y en la segunda está aireada. Para que se produzca la eliminación del nitrógeno se debe introducir una recirculación interna en el interior del reactor, que mande el agua desde la zona aerobia a la zona anóxica para que se lleven a cabo los dos procesos simultáneamente.

- Eliminación del fósforo: Generalmente la eliminación del fósforo se realiza de forma fisico-química, es decir, mediante la precipitación del fósforo en forma de fosfatos mediante una sal de aluminio o de hierro trivalente. Sin embargo, existen métodos para la eliminación del fósforo de forma biológica, que van más allá de la asimilación de los microorganismos de la fracción de crecimiento celular necesaria.

Los métodos están basados en someter a la biomasa a un ambiente anaerobio donde determinadas bacterias heterótrofas tienen tendencia a no consumir fósforo para el crecimiento debido a la presencia de ácido acético. Sin embargo, si posteriormente son sometidos a un sistema aerobio, consumen fósforo de forma exagerada. De manera que el sistema convencional introduce reactores que alternen las zonas aerobias y anaerobias, como pueden ser los conocidos como canales "Orbal", en los cuales se lleva a cabo un proceso de degradación intensa.

Mediante el uso de las bacterias heterótrofas que tienen esa capacidad en realidad no se está eliminando fósforo del sistema, si no que el fósforo se almacena en su interior en forma de un material intracelular llamado polifosfatos, que es almacenado o liberado según las condiciones ambientales. De modo que el fósforo que contiene el agua residual pasa del agua al interior de las bacterias, y por tanto a la línea de fangos.

2.2.4.3. Procesos biológicos anaerobios

El tratamiento anaerobio de las aguas residuales supone la descomposición de la materia orgánica en ausencia de oxígeno molecular en condiciones anóxicas y de oxígeno procedente de cualquiera de sus formas (molecular, nitratos, sulfatos...) en condiciones estrictamente anaerobias.

Los microorganismos causantes de la descomposición de la materia se dividen en dos grupos se pueden dividir en dos grupos:

- **Bacterias formadoras de ácidos**: estas hidrolizan y fermentan compuestos orgánicos complejos a ácidos simples, de los cuales los más corrientes son el ácido acético y el ácido propiónico.

- **Bacterias formadoras de metano:** estas convierten los ácidos formados por las bacterias del primer grupo en gas metano y CO₂. Las bacterias que se alimentan del ácido acético y del ácido propiónico tienen tasas de crecimiento muy lentas y por ello su metabolismo se considera una limitante de proceso.

La degradación anaerobia de la materia orgánica es un proceso complejo en cuanto a microorganismos que intervienen como en reacción bioquímica, pudiéndose así distinguir cuatro fases o procesos (ver **Figura 2.3**):

- **Hidrólisis:** En esta fase las partículas y moléculas complejas como son las proteínas, los hidratos de carbono y lípidos, que son hidrolizados por enzimas extracelulares producidas por microorganismos *acidogénicos* o *fermentativos*. De esta forma se obtienen compuestos solubles más sencillos (aminoácidos, azúcares y ácidos grasos de cadena larga)

- **Etapa fermentativa o acidogénica:** Los compuestos solubles más sencillos obtenidos en la etapa anterior son fermentados por las bacterias *acidogénicas* dando lugar, principalmente, a ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, hidrógeno, dióxido de carbono y otros productos intermedios.

- **Etapa acetogénica:** Es ésta fase los ácidos grasos de cadena corta son transformados en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono mediante la acción de los microorganismos *acetogénicos*.

- **Etapa metanogénica:** Los microorganismos *metanogénicos* producen metano a partir del ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono.

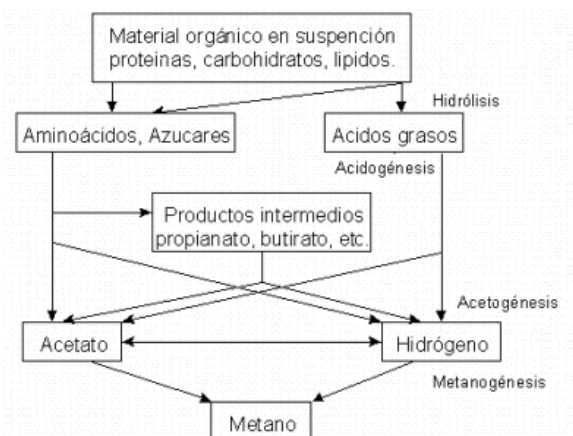


Figura 2.3. Esquema de las fases que se llevan a cabo en la degradación anaerobia.

Resulta ventajoso emplear los procesos anaerobios en la depuración de aguas con elevada concentración de materia orgánica, como son las industrias agroalimentarias, llevando a un ahorro en los costes de operación puesto que estos procesos no necesitan suministro de oxígeno,

además de que es posible hacer uso de instalaciones de cogeneración para aprovechar así el biogás generado durante el proceso, de modo que se abarata aún más.

Por el contrario, presentan una serie de inconvenientes que hacen que su implantación no sea muy frecuente y que son:

- La lentitud del proceso anaerobio obliga a trabajar con altos tiempos de residencia, por lo que es necesario diseñar reactores o digestores con una alta concentración de microorganismos.
- Es un proceso complejo en el que intervienen varios grupos de bacterias que deben estar en correcto equilibrio entre ellas.
- Las bacterias productoras de metano son muy sensibles a los tóxicos.

2.2.4.4. Parámetros ambientales y de control

Los principales parámetros ambientales y de control que influyen en el proceso de degradación son:

- Temperatura: La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la temperatura, de modo que por regla general a mayor temperatura mayor actividad microbiológica y por tanto mayor velocidad de degradación de la materia orgánica.

Sobre todo para la digestión de los fangos se considera uno de los principales parámetros de diseño. Sin embargo una variación brusca de temperatura desestabiliza el sistema de reacción. Existen tres rangos de temperatura a los que se puede trabajar:

Psicrofílico: por debajo de los 25°C

Mesófilo: entre 25 y 45°C

Termófilo: entre 45 y 65°C

La temperatura no sólo afecta a los procesos biológicos, sino que también afecta a parámetros físico-químicos como es la solubilidad de los gases, la cual desciende al aumentar la temperatura. Lo que puede resultar un efecto positivo para determinados gases o negativo para otros.

- pH y alcalinidad: Por lo general los microorganismos poseen un determinado rango de valores en los cuales su actividad es óptima. Este pH suele variar entre 6 y 8 aproximadamente. Sin embargo, cada microorganismo posee su rango óptimo. Controlar el pH implica por tanto conocer si el proceso se desarrolla con corrección, pues una baja de pH puede implicar en la degradación anaerobia un desequilibrio con los ácidos grasos.

Además el pH es un factor que afecta a los equilibrios químicos del medio, de modo que éstos podrían desplazarse y tener influencia sobre el proceso.

Por otra parte la alcalinidad es la forma de medir la capacidad tampón del medio. Ésta propiedad se basa fundamentalmente en el equilibrio de dióxido de carbono/bicarbonato. Por lo tanto, si hay mucha alcalinidad al haber un exceso de componentes ácidos, éstos reaccionan y por tanto no baja el pH.

- *Nutrientes*: Los microorganismos necesitan nutrientes para su crecimiento y para su actividad, de modo que es imprescindible asegurar que posee los nutrientes necesarios para el desarrollo de los microorganismos y por tanto para la buena degradación de la materia orgánica. Los principales nutrientes son el carbono, el nitrógeno y el fósforo, aunque también tienen necesidades en pequeña cantidad de sodio, calcio, magnesio, hierro, etc.

- *Potencial rédox*: Conviene mantener el potencial rédox en un rango para asegurar un ambiente fuertemente reductor, el cual es necesario por las bacterias metanogénicas para su actividad.

- *Tóxicos e inhibidores*: El proceso de depuración puede llegar a ser inhibido por la presencia de sustancias tóxicas en el sistema. Estas sustancias pueden ser productos de la actividad metabólica de los microorganismos o bien venir con el influente. Es importante controlar la presencia de estas sustancias, aunque algunas de ellas pueden ser estimuladores del proceso en bajas concentraciones.

Algunos ejemplos de sustancias tóxicas puede ser: los ácidos grasos volátiles, hidrógeno, nitrógeno amoniacal, sulfatos y sulfuros, cationes y metales pesados...

2.2.4.6. Posibles problemas en el tratamiento biológico por fangos activos

La separación se hace por sedimentación y los principales problemas son:

- Crecimiento disperso. No se produce la biofloculación de los microorganismos dando lugar a un efluente turbio.

- “Bulking” viscoso. Se produce un fallo en la microestructura por un exceso de polímeros extracelulares dando lugar a un fango viscoso con problemas de sedimentación y compactación.

- Flóculo punta de alfiler. Se produce debido a la baja proporción de bacterias filamentosas haciendo que los flóculos se rompan fácilmente dando lugar a flóculos pequeños que son arrastrados con el efluente.

- “Bulking” filamentoso. Es debido a un exceso de microorganismos filamentosos, haciendo que la sedimentación y la compactación sean muy deficientes.

- “Foaming” o formación de espumas. Están asociados a determinadas bacterias filamentosas con superficies celulares muy hidrofóbicas, situándose en la superficie de

as burbujas de aire y formando espumas que ascienden a la superficie formando una capa espesa de color marrón.

- Flotación de los fangos. Puede ser debido a la formación de N_2 , que es un gas muy poco soluble en agua, generado en el proceso de desnitrificación.

Para mejorar la sedimentabilidad en ocasiones puede interesar favorecer el crecimiento de las bacterias filamentosas. Para ello, se debe operar teniendo en cuenta las siguientes consideraciones:

- Baja carga másica o elevada edad del fango
- Baja concentración de oxígeno disuelto
- Concentración de S_2^- , aguas sépticas.
- Déficit de nutrientes, N y/o P.
- Bajo pH
- Atrapamiento de espumas en la superficie y recirculación de espumas.

Para evitar los problemas por “bulking” filamentoso es muy importante controlar la velocidad de crecimiento de las bacterias filamentosas. Se trata de conseguir que las bacterias formadoras de flóculos se desarrollen a mayor velocidad que las bacterias filamentosas, tal y como se muestra en la **Figura 2.4**.

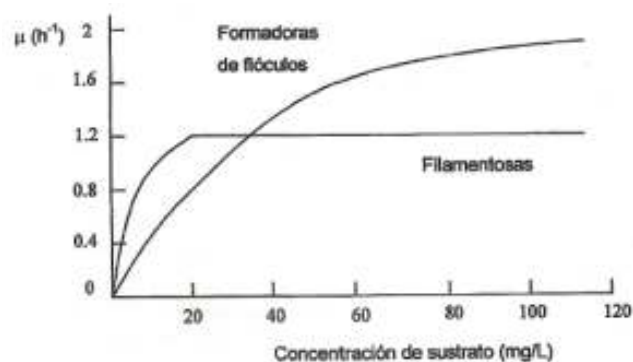


Figura 2.4. Velocidad de crecimiento de bacterias filamentosas y formadoras de flóculos.

Otra posibilidad sería operar en condiciones que no sean aerobias, puesto que la mayoría de las bacterias filamentosas son aerobias.

En condiciones anaerobias, las bacterias acumuladoras de polifosfatos obtienen energía de sus reservas para el almacenamiento de sustrato dentro de la célula, por lo que su desarrollo se ve favorecido. El elevado contenido en fósforo de estas bacterias les confiere unas excelentes características de sedimentabilidad.

En condiciones anóxicas, las bacterias nitrificantes utilizan nitrato como aceptor de electrones produciéndose el metabolismo anóxico. Las bacterias filamentosas desnitrifican a una velocidad muy inferior a la de las bacterias formadoras de flóculos por lo que éstas se verán favorecidas.

2.2.5. Tratamientos terciarios

La finalidad de los **tratamientos terciarios** es eliminar la carga orgánica residual y aquellas otras sustancias contaminantes no eliminadas en los tratamientos secundarios, como por ejemplo, los nutrientes, fósforo y nitrógeno.

Éstos tratamientos son necesario únicamente para ajustar algunas de las características del agua, bien por exigencias de la legislación, como pasa por ejemplo con el vertido a agua sensible el cual posee límites de vertidos más bajos que son difíciles de conseguir con el tratamiento biológico. O bien porque el agua se pretende reutilizar, como por ejemplo para el riego, de modo que es necesario disminuir los patógenos que contiene la misma.

Estos procesos son de naturaleza biológica o físico química, entro los procesos más comunes se encuentran los siguientes:

- Intercambio Iónico: Es una operación en la que se utiliza un material, habitualmente denominado resinas de intercambio iónico, que es capaz de retener selectivamente sobre su superficie los iones disueltos en el agua, los mantiene temporalmente unidos a la superficie, y los cede frente a una disolución con un fuerte regenerante.

La aplicación habitual de estos sistemas, es por ejemplo, la eliminación de sales cuando se encuentran en bajas concentraciones.

- Adsorción: La adsorción define la propiedad de ciertos materiales (adsorbentes) de fijar en su superficie moléculas orgánicas extraídas de la fase líquida en la que se encuentran. El proceso de adsorción consiste en la captación de sustancias solubles en la superficie de un sólido. Un parámetro fundamental es este caso será, por tanto, la superficie específica del sólido.

Se utiliza para eliminar fenoles, hidrocarburos aromáticos nitrados, derivados clorados, etc., así como para eliminar olor, color y sabor. El adsorbente más utilizado en el tratamiento de aguas es el carbón activo.

- Microfiltración y Ultrafiltración: El principio de la micro y ultrafiltración es la separación física. Es el tamaño de poro de la membrana lo que determina hasta qué punto son eliminados los sólidos disueltos, la turbidez y los microorganismos, de modo que las sustancias de mayor tamaño que los poros de la membrana son retenidas totalmente.

- **Microfiltración**: las membranas usadas para la microfiltración tienen un tamaño de poro de 0.1 y 10 μm . La microfiltración puede ser aplicada a muchos tipos diferentes de tratamientos de agua cuando se necesita retirar de un líquido las partículas de un diámetro superior a 0.1 μm .

- **Ultrafiltración**: Permite retener moléculas cuyo tamaño oscila entre 0.001 y 0.1 μm .

- Ósmosis Inversa: Consiste en aplicarle a la disolución concentrada una presión superior a la osmótica, produciéndose el paso de disolvente (agua) desde la disolución más concentrada a la más diluida hasta alcanzar un nuevo equilibrio.

Usando esta técnica, se elimina la mayor parte del contenido en sales del agua.

- Desinfección: Consiste en la eliminación de patógenos y bacterias por la adición de un oxidante fuerte, sin embargo el oxidante fuerte oxida toda la materia oxidable que hay en el agua residual. Los oxidantes más conocidos son el cloro y el ozono.

El cloro es el utilizado para las aguas potables, pues es barato, fácil de manejar y deja un efecto residual en el agua, sin embargo al oxidar la materia orgánica del agua puede dar lugar a sustancias tóxicas y peligrosas como son los trihalometanos. EL ozono por su parte, no genera ningún compuesto tóxico conocido, sin embargo no tiene efecto residual, es más caro y al desaparecer sin dejar rastro hay que generarlo *in situ*.

- Oxidación Avanzada: Estos procesos tienen por objetivo la eliminación de compuestos solubles no biodegradables, presentes en las aguas residuales.

El proceso consiste en una oxidación química en condiciones suaves de presión y temperatura hasta la mineralización completa de contaminantes. El agente oxidante es una especie radicalaria denominada hidroxilo ($\text{OH}\cdot$) con una elevadísima capacidad oxidante y con tiempos de reacción muy cortos.

Debido a la altísima reactividad de estas especies es posible eliminar tanto compuestos orgánicos como inorgánicos logrando así una reducción de DQO, COT (carbono orgánico total) y toxicidad en las aguas residuales tratadas. Además la generación de radicales se realiza a partir de oxígeno, agua oxigenada y catalizadores soportados, por lo que los subproductos de reacción son únicamente agua y dióxido de carbono.

2.2.6. Tratamiento de fangos

Los fangos presentan características por las que no pueden ser empleados en usos agrícolas, según la Directiva 91/271 CEE, por lo que deben ser gestionados a través de un gestor de residuos. Para reducir costes, es importante reducir su volumen disminuyendo su contenido en agua.

Las diferentes operaciones de depuración de un agua residual generan una serie de residuos que pueden clasificarse en dos grupos:

- **Sólidos gruesos**: que normalmente se obtienen en los pretratamientos y que, por lo general, o bien son incinerados o bien se vierten en vertederos.
- **Fango**: que se generan tanto en tratamientos primarios como en los secundarios.

Los lodos o fangos se presentan en forma líquida o semisólida y con un contenido de entre 0,25 y 12% (en peso) de sólidos, según el proceso del que precedan. Los fangos se someterán a uno u otro tratamiento según sea su origen y su carga contaminante o tóxica. Estos tratamientos intentan reducir el volumen de estos fangos. Suele estar compuesta por:

- Concentración de los fangos: Consiste en eliminar parte del agua retenida en el fango, pudiendo distinguir tres formas en función de la tecnología utilizada. Utilizar uno u otro de los métodos únicamente de las características del fango y las propiedades requeridas para los tratamientos posteriores.

- **Espesamiento**: Se emplean espesadores estáticos o dinámicos, según tengan o no rasquetas. Son unos depósitos de forma cónica en los que se concentran los fangos por decantación física.

- **Flotación**: Determinados fangos se concentran mediante un proceso de flotación ayudado por la inyección de aire.

- **Centrifugación**: Permite separar sólidos de líquidos. Se aplica a fangos muy diluidos (1-2% de sólidos) se concentran.

- Estabilización: Los fangos pueden ser estabilizados mediante digestión aerobia o anaerobia.

En el proceso de estabilización se encuentran las diferentes bacterias presentes en el proceso de depuración biológica, de modo que si existe eliminación biológica de fósforo, es decir, bioacumulación de fósforo, estarán presentes las bacterias que la realizan.

Estas bacterias como todas las demás mueren en la línea de fangos y sueltan el fósforo interior en forma de fosfatos aumentando mucho la concentración de los mismos en la línea de fangos. Esto supone un problema, pues estos fosfatos precipitan con otros compuestos químicos presentes en la línea de fangos como el amonio, el calcio o el magnesio. Esta precipitación es de diferentes precipitados pero es incontrolada.

Uno de los principales problemas presentes durante la explotación de las estaciones depuradoras de aguas es esta precipitación incontrolada, pues entre los precipitados formados con fosfato se encuentra un precipitado muy poco en agua llamado estruvita. Este precipitado se posa en tuberías y equipos disminuyendo la sección o el volumen.

Debido a que las bacterias mueren en los procesos de digestión de la línea de fangos, se precipitan en el digestor y aguas abajo en la línea de tratamiento, generando un problema de explotación que es necesario resolver.

- Deshidratación: En función del volumen de fango a deshidratar se selecciona la técnica a utilizar.

- **Eras de secado**: Consiste en la disposición de los fangos a secar sobre una superficie al aire libre dotada de un buen drenaje.

- **Filtración**: Se emplean filtros de vacío y filtros prensa para la deshidratación de fangos. Para ello se utilizan los filtros prensa o los filtros banda.

- **Centrifugación**: Permite separar sólidos de líquidos. Se aplica a fangos muy diluidos (1-2% de sólidos).

Finalmente, los fangos pueden ser secados térmicamente, aplicados agrícolamente (compostaje o aplicación directa a suelo), retirados a vertederos controlado o empleados para estabilizar o rellenar terrenos.

2.3. El fósforo [9],[10],[11],[12]

2.3.1. Descripción

El fósforo es un elemento químico con símbolo P, número atómico 15 y peso atómico 30.9738. Este elemento forma un gran número de compuestos, siendo los más importantes los fosfatos. El fósforo es un elemento vital para las formas de vida, siendo los fosfatos un compuesto esencial en los procesos de transferencia de energía tales como el metabolismo, la fotosíntesis, la acción muscular y la función nerviosa. Los ácidos nucleicos de las células están compuestos, entre otros, por fosfatos, así como un gran número de coenzimas. Por otra parte, los esqueletos de los animales vertebrados están compuestos por fosfato de calcio o hidroxiapatita.

Cerca de tres cuartas partes del fósforo total se emplean como fertilizantes. Otras aplicaciones importantes son relleno de detergentes, ablandadores de agua, nutrientes suplementarios en alimentos para animales, aditivos para alimentos y fármacos, aditivos en metalurgia, agentes de revestimiento en el tratamiento de superficies metálicas, insecticidas, plastificantes y aditivos de productos petroleros.

2.3.2. Formas del fósforo

La química del fósforo indica que pueden existir una gran cantidad de compuestos basados en el fósforo como los compuestos de carbono. La familia mejor conocida de los compuestos de fósforo es el grupo de los fosfatos.

Los fosfatos son compuestos que se basan en átomos de fósforo rodeados en una disposición tetraédrica por átomos de oxígeno. La familia de las cadenas de fosfato se basa en hileras alternadas de átomos de fósforo y oxígeno en que cada átomo de fósforo permanece en el centro de un tetraedro de cuatro átomos de oxígeno.

Una característica estructural de muchos de los compuestos del fósforo conocidos es la formación de estructuras tipo jaula como por ejemplo el fósforo blanco, P_4 , y uno de los pentóxidos de fósforo, P_4O_{10} . Las estructuras tipo red son comunes como los cristales de fósforo negro en que los átomos están enlazados unos con otros.

Con respecto al fósforo en los seres vivos, que como se ha dicho con anterioridad es fundamental para estos, el de mayor importancia biológica es el adenosintrifosfato (ATP), que es un éster de la sal, el tripolifosfato de sodio. Casi todas las reacciones en el metabolismo celular y la fotosíntesis requieren la hidrólisis de este tripolifosfato hasta su derivado pirofosfato, el adenosindifosfato (ADP).

2.3.3. Usos del fósforo

- *Fósforo blanco*: Este compuesto de fósforo se utiliza en mayor medida para producir ácido fosfórico y otros productos de la industria química. Los productos derivados del fósforo se utilizan para fabricar abonos, aditivos para alimentos y bebidas, o como agentes de limpieza entre otros. También se utilizan muy pocas cantidades para fabricar veneno para ratones y cucarachas, además de para fabricar fuegos artificiales.

También es utilizado por el ejército en determinado armamento como son los cartuchos de morteros y artillería y las granadas. Al utilizar munición con fósforo blanco se genera un humo que contiene determinada cantidad de fósforo no incendiado además de otros productos químicos. Este humo se utiliza para ocultar el movimiento de las tropas y dispersar las fuerzas enemigas sin matarlas.

- *Fosfatos*: Como se ha dicho con anterioridad, la mayor parte de los fosfatos son empleados en la industria como fertilizantes, siendo su uso unas tres cuartas partes del fosforo total empleado.

Otros empleos de los fosfatos en sus múltiples formas son como agente de saponificación de grasas, decapante de pinturas para metales, en tratamientos anticorrosión, en la industria alimentaria del queso como emulsionante y en la del jamón como aditivo para evitar la pérdida del agua, como levadura artificial en panadería y acidulante en la preparación de la masa de pan, como abrasivo en pastas de dientes y en detergentes como aditivo de ablandamiento del agua.

2.3.4. Efectos sobre la salud

- *Fósforo blanco*: Se ha demostrado que el fósforo blanco inhalado puede causar tos, que las heridas de la boca no cicatricen bien y se produzca degradación en la mandíbula (fosfocrosis). Es importante destacar que a mayoría de la información acerca de los efectos de respirar fósforo blanco proviene de estudios de trabajadores.

El fósforo blanco puede causar vómitos, calambres estomacales, daños en el hígado, corazón o riñón, somnolencia o fallecimiento por ingestión. La mayoría de la información acerca de los efectos de comer o beber fósforo blanco proviene de casos de personas que ingirieron veneno para ratones o fuegos artificiales que contenían esta sustancia.

No se sabe si las personas que ingieren sustancias que contienen fósforo blanco durante un período prolongado sufrirán efectos más graves. El contacto dérmico con fósforo blanco ardiendo produce, aparte de quemaduras, daños en el corazón, hígado y riñón.

La EPA ha determinado que el fósforo blanco no es clasificable en cuanto a carcinogenicidad en seres humanos.

- *Fosfatos*: Es el compuesto en el que más comúnmente se encuentra el fósforo. Por lo general son sustancias beneficiosas para la salud y empleadas en multitud de alimentos como quesos, salsas o jamón. Sin embargo, demasiado fosfato puede dar ciertos problemas de salud como es

el daño a los riñones y la osteoporosis, que son causadas por el uso extensivo de medicinas. Por otra parte, demasiado poco fosfato también puede causar problemas de salud por carencia de fósforo en el organismo, uno de los elementos principales.

2.3.5. Efectos sobre el medioambiente

Como ocurre con todas las sustancias químicas, los efectos que representa un elemento sobre el medio ambiente dependen fundamentalmente de la forma en la que se presenten, es decir de la sustancia en concreto que contiene dicho elemento. Por ejemplo, para el caso del fósforo los efectos sobre el medio ambiente pueden separarse en fósforo blanco, fosfatos y ortofosfatos (éstos dos últimos son los que se vierten con el agua tratada en una depuradora de aguas residuales urbanas).

-Fósforo blanco: El fósforo blanco entra en el ambiente cuando es usado en industrias para hacer otros productos químicos y cuando el ejército lo usa como munición. Por tanto esta forma del fósforo puede llegar a acabar en las aguas a través de los vertidos que realizan las fábricas donde lo usan, sin embargo es difícil que sea dispersado en esta forma pues reacciona bastante rápido con el oxígeno presente en el ambiente.

En agua con poco oxígeno, el fósforo blanco reacciona con agua para formar un compuesto llamado fosfina. La fosfina es un gas sumamente tóxico que pasa rápidamente del agua al aire, ésta es transformada en el aire a sustancias químicas menos tóxicas en menos de un día. Además si el fósforo blanco está presente en el agua se acumula en baja cantidad en los peces.

El fósforo blanco puede permanecer en el suelo unos días antes de ser transformado a sustancias químicas menos dañinas. Sin embargo, el fósforo blanco puede permanecer por miles de años en suelo más profundo y en el fondo de ríos y lagos en donde no hay oxígeno. El fósforo blanco se adhiere moderadamente al suelo y generalmente no penetra el suelo en agua deficiente en oxígeno.

- Fosfatos: Los fosfatos tienen muchos efectos sobre los organismos. Los efectos son mayormente consecuencias de las emisiones de grandes cantidades de fosfatos en el ambiente debido a la minería y los cultivos. Durante la depuración del agua los fosfatos no son a eliminados correctamente en la mayoría de las ocasiones, así que pueden expandirse a través de largas distancias cuando se encuentran en la superficie de las aguas.

Debido a la constante adición de fosfatos por los humanos y que exceden las concentraciones naturales, el ciclo del fósforo es interrumpido fuertemente.

El incremento de la concentración de fósforo en las aguas superficiales aumenta el crecimiento de organismos dependientes del fósforo, como son las algas. Estos organismos usan grandes cantidades de oxígeno y previenen que los rayos de sol entren en el agua. Esto hace que el agua sea poco adecuada para la vida de otros organismos. El fenómeno es comúnmente conocido como eutrofización.

2.3.6. Precipitados del fósforo en el proceso de Depuración de las aguas residuales ^{[13],[14],[15],[16],[17],[18],[19],[20]}

- *Estruvita*: Es un Compuesto químico formado por fosfato hexahidratado que contiene a su vez amonio y magnesio ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Poseen una formación cristalina y aparecen normalmente en la línea de fangos de una estación depuradora de aguas residuales. Es un compuesto que se ha encontrado también en los cálculos (piedras) de riñón.

Este cristal es muy poco soluble en agua aunque es muy soluble en ácidos, esta propiedad es la que genera grandes problemas de explotación en las EDARs pues se forman los cristales en la línea de fangos (exceso de fosfatos) y se deposita en las paredes de tuberías y tanques disminuyendo su sección incluso pudiendo llegar a colapsar la tubería o salidas y entradas de los tanques.

Por tanto el estruvita es un gran problema tanto en el ámbito de las aguas como para la salud, la solución no viene por solucionar el problema cuando ocurra sino por evitar que se lleve a cabo esta precipitación de forma incontrolada.

- *Hidroxiapatita*: Es un compuesto químico formado por fosfato, calcio y iones hidróxidos ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$). Tiene una formación cristalina y aparece, como la estruvita, en la línea de fangos de las depuradoras. Además este compuesto se encuentra en el cuerpo humano, representando a la mayoría de calcio y fósforo total.

Actualmente se están llevando a cabo muchos estudios médicos debido a su biocompatibilidad y bioactividad. A diferencia de la estruvita este cristal de fosfato sí que es soluble en agua de modo que no supone ningún problema en el fango y sus instalaciones pues se forma y se disuelve siguiendo el equilibrio de precipitación.

- *Variscita*: Es un compuesto químico formado por Aluminio y fosfato doblemente hidratados. ($\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Forman cristales de color verde-azulado con cristalinidad ortorrómbica y con solubilidad total en agua. En la naturaleza aparece en depósitos de agua con alto contenido en fosfato en contacto con rocas que contienen aluminio. También aparece en las líneas de fango de las depuradoras cuando se tiene algo de aluminio. Generalmente se usa como piedra decorativa

- *Newberita*: Compuesto químico parecido a la estruvita, pero con mayor solubilidad en agua. También llamado Magnesio hidrogeno fosfato tri-hidratado ($\text{Mg HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) la newberita es un mineral que forma cristales de color blanco que usualmente se utiliza de fertilizante en forma triturada. Se puede formar en la línea de fango de las depuradoras, pero es más estable en forma de estruvita si se halla amonio en el fango.

- *Vivianita*: La Vivianita es un mineral fosfatado que contiene hierro ($(\text{Fe}^{2+})^3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$). Se suele encontrar en yacimientos de hierro en formaciones graníticas en forma de cristales blancos (o verdes en el caso de que el hierro esté en forma oxidada). Es un compuesto soluble en agua y se puede encontrar en las líneas de fangos de las depuradoras con un porcentaje de hierro alto.

Su principal uso es la extracción de hierro, pero algunos raros ejemplares de cristal se pueden usar como gemas en joyerías.

- *Estrengita*: Compuesto químico formado por fosfato de hierro dihidratado ($\text{Fe}^{3+}\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). A diferencia de la Vivianita, la Estrengita es formada a partir de la Variscita en aguas que contienen hierro sustituyendo el aluminio por el hierro. Es común encontrarla en la línea de fangos en la depuradora en forma disuelta (al ser soluble en agua).

2.4. Modelos matemáticos para la simulación del tratamiento del agua residual [5],[21],[22]

El presente proyecto, cómo ya se ha comentado anteriormente, se realiza mediante un programa de simulación. Dicho programa utiliza modelos microbiológicos del agua residual, es decir que utiliza una representación matemática del funcionamiento de los microorganismos presentes en el agua residual. Hay muchos organismos diferentes presentes, sin embargo no es necesario determinar el funcionamiento de cada uno de ellos a nivel de detalle, si no que pueden describirse con ecuaciones más sencillas para grupos de bacterias cuyo funcionamiento es semejante.

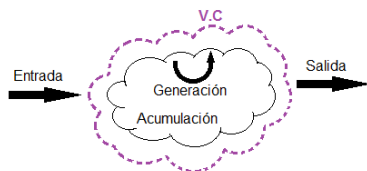
Hay varios modelos estandarizados sobre el comportamiento de los fangos en una estación depuradora, sin embargo el programa utilizado utiliza el modelo conocido como ASM2d (“Activated Sludge Model N° 2D del IWA Task Group On Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment”) para el reactor de fangos activados y el ADM1 (“Anaerobic Digestión Model N°1 del IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes”) para el digestor, por tanto son estos modelos los que se van a explicar en este apartado. El programa también utiliza modelos de sedimentación para los decantadores y los espesadores sin embargo no se pretenden desarrollar esos modelos en el presente proyecto pues no son relevantes para cumplir el objetivo de obtener fósforo.

2.4.1. Estructura de los modelos

Los modelos están formados por la estequiometría y la cinética de los procesos involucrados en el tratamiento. Estos modelos se aplican a sistemas concretos mediante la realización de balances de materia.

2.4.1.1. Balances de materia

Para explicar el balance de materia se debe suponer un volumen de control dado, es decir un elemento o elementos a los que se va a realizar este balance. Supongamos el siguiente volumen de control:



Se define acumulación como la diferencia entre lo que hay ahora y lo que había antes, por tanto puede ser negativa o positiva.

Se define entrada como el flujo de materia que entra en el volumen de control escogido, en este caso por tanto tiene signo positivo.

Se define la salida como el flujo de materia que sale del volumen de control seleccionado para el estudio, de modo que también tiene signo positivo.

Por último, se define la generación como la aparición o desaparición de sustancias por reacciones químicas, de modo que como la acumulación puede tener tanto signo negativo como positivo en función de la reacción que se esté dando.

Como se comprueba el balance de materia siempre debe tener unidades de masa por tiempo. Quedando en términos globales y sin desarrollar ningún término de la siguiente manera:

$$\textit{Acumulación} = \textit{Entrada} - \textit{Salida} + \textit{Generación}$$

Ahora se puede desarrollar cada uno de los términos para que tengan las mismas unidades en todos ellos utilizando información de la que se puede disponer mediante medidas empíricas.

- Acumulación: Como es la diferencia en el tiempo debe ser una derivada parcial respecto al tiempo, y al tener que tener unidades de masa por tiempo es necesario multiplicar la concentración del componente por el volumen de control, en el caso a estudiar es un reactor biológico.

$$\textit{Acumulación} = \frac{\partial(C \cdot V)}{\partial t}$$

- Entrada y salida: En este caso se supone que lo que entra y sale del sistema de control es un caudal de líquido, de modo que para obtener las unidades buscadas se ha de multiplicar dicho caudal por la concentración del componente al que se le está haciendo el balance de materia.

$$\textit{Entrada} = Q_e \cdot C_e$$

$$\textit{Salida} = Q_s \cdot C_s$$

- Generación: Este es el término más complicado, pues es necesario introducir en él la velocidad de reacción, que es la masa de materia que se produce o desaparece por unidad de volumen y de tiempo, de modo que es necesario multiplicarlo por el volumen estudiado para obtener las unidades deseadas.

$$\textit{Generación} = r \cdot V$$

El signo de la generación dependerá de si el balance se le hace a una sustancia que desaparece, en cuyo caso será negativo, o a una sustancia que aparece en cuyo caso será positivo.

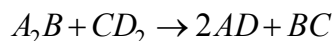
Por tanto juntando todos los términos del balance y a expensas de desarrollar el término de velocidad, que se explicará a continuación, el balance de materia de un componente A (que desaparece) queda de la siguiente manera:

$$\frac{\partial(C_A \cdot V)}{\partial t} = Q_e \cdot C_{eA} - Q_s \cdot C_{sA} - r_A \cdot V$$

2.4.1.2. Estequiometría

Para poder explicar cómo desarrollar un modelo es necesario diferenciar entre componentes y procesos dentro del sistema analizado. De modo que los componentes son las especies que definen el sistema a estudiar (componente y unidades en la que se mide), mientras que los procesos son las reacciones entre los componentes existentes (esto es lo que engloba a la estequiometría y a la cinética).

Supongamos para el análisis que se tiene una única reacción de la forma:



Es necesario ajustar la reacción, de modo que hay exactamente la misma cantidad de una sustancia (A, B, C y D) a cada lado de la reacción. El número que resulta de este ajuste y que va delante de cada compuesto se llama coeficiente estequiométrico, de modo que la estequiometría relaciona cantidades de reactivos que se consumen con los productos.

Para la reacción estudiada se tiene cuatro componentes que son A_2B , CD_2 , AD y BC (incluyendo las unidades en las que se quiera medir), mientras que al haber una única reacción química sólo se tiene un proceso.

En aguas residuales se suele expresar como la diferencia entre productos y reactivos y se normalizan los coeficientes estequiométricos en base a un componente determinado, el cual debe ser en el que se exprese la velocidad. Por tanto para el ejemplo puesto anteriormente y normalizándolo en base a AD pues la velocidad que se conoce es la de este componente se obtiene:

$$-\frac{1}{2} \cdot A_2B - \frac{1}{2} \cdot CD_2 + 1 \cdot AD + \frac{1}{2} \cdot BC = 0 \rightarrow \text{Generación} = r_{AD} \cdot V$$

Sin embargo este ejemplo está puesto para un único proceso, pero lo más habitual es que un componente intervenga en diferentes procesos de modo que la velocidad de reacción de dicho componente se debe calcular como:

$$r_i = \sum_{j=1}^n (v_{i,j} \cdot r_j)$$

Siendo:

i: Componente

j: Proceso

$v_{i,j}$: Coeficiente estequiométrico normalizado respecto al componente i.

De modo que el coeficiente estequiométrico es necesario para determinar la velocidad de reacción global de un componente dentro de una serie de procesos, así mismo, por como ha sido

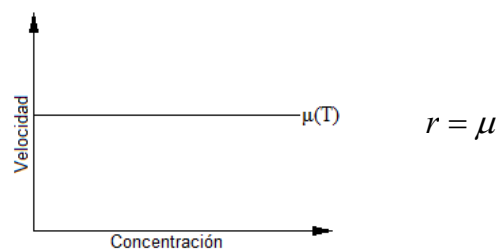
definido se sabe que si es positivo es porque se genera mientras que si es negativo es porque se consume.

Cinética

La cinética comprende la velocidad de reacción de uno o varios procesos, en este caso el proceso lo llevan a cabo las bacterias, por tanto se va a estudiar la cinética de las mismas dentro de los procesos.

En los procesos de depuración biológica se consideran los siguientes cuatro tipos de cinética:

- Orden cero: Dónde la velocidad es constante y no depende de ningún otro parámetro.



Siendo μ es el coeficiente cinético y que depende de la temperatura del proceso siguiendo la ley de Arrhenius:

$$\mu(T) = \mu(T_{ref}) \cdot \theta^{T-T_{ref}}$$

Donde:

$\mu(T_{ref})$: Es la velocidad de crecimiento a una temperatura de referencia dada.

θ : Es un coeficiente de corrección por temperatura característico de cada proceso y que tiene en cuenta la dependencia de este proceso con la temperatura.

En la **Figura 2.5.** se puede observar un ejemplo de la dependencia comentada anteriormente.

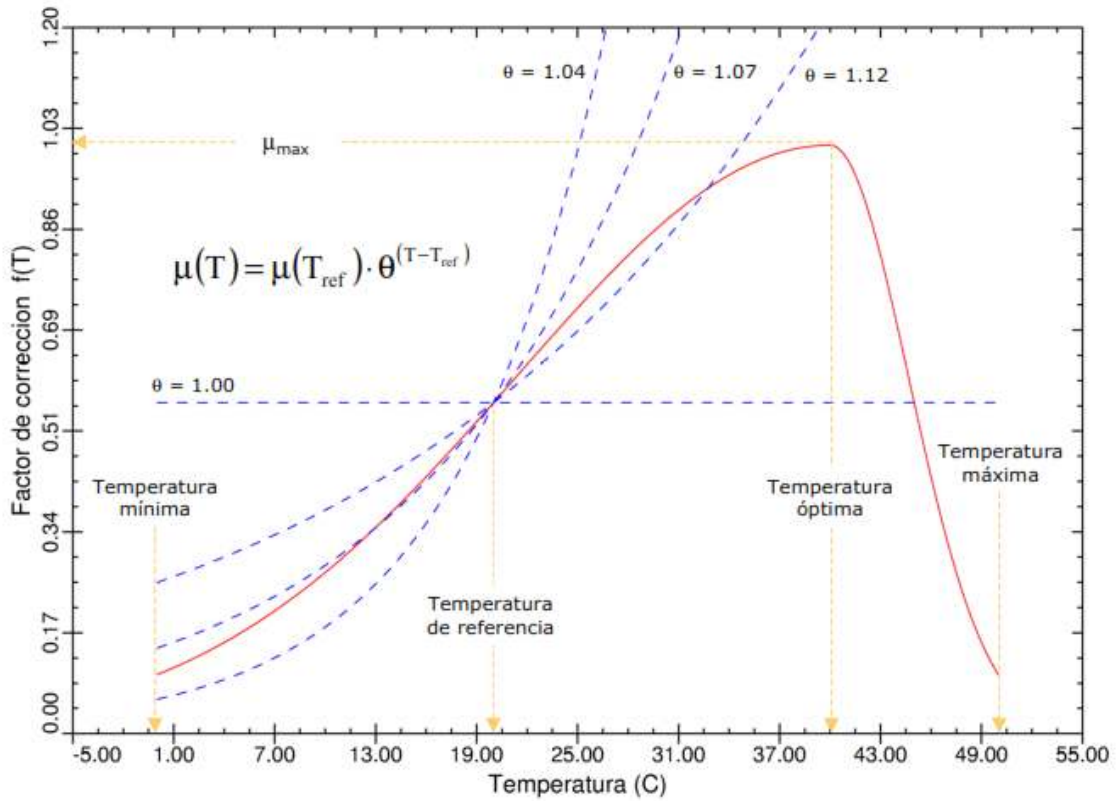
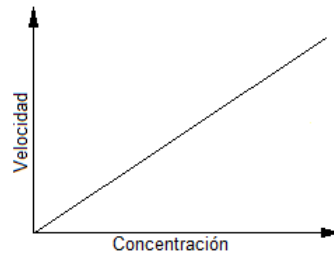


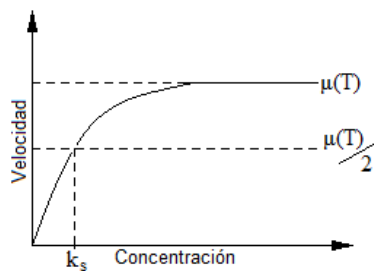
Figura 2.5. Efecto de la temperatura sobre los procesos biológicos.

- Primer orden: Dónde la velocidad depende de la concentración de uno de los componentes estudiados (X). De modo que no existe un límite de producción.



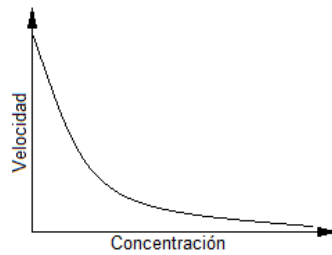
$$r = \mu \cdot X$$

- Cinética de Monod: Con esta cinética se introduce una limitación, pues a elevadas concentraciones la velocidad permanece constante e igual a la máxima.



$$r = \mu \cdot \frac{X}{X + k_s}$$

- Cinética de inhibición: Es posible que una sustancia sea inhibidora del proceso, en ese caso se debe utilizar una cinética de inhibición de manera que se represente que con forme aumente la concentración de dicha sustancia (I) se disminuya la velocidad del proceso.



$$r = \mu \cdot \frac{k_I}{I + k_I}$$

Puede darse el caso de que una misma sustancia sea necesaria y a la vez inhibidora a altas concentraciones, de modo que en la cinética deberá constar la cinética de Monod y la inhibición, sin embargo en ese caso el coeficiente cinético sería corregido porque están normalizadas.

2.4.1.3. Notación matricial

Este tipo de notación es necesaria para definir el modelo, pues es la herramienta que se utiliza para determinar los coeficientes estequiométricos desconocidos. La notación matricial consiste en una matriz del tipo:

	A1	A2	A3	A4	...	An	Velocidad
P1	v_{11}	v_{12}	v_{13}	v_{14}	...	v_{1n}	r_1
P2	v_{21}	v_{22}	v_{23}	v_{24}	...	v_{2n}	r_2
P3	v_{31}	v_{32}	v_{33}	v_{34}	...	v_{3n}	r_3
...
Pm	v_{m1}	v_{m2}	v_{m3}	v_{m4}	...	v_{mn}	r_m
C1	$i_{c1,A1}$	$i_{c1,A2}$	$i_{c1,A3}$	$i_{c1,A4}$...	$i_{c1,An}$	
C2	$i_{c2,A1}$	$i_{c2,A2}$	$i_{c2,A3}$	$i_{c2,A4}$...	$i_{c2,An}$	
...	
Cd	$i_{cd,A1}$	$i_{cd,A2}$	$i_{cd,A3}$	$i_{cd,A4}$...	$i_{cd,An}$	

Se observa que en este tipo de notación existen dos matrices, la matriz superior se conoce como la matriz estequiométrica, en la cual las columnas corresponden a los componentes y las filas a los procesos. En ella se introduce los coeficientes estequiométricos de cada componente así como la velocidad de reacción del proceso estudiado.

La matriz inferior se conoce como matriz de composición, en la cual las columnas siguen correspondiendo a los componentes pero las filas corresponden con los materiales que se conservan, éstos materiales son en los que están medidos los componentes, por ejemplo si se busca determinar el NH_4 , el cual se mide en mg de N por litro, se necesita el nitrógeno como material a conservar. Por tanto en dicha matriz de debe incluir la cantidad a conservar presente en una unidad de componente.

Estas dos matrices se utilizan para obtener los coeficientes estequiométricos desconocidos, para ello se debe hacer uso de las ecuaciones de continuidad, que tienen la siguiente forma:

$$\begin{aligned}
 v_{11} \cdot i_{c1,A1} + v_{12} \cdot i_{c1,A2} + v_{13} \cdot i_{c1,A3} + v_{14} \cdot i_{c1,A4} + \dots + v_{1n} \cdot i_{c1,An} &= 0 \\
 v_{11} \cdot i_{c2,A1} + v_{12} \cdot i_{c2,A2} + v_{13} \cdot i_{c2,A3} + v_{14} \cdot i_{c2,A4} + \dots + v_{1n} \cdot i_{c2,An} &= 0 \\
 &\dots \\
 v_{11} \cdot i_{cd,A1} + v_{12} \cdot i_{cd,A2} + v_{13} \cdot i_{cd,A3} + v_{14} \cdot i_{cd,A4} + \dots + v_{1n} \cdot i_{cd,An} &= 0
 \end{aligned}$$

Las anteriores ecuaciones, son las ecuaciones de continuidad para el proceso uno, se observa que hay tantas ecuaciones como materiales a conservar, de modo que como máximo debe haber tantas incógnitas como materiales a conservar para un mismo proceso. Para ello se hace uso de parámetros biológicos que se explicarán en cada uno de los casos.

2.4.2. Definición de las variables

Para poder describir y explicar el modelo utilizado (modelo BNRM2) es necesario definir las variables de las que consta el modelo. Estas variables son:

- Variables solubles: Su representación se realiza con una S mayúscula, y un subíndice que corresponde con el componente al que representa.

S_{O_2} (masa de O/volumen): Oxígeno disuelto.

S_F (masa DQO/volumen): Materia orgánica disuelta rápidamente biodegradable. Está constituida por la fracción de la DQO que es directamente utilizable por los organismos heterótrofos tanto aerobios como anaerobios, si bien no incluye los productos resultantes de la fermentación anaerobia.

S_A (masa de DQO/volumen): Productos de fermentación anaerobia de la materia orgánica. Básicamente están constituidos por aniones de ácidos orgánicos de cadena corta, producto de la actividad de bacterias acidogénicas. A efectos estequiométricos pueden considerarse constituidos por ion acetato.

S_{NH_4} (masa de N/volumen): Amonio y amoniaco. A efectos de cálculo de los balances de carga eléctrica en los procesos, se considerará que todo el nitrógeno amoniacal se encuentra en forma de ion amonio.

S_{NO_3} (masa de N/volumen): Nitrato y nitrito. Está constituido por el nitrógeno en forma de iones nitrato y nitrito, si bien se puede adoptar la simplificación de considerar que todo el nitrógeno oxidado se encuentra en forma de nitrato.

S_{PO_4} (masa de P/volumen): Fósforo inorgánico disuelto. Están constituidos principalmente por ortofosfatos. Para el cálculo de los balances de carga eléctrica, se

considerará que, con independencia del pH, un 50% del fósforo inorgánico disuelto se encuentra en forma de ion $H_2PO_4^-$ y el 50% restante en forma de ion HPO_4^{2-} .

S_I (masa DQO/volumen): Materia orgánica inerte disuelta. Está constituida por la materia orgánica disuelta no susceptible de biodegradación en un sistema de fangos activados. Puede formar parte de la alimentación del sistema o producirse como consecuencia de los procesos biológicos.

S_{ALK} (mol HCO_3^- /volumen): La alcalinidad proporciona una medida de la capacidad neutralizante de ácidos del agua. Se define como:

$$S_{ALK} = [HCO_3^-] + 2 \cdot [CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+]$$

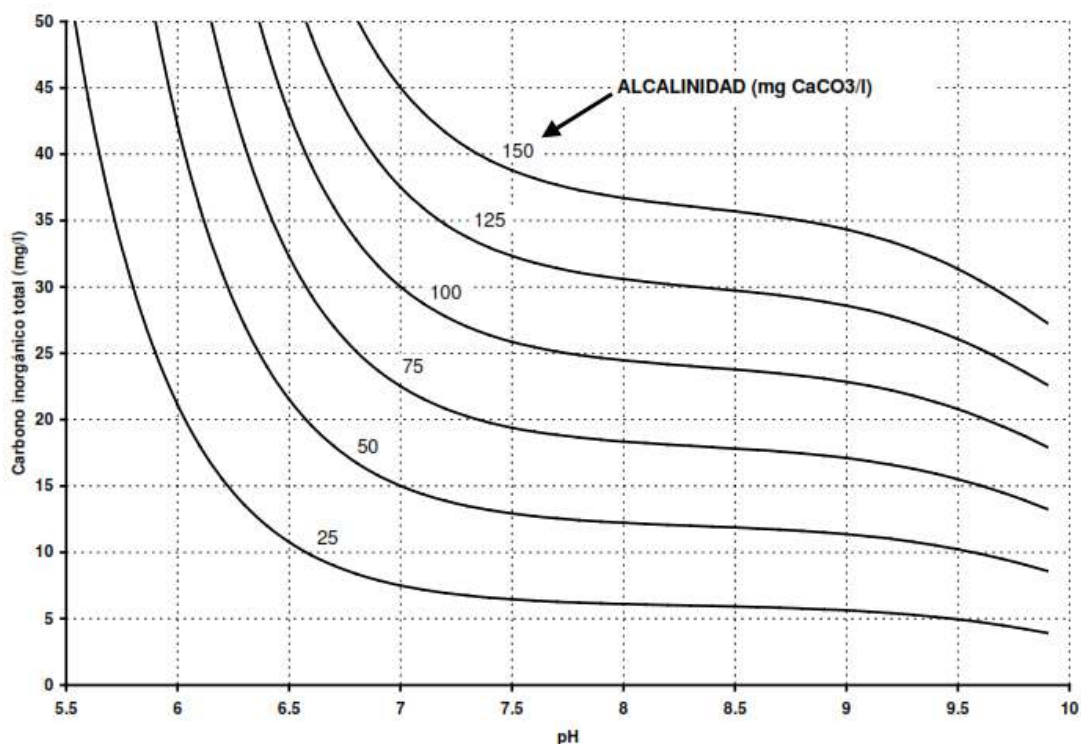


Figura 2.6. Relación entre el carbono inorgánico total, la alcalinidad y el pH.

En la **Figura 2.6.** se muestra la relación entre el carbono inorgánico total, la alcalinidad y el pH para un sistema donde las únicas especies que se producen son debidas al equilibrio de los carbonatos. Se observa que la alcalinidad aumenta principalmente debido al aporte del dióxido de carbono proveniente de la respiración de microorganismos y su inmediata conversión en iones bicarbonato y carbonato.

S_{N_2} (masa de nitrógeno/volumen): Nitrógeno molecular (N_2). Se genera como producto de la desnitrificación y, al igual que el oxígeno, puede ser transferido a través de la interfase agua-aire.

- Variables particuladas: Su representación se realiza con una X mayúscula, y un subíndice que corresponde con el componente al que representa

X_I (masa de DQO/volumen): Materia orgánica inerte en suspensión. Está constituida por la materia orgánica en suspensión no susceptible de biodegradación en un sistema de fangos activados. Puede formar parte de la alimentación del sistema o producirse como consecuencia de los procesos biológicos.

X_S (masa de DQO/volumen): Materia orgánica en suspensión lentamente biodegradable. Está constituida por la masa de sustancias orgánicas de alto peso molecular, en suspensión o en forma coloidal que son susceptibles de biodegradación únicamente después de haber sido hidrolizadas mediante reacciones enzimáticas extracelulares.

X_H (masa de DQO/volumen): Biomasa de organismos heterótrofos. Esta variable está constituida por la biomasa de todos los organismos heterótrofos tanto aerobios y facultativos como anaerobios.

X_{PAO} (masa DQO/volumen): Biomasa de organismos acumuladores de fosfatos -PAO-. No incluye la masa de polifosfatos ni de poli-hidroxicanoatos (PHA) acumulados en el interior de las células de estos organismos.

X_{PP} (masa de fósforo/volumen): Polifosfatos. Constituyen el producto básico de almacenamiento de fósforo por los organismos acumuladores de fosfatos. A efectos estequiométricos se consideran que tienen la composición $(K_{0,33}Mg_{0,33}PO_3)_n$.

X_{PHA} (masa de DQO/volumen): Productos orgánicos de almacenamiento intracelular en organismos acumuladores de fosfatos. Consisten básicamente en poli-hidroxi-alcanoatos (PHA). Algunos grupos de organismos (GAO) son capaces, en condiciones aerobias, de almacenar reservas de glucógeno de cuya hidrólisis obtienen energía en condiciones anaerobias, pudiendo mediante esta estrategia competir con los organismos acumuladores de fosfatos. No obstante, el modelo ASM2D únicamente considera como productos de almacenamiento intracelular los PHA, para simplificar el modelo.

X_{AUT} (masa de DQO/volumen): Biomasa de organismos nitrificantes. Son organismos quimiolitotróficos, aerobios estrictos, que oxidan el amonio a nitrato. Incluyen los géneros Nitrosomasas y Nitrobacter.

X_{TSS} (masa/volumen): Sólidos totales en suspensión. Incluye tanto los sólidos biológicos como los precipitados químicos de fósforo producidos.

X_{MeOH} (masa/volumen): Hidróxidos metálicos. Es la masa de hidróxidos metálicos que entran en el sistema o que se producen en él como consecuencia de la adición de reactivos químicos. A efectos estequiométricos, supondremos que está formada por $Fe(OH)_3$.

X_{MeP} (masa/volumen): Fosfatos metálicos. Es la masa de fosfatos metálicos insolubles formados por reacción del fósforo con metales o hidróxidos metálicos. A efectos estequiométricos, supondremos que está formada por $FePO_4$.

2.4.3. Definición del Modelo ASM2d

2.4.3.1. Bacterias heterótrofas

A continuación se va a explicar un poco el funcionamiento de las bacterias heterótrofas, este tipo de bacterias utiliza la materia orgánica como fuente de carbono así como dador de electrones, sin embargo se pueden encontrar diferentes tipos en función del receptor de electrones utilizado, pueden ser aerobias se utilizan el oxígeno, facultativas cuando utilizan o bien oxígeno u otro compuesto con oxígeno como puede ser el nitrato o nitrito, y por último las anaerobias, las cuales utilizan otros compuestos y deben estar en ausencia de oxígeno, ya sea molecular como en otros compuestos.

Las bacterias heterótrofas eliminan materia orgánica biodegradable, absorbiéndola en su interior a través de la pared celular, de modo que esta sustancia debe estar soluble, así que la materia orgánica particulada y de gran tamaño biodegradable debe pasar por un proceso de hidrólisis para ser degradada por las bacterias heterótrofas.

Cómo ya se ha comentado la materia orgánica se divide en suspendida (lentamente biodegradable) y soluble (fácilmente biodegradable), como esta distinción es por tamaño se comete un pequeño error.

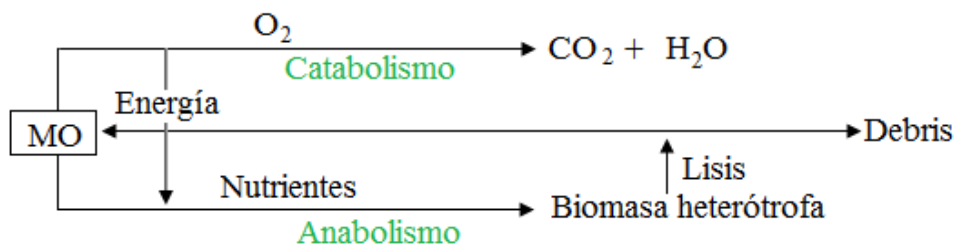


Figura 2.7. Esquema simplificado del metabolismo de las bacterias heterótrofas.

En la **Figura 2.7.** se observa un esquema bastante simplificado del metabolismo de las bacterias heterótrofas. Se observa que a grandes rasgos se pueden diferenciar entre dos procesos que se dan a la vez y que están estrechamente unidos, por un lado está el catabolismo mediante el cual las bacterias degradan la materia orgánica en presencia de un dador de electrones (oxígeno en el esquema) para convertirlo en dióxido de carbono y agua, mediante este proceso obtienen la energía necesaria para crecer y crear biomasa nueva con la ayuda de los nutrientes, a este proceso se le llama anabolismo. Por otro lado la biomasa muere mediante el proceso que se denomina lisis y se forma nueva materia orgánica biodegradable y el Debris, que es la fracción de materia orgánica inerte generada en la muerte de los microorganismos.

Cómo se ha visto anteriormente para poder establecer el modelo es necesario definir los componentes, los procesos y los materiales a conservar, en este caso y dada la explicación anterior:

- Componentes:

Solubles		Particulados
S_A (mg DQO/L)	S_{NO_3} (mg N/L)	X_S (mg DQO/L)
S_{O_2} (mg O/L)	S_{N_2} (mg N/L)	X_H (mg DQO/L)
S_F (mg DQO/L)	S_I (mg DQO/L)	X_I (mg DQO/L)
S_{NH_4} (mg N/L)	S_{ALK} (mol HCO_3^- /L)	X_{SST} (mg SST/L)
S_{PO_4} (mg P/L)		

- Materiales a conservar:

DQO (mg)

N (mg)

P (mg)

Carga (mol)

SST (mg)

- Procesos:

1: Crecimiento de X_H aerobio con S_F

2: Crecimiento de X_H aerobio con S_A

3: Crecimiento de X_H anóxico con S_F

4: Crecimiento de X_H anóxico con S_A

5: Lisis X_H

6: Hidrólisis X_S aerobia

7: Hidrólisis X_S anóxica

8: Hidrólisis X_S anaerobia

9: Fermentación $S_F \rightarrow S_A$

La fermentación es un proceso que en el modelo se les atribuye a las bacterias heterótrofas por simplificar el modelo, pero es un vacío.

C. P.	S _A	S _{O2}	S _F	S _{NH4}	S _{PO4}	S _{NO3}	S _{N2}	S _I	S _{ALK}	X _S	X _H	X _I	X _{SST}	r
1	-	A	$\frac{-1}{Y_H}$	B	C	-	-	-	D	-	1	-	E	r ₁
2	$\frac{-1}{Y_H}$	F	-	G	H	-	-	-	J	-	1	-	J	r ₂
3	-	-	$\frac{-1}{Y_H}$	K	L	M	-M	-	N	-	1	-	Ñ	r ₃
4	$\frac{-1}{Y_H}$	-	-	O	P	Q	-Q	-	R	-	1	-	S	r ₄
5	-	-	-	T	U	-	-	-	V	W	-1	f_{XI}	X	r ₅
6	-	-	Y	Z	AA	-	-	f_{SI}	BB	-1	-	-	CC	r ₆
7	-	-	DD	EE	FF	-	-	f_{SI}	GG	-1	-	-	HH	r ₇
8	-	-	II	JJ	KK	-	-	f_{SI}	LL	-1	-	-	MM	r ₈
9	-	-	-1	ÑÑ	OO	-	-	-	PP	-	-	-	QQ	r ₉
mg DQO	1	-1	1	0	0	$\frac{-64}{14}$	$\frac{-48}{28}$	1	0	1	1	1	0*	
mg N	0	0	i_{NSF}	1	0	1	1	i_{NSI}	0	i_{NXS}	i_{NBM}	i_{NXI}	0*	
mg P	0	0	i_{PSF}	0	1	0	0	i_{PSI}	0	i_{PXS}	i_{PBM}	i_{PXI}	0*	
Mol Carga	$\frac{-1}{64}$	0	0	$\frac{1}{14}$	$\frac{-3}{31}$	$\frac{-1}{14}$	0	0	-1	0	0	0	0	
mg SS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	i_{SSXS}	i_{SSBM}	i_{SSXI}	1	

*Estos materiales a conservar si tienen sólidos, sin embargo como los SS es un componente ficticio. Si se conservase se contaría el nitrógeno, el fósforo y la DQO por duplicado.

La matriz anterior es la correspondiente al modelo ASTM2d para las bacterias heterótrofas, sin embargo está incompleta, los valores de la matriz estequiométrica se completan como se ha explicado anteriormente, utilizando las ecuaciones de continuidad, sin embargo para poder aplicarlas y que haya tantas incógnitas como ecuaciones o incluso menos es necesario definir los siguientes términos biológicos:

$$0 < Y_H = \frac{\text{Biomasa producida}}{\text{Sustrato consumido}} \left(\frac{\text{g DQO}}{\text{g DQO}} \right) < 1$$

$$0 < f_{SI} = \frac{\text{Debris producida}}{X_S \text{ hidrolizada}} \left(\frac{\text{g DQO}}{\text{g DQO}} \right) \leq 1$$

$$0 < f_{SI} = \frac{\text{Debris producida}}{\text{Biomasa muerta}} \left(\frac{\text{g DQO}}{\text{g DQO}} \right) \leq 1$$

Para la Y_H interesa un valor pequeño pues de esa manera se consume más sustrato y se degrada más materia orgánica del agua residual, en lo que respecta al factor de lisis puede llegar a ser uno si todo lo que se produce tras la muerte es Debris, sin embargo no ocurre de esa manera normalmente.

Con lo que respecta a la matriz de conservación, ésta debe ser conocida en su totalidad y es posible rellenarla utilizando balances, reacciones químicas, cambios de unidades... conociendo las fórmulas estequiométricas de cada uno de los componentes y las unidades en las que se miden.

Por último para que el modelo para las bacterias heterótrofas este completo se debe introducir la cinética para cada uno de los procesos estudiados, para ello se debe hacer uno de lo explicado anteriormente de las cinéticas y del funcionamiento metabólico de las bacterias. Se obtienen las siguientes cinéticas de resultado:

$$r_1 = \mu_H(T) \cdot \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + k_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + k_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{S_{PO_4} + k_{PO_4}} \cdot \frac{S_F}{S_F + k_{SF}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_H \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A}$$

$$r_2 = \mu_H(T) \cdot \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + k_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + k_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{S_{PO_4} + k_{PO_4}} \cdot \frac{S_A}{S_A + k_{SA}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_H \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A}$$

$$r_3 = \mu_H(T) \cdot \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + k_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{S_{PO_4} + k_{PO_4}} \cdot \frac{S_F}{S_F + k_{SF}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + k_{SNO_3}} \cdot \frac{k_{IO_2}}{S_{O_2} + k_{IO_2}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A}$$

$$r_4 = \mu_H(T) \cdot \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + k_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{S_{PO_4} + k_{PO_4}} \cdot \frac{S_A}{S_A + k_{SA}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + k_{SNO_3}} \cdot \frac{k_{IO_2}}{S_{O_2} + k_{IO_2}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A}$$

$$r_5 = b_H(T) \cdot X_H$$

$$r_6 = k(T) \cdot \frac{X_S / X_H}{k_{XS} + X_S / X_H} \cdot \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + k_{O_2}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_H$$

$$r_7 = k(T) \cdot \frac{X_S / X_H}{k_{XS} + X_S / X_H} \cdot \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + k_{SNO_3}} \cdot \frac{k_{IO_2}}{S_{O_2} + k_{IO_2}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_H \cdot \eta_{NO_3}$$

$$r_8 = k(T) \cdot \frac{X_S / X_H}{k_{XS} + X_S / X_H} \cdot \frac{k_{IO_2}}{S_{O_2} + k_{IO_2}} \cdot \frac{k_{INO_3}}{S_{NO_3} + k_{INO_3}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_H \cdot \eta_{FE}$$

$$r_9 = q_{FE}(T) \cdot \frac{S_F}{S_F + k_{SF}} \cdot \frac{k_{IO2}}{S_{O2} + k_{IO2}} \cdot \frac{k_{INO3}}{S_{NO3} + k_{INO3}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_H$$

El último factor de la cinética de crecimiento de las bacterias heterótrofas tanto aerobio como anóxico y utilizando cualquier tipo de substrato es el factor de reparto, es porque hay dos sustratos, si no se incluyese este factor se contaría como que las bacterias estarían creciendo el doble de lo que en realidad están creciendo.

El factor η se utiliza para distinguir el hecho de que no todas las bacterias heterótrofas son capaces de realizar ese proceso, solo una cantidad de ellas definida por ese factor, que por tanto será menor que la unidad.

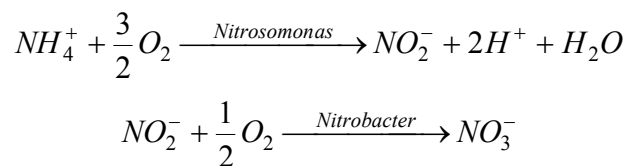
Cabe destacar que las constantes de semisaturación son propias de cada componente en cada proceso, de modo que no tendrán el mismo valor para los nueve procesos estudiados.

Por último destacar que en la hidrólisis el substrato se incluye con una Monod por unidad de bacteria, eso es debido a que al ser un material particulado, la degradación está limitada por superficie.

2.4.3.2. Bacterias autótrofas

A continuación se va a explicar un poco el funcionamiento de las bacterias autótrofas, este tipo de bacterias utiliza el dióxido de carbono como fuente de carbono, el amonio o nitrato como dador de electrones, en función del tipo de bacterias autótrofas que sean como se verá a continuación. Se trata de bacterias aerobias por tanto utilizan al oxígeno como aceptor de electrones.

Al haber dos tipos de dadores de electrones para las bacterias autótrofas también hay dos tipos de bacterias, las Nitrosomonas y las Nitrobacter, las cuales realizan las siguientes reacciones:



Cómo se distinguen dos tipo de reacción o tipos de familia, también se distinguen dos tipos de metabolismo.

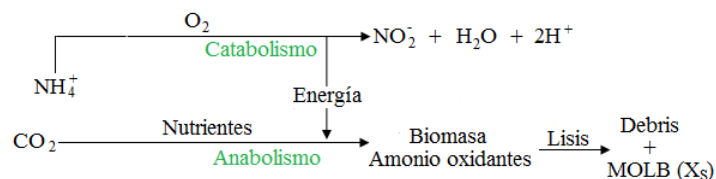


Figura 2.8. Esquema simplificado del metabolismo de las bacterias autótrofas amonio oxidantes.

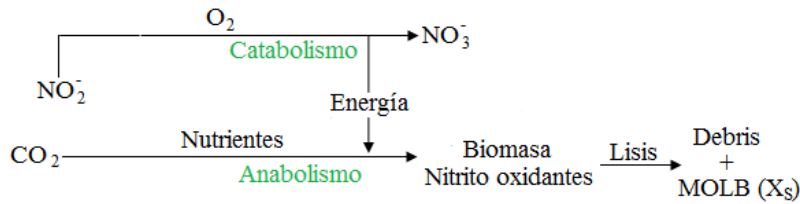


Figura 2.9. Esquema simplificado del metabolismo de las bacterias autótrofas nitrato oxidantes.

En la **Figura 2.8.** se muestra el esquema simplificado del metabolismo de las bacterias amonio oxidantes mientras que en la **Figura 2.9.** se muestra el esquema simplificado del metabolismo de las bacterias nitrato oxidantes. Como ya se ha comentado antes ambos tipos de bacterias heterótrofas funcionan de la misma manera, por tanto se va a realizar la explicación conjunta de los esquemas. Las bacterias autótrofas así como las heterótrofas realizan dos procesos, el catabolismo, a través del cual cogen el substrato (ya sea amonio o nitrato) y con la presencia de oxígeno lo degradan para obtener la energía necesaria para poder generar más biomasa autótrofa mediante el catabolismo. Para ello se requiere de la presencia de dióxido de carbono y nutrientes, esta biomasa, al ser organismos vivos llegado un momento mueren (lisis) generando por una parte el Debris, y por otra materia orgánica participada biodegradable (MOLB), la cual las bacterias heterótrofas hidrolizarán para obtener el substrato necesario para su metabolismo.

El proceso que realizan las Nitrobacter es mucho más rápido que el que realizan las Nitrosomonas, de modo a efectos prácticos se puede considerar que el amonio pasa directamente a nitrato gracias a las bacterias autótrofas. Esta simplificación es la que se considera en el modelo ASTM2d de fangos activados.

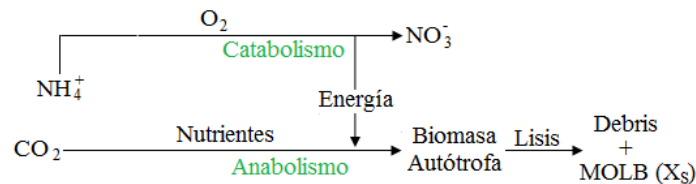


Figura 2.10. Esquema simplificado del metabolismo de las bacterias autótrofas.

Por tanto para obtener el modelo de las bacterias autótrofas es necesario fijarse en la **Figura 2.10.**, a partir de la cual se pueden extraer los siguientes componentes, materiales a conservar y procesos:

- Componentes:

Solubles		Particulados
S_{O_2} (mg O/L)	S_{NO_3} (mg N/L)	X_S (mg DQO/L)
S_{NH_4} (mg N/L)	S_{ALK} (mol HCO_3^- /L)	X_{Aut} (mg DQO/L)
S_{PO_4} (mg P/L)		X_I (mg DQO/L)
		X_{SST} (mg SST/L)

- Materiales a conservar:

DQO (mg)
 N (mg)
 P (mg)
 Carga (mol)
 SST (mg)

- Procesos:

10: Crecimiento de X_{Aut}

11: Lisis de X_{Aut}

C. P.	S_{O_2}	S_{NH_4}	S_{PO_4}	S_{NO_3}	S_{ALK}	X_S	X_{Aut}	X_I	X_{SST}	r
10	A	$\frac{-1}{Y_{Aut}}$	B	C	D	-	1	-	E	r_{10}
11	-	F	G	-	H	I	-1	f_{XI}	J	R_{11}
mg DQO	-1	0	0	$\frac{-64}{14}$	0	1	1	1	0*	
mg N	0	1	0	1	0	i_{NXS}	i_{NBM}	i_{NXI}	0*	
mg P	0	0	1	0	0	i_{PXS}	i_{PBM}	i_{PXI}	0*	
Mol Carga	0	$\frac{1}{14}$	$\frac{-3}{31}$	$\frac{-1}{14}$	-1	0	0	0	0	
mg SS	0	0	0	0	0	i_{SSXS}	i_{SSBM}	i_{SSXI}	1	

*Estos materiales a conservar si tienen sólidos, sin embargo como los SS es un componente ficticio. Si se conservase se contaría el nitrógeno, el fósforo y la DQO por duplicado.

La matriz anterior es la correspondiente al modelo ASTM2d para las bacterias autótrofas, como en el caso de las heterótrofas la matriz se debe completar de la misma manera. Para este caso los parámetros biológicos son los siguientes:

$$0 < Y_{Aut} = \frac{\text{Biomasa producida}}{\text{Sustrato consumido}} \left(\frac{g \text{ DQO}}{g \text{ DQO}} \right) < 1$$

$$0 < f_{XI} = \frac{\text{Debris producida}}{\text{Biomasa muerta}} \left(\frac{g \text{ DQO}}{g \text{ DQO}} \right) \leq 1$$

La matriz de conservación es exactamente la misma para todo el modelo, de modo que sólo es necesario añadir componentes que no se haya explicado en los grupos de bacterias anteriores, en este caso las bacterias autótrofas.

Por último, como para las bacterias heterótrofas es necesario introducir la cinética de los dos procesos considerados para las bacterias autótrofas.

$$r_{10} = \mu_{Aut}(T) \cdot \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + k_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + k_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{S_{PO_4} + k_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_{Aut}$$

$$r_{11} = b_{Aut}(T) \cdot X_{Aut}$$

Como ocurre con las bacterias heterótrofas, las constantes de semisaturación son propias de cada componente en cada proceso, de modo que no tendrán el mismo valor para los nueve procesos estudiados.

2.5.3.2. Bacterias PAO's

A continuación se pretende explicar el funcionamiento de las bacterias PAO (Polyphosphate-accumulating organisms). Las bacterias PAO son mucho más complejas que las bacterias heterótrofas y las bacterias autótrofas. Son organismos capaces de almacenar fósforo en su interior como un compuesto biopolimérico llamado polifosfato (PP). Sin embargo para ello requieren de una materia orgánica especial, que son los ácidos grasos volátiles, en representación de los mismos se habla de ácido acético pues es la gran mayoría.

Este tipo de organismos pueden crecer tanto en condiciones aerobias como anóxicas, oxidando para ello sustancias internas llamadas poli-hidroxiclcanoatos (PHA).

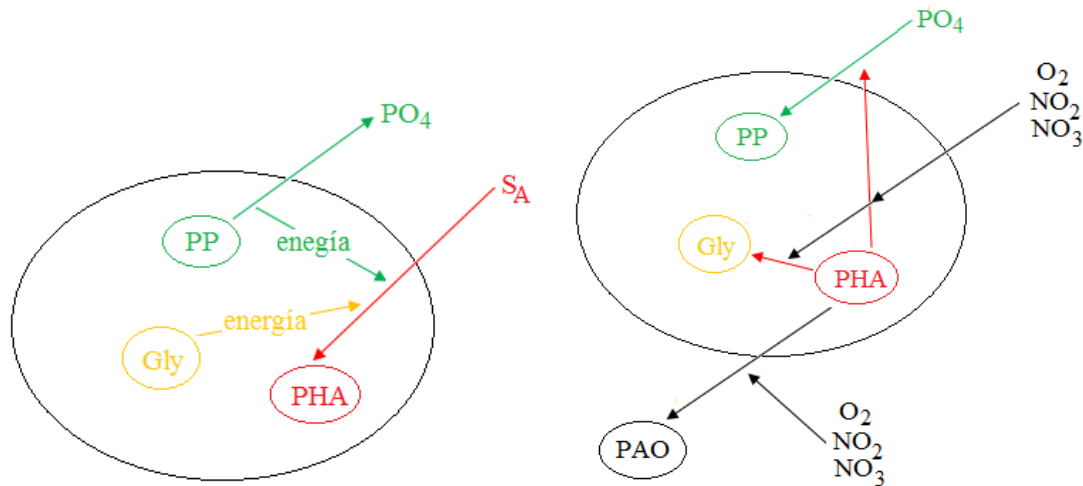


Figura 2.11. Esquema simplificado del metabolismo de las bacterias acumuladoras de fósforo (PAO).

En la **Figura 2.11.** se observa un esquema simplificado del metabolismo de las bacterias PAO. En la parte derecha se observa un proceso que hacen en todas las condiciones pues como se observa no requiere ningún aceptor de electrones. Sin embargo habitualmente este proceso se realiza en condiciones anaerobias de forma forzada porque en condiciones aerobias existe un tipo de bacterias heterótrofas conocidas como las bacterias GAO que utilizan el ácido acético

como sustrato y al crecer más rápido que las PAO no dejando materia orgánica para estas. Sin embargo las bacterias GAO requieren de la presencia de oxígeno o nitratos y nitritos. En la parte izquierda se observa un proceso que sólo puede llevarse a cabo en condiciones aerobia anoxicas ya que requiere de un aceptor de electrones.

En condiciones anaerobias las bacterias PAO almacenan el ácido acético que cogen en forma de un biopolímero al que se le denomina PHA. Sin embargo la energía necesaria para llevar a cabo este proceso la obtienen de degradar otra sustancia polimérica formada por fósforo a la que se denomina PP y de degradar otro biopolímero acumulado intracelular mente que es el glucógeno. Al degradar el polifosfato el fósforo que estaba acumulado en el interior sale al exterior de la bacteria en forma de fosfato, el polifosfato no está formado únicamente por fósforo de modo que también salen al exterior iones magnesio e iones de potasio.

En condiciones aerobias gastan parte del PHA generado para adquirir la energía necesaria para almacenar más polifosfatos a partir del fosfato exterior, magnesio y potasio. Otra parte se gasta en reponer las reservas de glucógeno gastadas en la fase anterior y por último se gasta otra parte para crecer, sin embargo esto solo ocurre en presencia de oxígeno.

Estas bacterias se utilizan para eliminar fósforo porque en condiciones aerobias o anóxicas toman más fósforo del que soltaron en fases anteriores. La evolución de cada uno de los parámetros que intervienen en las dos condiciones de trabajo se muestra en la **Figura 2.12**.

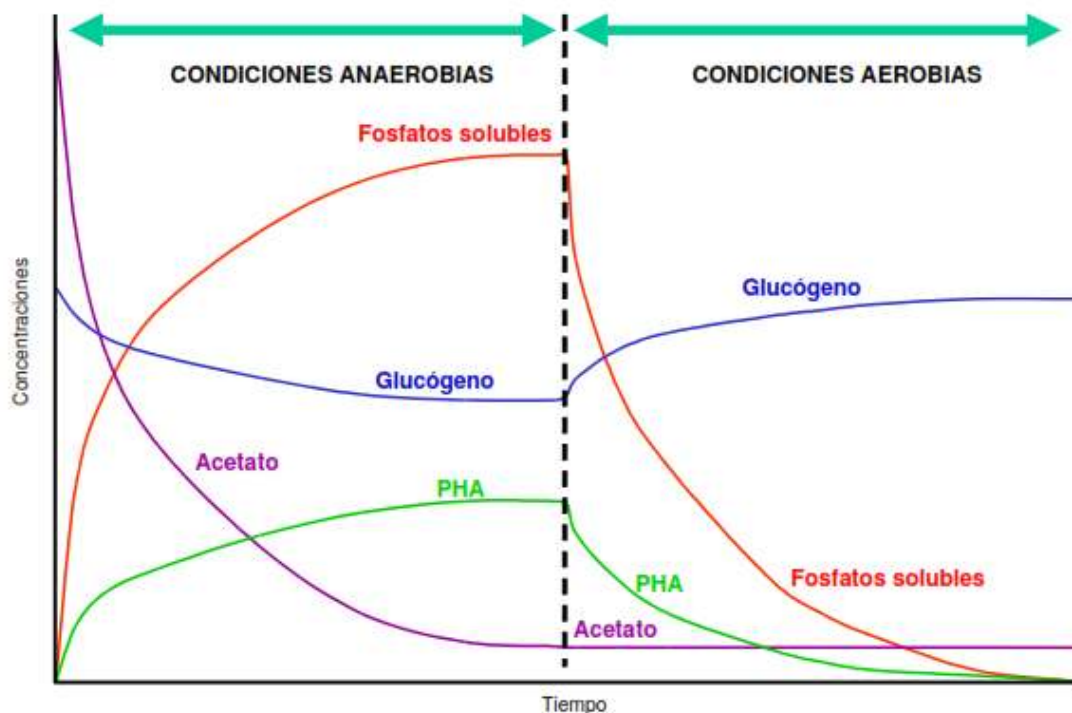


Figura 2.12. Evolución de los componentes tanto internos como externos en el metabolismo de las bacterias PAO.

Con todo lo explicado anteriormente se deducen que de forma simplificada y sin tener en cuenta el glucónego para no dificultar el modelo, se pueden deducir los siguientes componentes, materiales a conservar y procesos:

- Componentes:

Solubles		Particulados	
S_{O_2} (mg O/L)	S_{PO_4} (mg P/L)	X_S (mg DQO/L)	X_{PHA} (mg DQO/L)
S_A (mg N/L)	S_{ALK} (mol HCO_3^- /L)	X_{PAO} (mg DQO/L)	X_{PP} (mg P/L)
S_{NO_3} (mg N/L)		X_I (mg DQO/L)	X_{SST} (mg SST/L)

- Materiales a conservar:

DQO (mg)
 N (mg)
 P (mg)
 Carga (mol)
 SST (mg)

- Procesos:

12: Almacenamiento de PHA
 13: Almacenamiento aerobio de PP
 14: Almacenamiento anóxico de PP
 15: Crecimiento aerobio de PAO
 16: Crecimiento anóxico de PAO
 17: Crecimiento anaerobio de PAO
 18: Lisis PAO
 19: Lisis PP
 20: Lisis PHA

C. P.	S _{O2}	S _{PO4}	S _{NO3}	S _{NH4}	S _{ALK}	S _A	X _S	X _{PAO}	X _I	X _{SST}	X _{PHA}	X _{PP}	r
12	-	Y_{PO4}	-	-	A	B	-	-	-	C	1	D	r ₁₂
13	E	F	-	-	G	-	-	-	-	H	$-Y_{PHA}$	1	r ₁₃
14	-	I	J	-	K	-	-	-	-	M	$-Y_{PHA}$	1	r ₁₄
15	L	Ñ	-	O	P	-	-	1	-	Q	$-\frac{1}{Y_{PAO}}$	-	r ₁₅
16	-	R	S	T	U	-	-	1	-	V	$-\frac{1}{Y_{PAO}}$	-	r ₁₆
17	-	W	-	X	Y	-	-	1	-	Z	$-\frac{1}{Y_{PAO}}$	-	r ₁₇
18	-	AA	-	BB	CC	-	DD	-1	f_{XI}	EE	-	-	r ₁₈
19	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1	r ₁₉
20	-										-1	-	r ₂₀
mg DQO	-1	0	$\frac{-64}{14}$	0	0		1	1	1	0*	1	0	
mg N	0	0	1	1	0		i_{NXS}	i_{NBM}	i_{NXI}	0*	0	0	
mg P	0	1	0	0	0		i_{PXS}	i_{PBM}	i_{PXI}	0*	0	1	
Mol Carga	0	$\frac{-3}{31}$	$\frac{-1}{14}$	$\frac{1}{14}$	-1		0	0	0	0	0	0	
mg SS	0	0	0	0	0		i_{SSXS}	i_{SSBM}	i_{SSXI}	1	i_{SSXPHA}	i_{SSXPP}	

*Estos materiales a conservar si tienen sólidos, sin embargo como los SS es un componente ficticio. Si se conservase se contaría el nitrógeno, el fósforo y la DQO por duplicado.

La matriz anterior es la correspondiente al modelo ASTM2d para las bacterias acumuladoras de fósforo (PAO), como en los casos anteriores la matriz se debe completar de la misma manera. Para este caso los parámetros biológicos son los siguientes:

$$0 < Y_{PAO} = \frac{\text{Biomasa producida} \left(\frac{g \text{ DQO}}{g \text{ DQO}} \right)}{\text{Sustrado consumido} \left(\frac{g \text{ DQO}}{g \text{ DQO}} \right)} < 1$$

$$0 < Y_{PHA} = \frac{\text{PHA consumida} \left(\frac{g \text{ DQO}}{g \text{ DQO}} \right)}{\text{PP almacenado} \left(\frac{g \text{ DQO}}{g \text{ DQO}} \right)} < 1$$

$$0 < Y_{PO4} = \frac{\text{PO4 producido} \left(\frac{g \text{ DQO}}{g \text{ DQO}} \right)}{\text{PHA Almacenado} \left(\frac{g \text{ DQO}}{g \text{ DQO}} \right)} < 1$$

$$0 < f_{XI} = \frac{\text{Debris producida} \left(\frac{g \text{ DQO}}{g \text{ DQO}} \right)}{\text{Biomasa muerta} \left(\frac{g \text{ DQO}}{g \text{ DQO}} \right)} \leq 1$$

La matriz de conservación es exactamente la misma para todo el modelo, de modo que sólo es necesario añadir componentes que no se haya explicado en los grupos de bacterias anteriores, en este caso las bacterias PAO, el PHA y el PP.

Por último, como para las bacterias anteriores es necesario introducir la cinética de los dos procesos considerados.

$$r_{12} = q_{PHA}(T) \cdot \frac{S_A}{S_A + k_A} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot \frac{X_{PP}/X_{PAO}}{k_{PP} + X_{PP}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$$

$$r_{13} = q_{PP}(T) \cdot \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + k_{O_2}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{S_{PO_4} + k_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA}/X_{PAO}}{k_{PHA} + X_{PHA}/X_{PAO}} \cdot I_{PP/PAO} \cdot X_{PAO}$$

$$r_{14} = q_{PP}(T) \cdot \frac{k_{O_2}}{S_{O_2} + k_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + k_{NO_3}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{S_{PO_4} + k_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA}/X_{PAO}}{k_{PHA} + X_{PHA}/X_{PAO}} \cdot I_{PP/PAO} \cdot X_{PAO} \cdot \eta_{NO_3}$$

$$r_{15} = \mu_{PAO}(T) \cdot \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + k_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + k_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{S_{PO_4} + k_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA}/X_{PAO}}{k_{PHA} + X_{PHA}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$$

$$r_{16} = \mu_{PAO}(T) \cdot \frac{k_{O_2}}{S_{O_2} + k_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + k_{NO_3}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + k_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{S_{PO_4} + k_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA}/X_{PAO}}{k_{PHA} + X_{PHA}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO} \cdot \eta_{NO_3}$$

$$r_{17} = \mu_{PAO}(T) \cdot \frac{k_{O_2}}{S_{O_2} + k_{O_2}} \cdot \frac{k_{NO_3}}{S_{NO_3} + k_{NO_3}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + k_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{S_{PO_4} + k_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot \frac{X_{PHA}/X_{PAO}}{k_{PHA} + X_{PHA}/X_{PAO}} \cdot X_{PAO} \cdot \eta_{NO_3}$$

$$r_{18} = b_{PAO}(T) \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_{PAO}$$

$$r_{19} = b_{PP}(T) \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_{PP}$$

$$r_{20} = b_{PHA}(T) \cdot \frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + k_{ALK}} \cdot X_{PHA}$$

Como en el caso de las bacterias heterótrofas, el factor η se utiliza para distinguir el hecho de que no todas las bacterias heterótrofas son capaces de realizar ese proceso. También las constantes de semisaturación son propias de cada componente en cada proceso, de modo que no tendrán el mismo valor para los nueve procesos estudiados.

Se observa que en las cinéticas de acumulación de polifosfatos existe un término de inhibición por unidad de bacteria, se añade pues cuanto más PP tienen en el interior menos almacenan hasta llegar a un punto en el que no almacenan nada.

Por último destacar que en todos los procesos salvo las lisis, el término de PHA o PP está por unidades de bacteria, esto es porque estos componentes son intracelulares. Además el factor del fósforo incluido en la cinética de almacenamiento de PHA se introduce pues reduce el efecto de inhibición del proceso por acumulación de XPHA cuando baja la concentración celular de polifosfatos.

2.5.4. Digestión anaerobia

En el presente proyecto no se va a desarrollar la explicación del modelo de digestión anaerobia que utiliza el DESASS, pues a la hora de simular no se trabaja con el digestor, ya que todas las modificaciones que se pueden proponer deben de ser antes de este elemento.

A pesar de ello se va a describir brevemente cada uno de los procesos que se llevan a cabo, los cuales se muestran en la **Figura 2.13**.

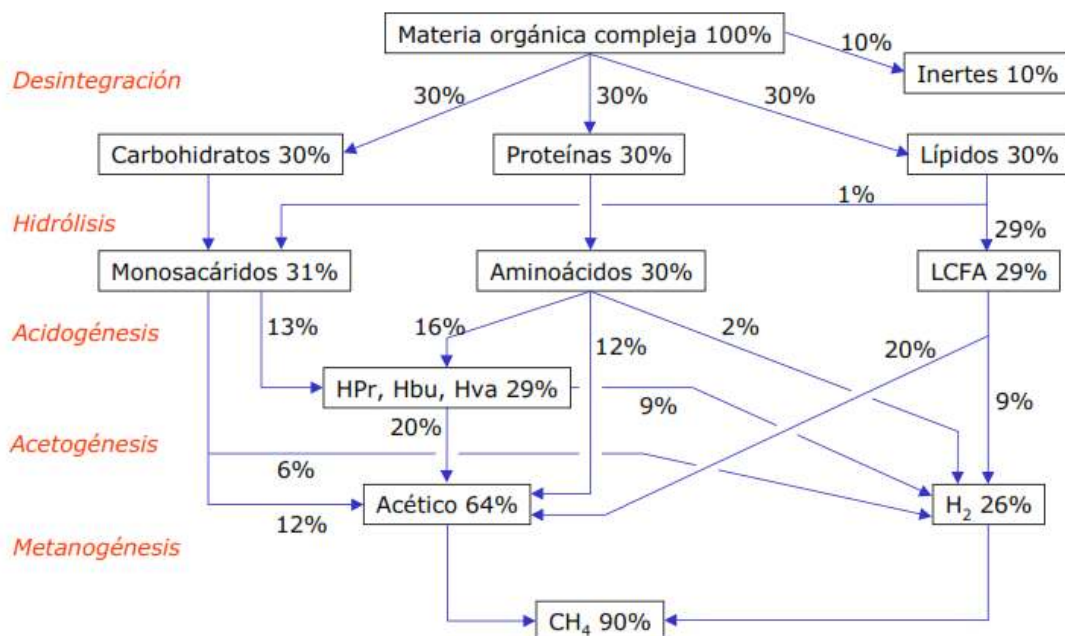


Figura 2.13. Transformaciones de la materia orgánica compleja (valores en DQO) durante la digestión anaerobia.

- Desintegración e hidrólisis: Son los procesos extracelulares, ya sean biológicos o no, que producen la ruptura de compuestos orgánicos de alto peso molecular, para formar compuesto más pequeños y solubles. Los productos suelen ser carbohidratos, proteínas y lípidos.

Después de desintegrarse la materia orgánica, se hidrolizan los carbohidratos, las proteínas y los lípidos.

- Acidogénesis: Es el proceso comúnmente denominado fermentación. En este proceso las bacterias ácido génicas toman los materiales orgánicos de la etapa anterior y los transforman en ácidos volátiles sin la intervención de aceptores o donantes electrónicos.

- Acetogénesis: En esta etapa las bacterias acetilénicas toman los ácidos grasos de cadena corta anteriores y los transporta en ácido acético. Para llevar a cabo este proceso se requiere el uno de aceptores de electrones como pueden ser el dióxido de carbono o hidrogeniones.

- Metanogénesis: En esta etapa se incluyen todos los procesos que impliquen la formación de metano. Esta producción puede ser utilizando acetato (metanogénesis acetilástica) realizada por unas bacterias a las que denominaremos MAC. O bien a parte de hidrógeno (metanogénesis hidrogenotrófica) realizado por otras bacterias diferentes llamadas MH_2 .

La digestión es un proceso que se suele llevar a cabo en calefacción, pues a elevadas temperaturas mejor trabajan las bacterias anaerobias. Esto se puede observar en la **Figura 2.14**.

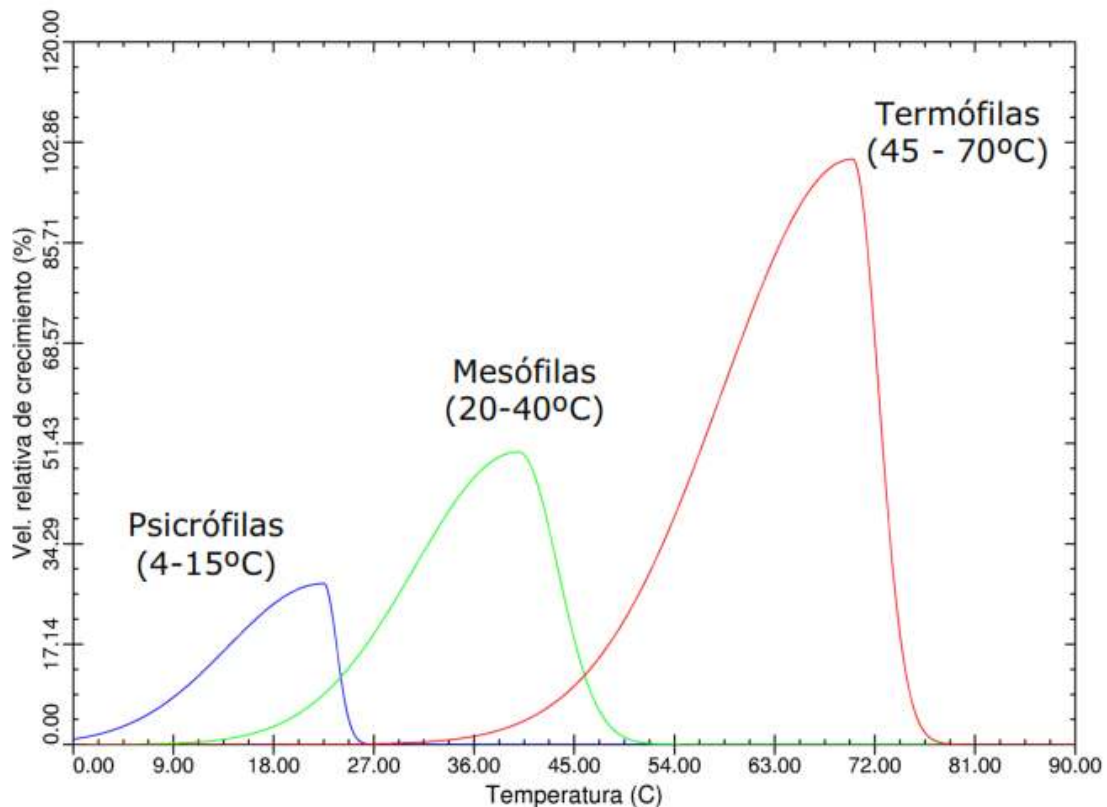


Figura 2.14. Efecto de la temperatura sobre la velocidad de crecimiento de los organismos metanogénicos.

Se observa que entre zona y zona no hay crecimiento, es decir que hay temperaturas para las cuales las bacterias metanogénicas no crecen. De modo que es importante controlar la temperatura del digestor anaerobio.

- Lisis: Hace referencia a todas las bacterias implicadas en el modelo de digestión.

- Inhibiciones: Para este modelo de digestión es necesario tener en cuenta tres inhibiciones, una por pH en los procesos de acidogénesis y metanogénesis hidrogenotrófica, una inhibición por pH e hidrógeno en los procesos de acetogénesis, y una inhibición por pH y amoníaco libre en la metanogénesis acetoclástica.

- Procesos físico –químicos: además de todos los procesos biológicos explicados anteriormente, en el modelo también se tienen en cuenta otro tipo de procesos entre los que se encuentran los equilibrios de disociación y los equilibrios gas-líquido (formación de biogás).

2.4.5. Modelo globalizado

Un modelo global es aquel modelo que es capaz de modelar una planta entera. En apartados anteriores se ha explicado cómo modelar la parte de la línea de aguas y posteriormente se ha comentado muy por encima el modelo de la línea de digestión, si se unen ambos modelos y se añaden los modelos de precipitación química de minerales en la línea de fangos se dispone de un modelo globalizado.

El modelo globalizado más habitual es el BNMR2, el cuál puede calcular el decantador primario (incluyendo fermentación si se desea); el reactor de fangos activados capaz de eliminar materia orgánica, nitrógeno y fósforo; decantador secundario; digestión anaerobia y aerobia y espesadores o flotadores.

Si se utilizan modelos diferentes para cada unidad de tratamiento como se ha realizado la explicación es necesario conectar los parámetros de los dos modelos, con un modelo conjunto sólo es necesario incluir todos los parámetros y procesos de la EDAR desde un principio.

En el caso explicado, por ejemplo en el modelo de aguas no se considera una materia orgánica soluble y biodegradable que funciona como sustrato para las bacterias heterótrofas, pues aparece en la línea de fangos y en la de aguas tras recircular los sobrenadantes. Esta variable es un ácido de cadena relativamente larga y soluble, que se llama ácido propionico. De modo que si se trabaja con modelo globalizado para las bacterias heterótrofas hay que añadir los procesos de crecimiento con ácido propionico, tanto aerobio como anóxico y por tanto cambiar no sólo la matriz sino también las cinéticas.

El programa de simulación DESASS utiliza el modelo global BNMR1.

3. Materiales y Metodología

3.1. Materiales

Cómo ya se ha comentado anteriormente el presente proyecto de investigación no se realiza en un laboratorio, pues se trata de un proyecto realizado por simulación, de modo que únicamente hace falta el programa de simulación y un ordenador con licencia.

En ese caso se va a utilizar el programa de simulación denominado DESASS (DEsign and Simulation of Activated Sludge Systems), que es un programa de simulación de estaciones depuradoras de agua creado por el grupo de investigación CalAgua. El Programa de simulación utilizado fue diseñado en el sistema operativo de Windows, se programó para que destacase por su velocidad de cálculo, la presentación gráfica y el fácil manejo.

DESASS permite simular gran variedad de instalaciones y procesos para la depuración de las aguas residuales, que incluyen desde modelos sencillos para eliminar un único contaminante hasta los diseños complejos para eliminar nutrientes de forma tanto química como biológica. Además permite simular no solo la depuración de las aguas en sí, sino también el tratamiento de los fangos extraídos durante el proceso que tiene su propio tratamiento particular.

Debido a que uno de sus fines es educativo está diseñado para que se aprenda rápidamente a manejarlo, aunque el proceso de cálculo llevado a cabo sea bastante complejo.

3.2. Metodología

3.2.1. Uso del programa de simulación

En este apartado se pretende comentar superficialmente el programa de simulación utilizado, explicando cómo funciona cada uno de los elementos necesarios para la simulación de la planta estudiada y la información requerida para poder realizar las simulaciones.

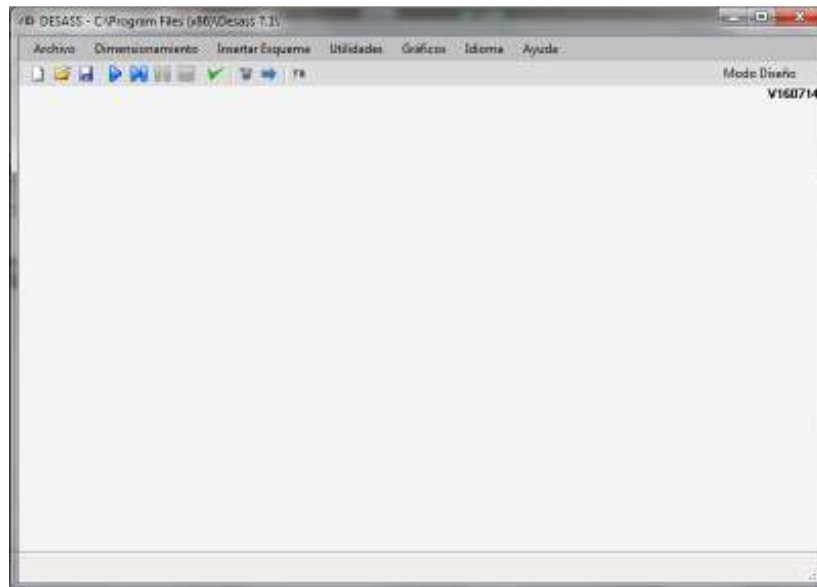


Figura 3.1. Pantalla principal del programa de simulación DESASS.

En la **Figura 3.1.** se puede observar la pantalla principal del programa DESASS, donde se pueden diferenciar la parte superior en la que se encuentra una barra de herramientas con los comandos principales del programa que son: crear un archivo de DESASS nuevo, abrir uno existente, guardar el proyecto que se está realizando, inicial simulación, pausa, parar, verificar el esquema de la planta introducido, introducir elementos, introducir líneas y por último ver el nombre de los elementos.

En la parte inferior, que es prácticamente toda la ventana se observa la pantalla de diseño, en ella se debe ir introduciendo los elementos y las líneas correspondientes. Además el programa permite introducir esquemas ya estandarizados del ámbito de depuración de las aguas residuales como por ejemplo tres tipos de elutriaciones diferentes del fango primario o esquema A2O entre otros. Esta aplicación es muy útil a la hora de diseñar una planta nueva.

Los elementos de la instalación se pueden introducir mediante un método de introducción rápido que dispone el programa de simulación en la barra de herramientas tal cual se ha comentado anteriormente, se puede observar en las siguientes imágenes.



Figura 3.2. Menú principal para insertar elementos de depuración en el programa de simulación DESASS.

En la **Figura 3.2.** se observa el menú para introducir los elementos de la instalación, al colocarse con el ratón sobre cada uno de los dibujos se indica que elemento es, y colocarlo es tan sencillo como hacer click sobre el elemento en la barra de herramientas y después repetirlo sobre la zona de trabajo del programa.



Figura 3.3. Menú principal para insertar líneas en el programa de simulación DESASS.

Por otro lado, en la **Figura 3.3.** se observan los tipos de línea que se pueden introducir, al colocarse sobre cada línea se indica que línea es, pero a rasgos generales las líneas azules corresponden a la línea de aguas, las rojas a la de fangos y las rosas y moradas a la de biogás. Todos los tipos de línea pueden ser de entrada, de salida o intermedias. Cabe destacar que las líneas de recirculación de fangos son verdes. Las líneas necesarias se introducen como los elementos, haciendo click en la línea que se quiere y sobre el elemento o los elementos de la instalación implicados.

Para eliminar los elementos o las líneas es tan sencillo como seleccionarlas haciendo click sobre ellas y pulsar el botón suprimir.

Agua de entrada

El agua de entrada a la planta, o a cualquier elemento de la instalación es la flecha azul seguida de dos líneas perpendiculares a la flecha pero paralelas entre sí (ver **Figura 3.4**). Este elemento, por tanto, no se puede introducir solo, si no que requiere de uno de los elementos, ya sea un decantador primario, como un reactor biológico e incluso un decantador secundario.



Figura 3.4. Línea de entrada de agua, junto con un elemento de entrada (decantador primario) en el programa de simulación DESASS.

El agua de entrada es la corriente más importante para cualquier simulación, pues es lo que determina prácticamente las condiciones y resultado de todos los elementos, es por eso que es necesario introducir la caracterización del agua residual influente más precisa que se tenga tanto para la simulación de depuradoras ya existentes como para el diseño de una nueva depuradora.

Para introducir las características del agua residual influente a la planta se hace doble click son el botón izquierdo sobre la flecha, obteniéndose de esa manera una ventana como la que se muestra en la **Figura 3.5**.

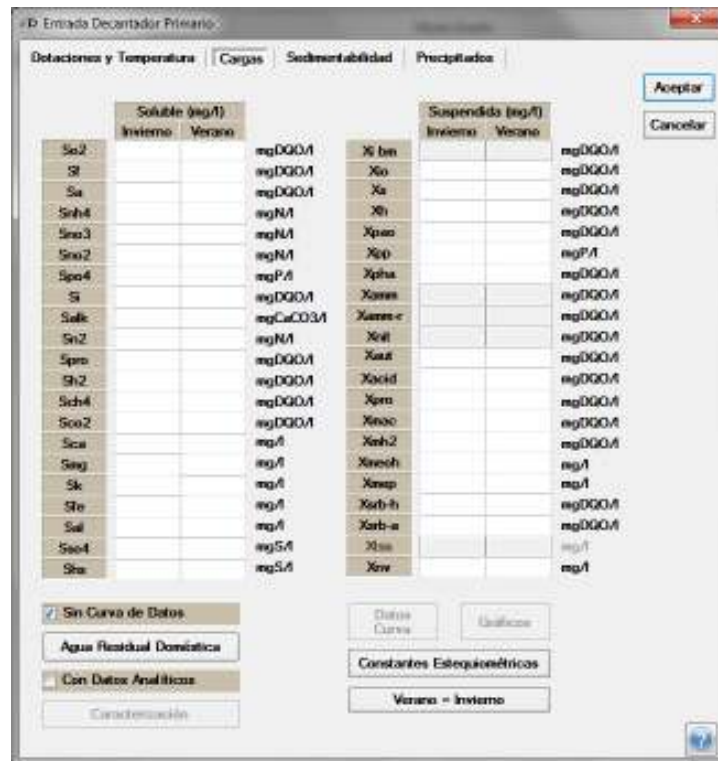


Figura 3.5. Ventana de características de la flecha de entrada de agua residual en el programa de simulación **DESASS**.

Se observa que requiere de una gran cantidad de parámetros, sin embargo para facilitar el diseño y la simulación de procesos a personas con menor experiencia dispone del botón de “Agua Residual Doméstica”, al hacer click sobre los campos se rellenan con valores habituales del agua residual urbana. Generalmente se utiliza esta agua modificando los parámetros necesarios para adaptar el agua modelo de la simulación al agua residual.

Se puede observar que muchos parámetros no son medibles analíticamente como es la materia orgánica soluble fermentable (Sf) o la materia orgánica suspendida e inerte (Xi) entre otras. Esto es porque son parámetros que no se pueden medir directamente si no que se deben calcular a partir de otros parámetros que si se pueden obtener de forma analítica. De modo que los parámetros analíticos necesarios para la caracterización del agua residual son los que se muestran en la **Tabla 3.1**.

Tabla 3.1. Características necesarias que se pueden analizar para la caracterización del agua residual de entrada en el programa de simulación DESASS.

Parámetro	Unidades	Parámetro	Unidades	Parámetro	Unidades
DQOT	mg DQO/L	S _{Pro}	mg DQO /L	SP _{O4}	mg P/L
% Soluble DQOT	Tanto por 1	S _{NH4}	mg N/L	P _T	mg P/L
DBOI	mg DQO /L	S _{NO3}	mg N/L	% Sol. P _T	Tanto por 1
% Soluble DBOI	Tanto por 1	N _T	mg N/L	SS	mg SS/L
S _A	mg DQO /L	% Sol. N _T	Tanto por 1	% SS volátiles	Tanto por 1

Con esos valores que se pueden obtener de forma analítica se pretenden calcular los parámetros que se especifican en la entrada de agua residual, para ello se debe hacer uso de las siguientes fórmulas:

$$S_I = DQO_{sol} - DBO_{l,sol} = DQO_T \cdot \% Sol - DBO_{l,T} \cdot \% Sol \quad (3.1)$$

$$S_F = DQO_{sol} - S_A - S_I - S_{PRO} \quad (3.2)$$

$$X_I = DQO_{susp} - DBO_{l,susp} = DQO_T \cdot (1 - \% Sol) - DBO_{l,T} \cdot (1 - \% Sol) \quad (3.3)$$

$$X_S = DQO_{susp} - X_I \quad (3.4)$$

$$X_{SSNV} = SS \cdot (1 - \% Sol) \quad (3.5)$$

$$X_{SSV} = SS \cdot \% Sol \quad (3.6)$$

Si tras realizar estos cálculos se introducen los valores concretos en el modelo y se simula se comprueba que en los resultados de la línea de entrada, que se muestran al hacer doble click con el botón derecho, el nitrógeno total, el fósforo y los sólidos no coinciden, eso es debido a los contenidos de nutrientes y de sólidos del agua de entrada, pues el programa tiene por defecto unos típicos para el agua residual urbana que cuadra con el agua modelo que incluye pero no con el resto de las aguas. Es por ello que es necesario calcular estos contenidos, para ello se debe hacer uso de los balances de materia y una serie de condiciones que se especifican a continuación:

- Nitrógeno:

$$N_{T,sol} = S_{NH4} + S_{NO3} + S_F \cdot i_{NSF} + S_I \cdot i_{NSI} \quad (3.7)$$

$$N_{T,susp} = N_T + N_{T,sol} = X_S \cdot i_{NXS} + X_I \cdot i_{NXI} \quad (3.8)$$

Se observa en los balances de materia realizados al nitrógeno total del agua de entrada que se obtienen dos ecuaciones y cuatro incógnitas por lo que se sabe que tiene infinitas soluciones. Además de los balances es necesario tener en cuenta que debe haber mayor cantidad de nitrógeno en la parte suspendida de la materia orgánica biodegradable que en la soluble, de modo que como condición se establece:

$$\text{Condición: } i_{NXS} \geq i_{NSF}$$

Por tanto cualquier resultado que se obtenga de los balances de materia y que cumpla la condición es válido para el cálculo, sin embargo no se pueden hacer los cálculos sin criterio ninguno, pues los valores de los contenidos deben ser coherentes y lógicos, para ello se especifican a continuación dos posibles soluciones:

Solución 1:

$$\begin{aligned} i_{NXI} &= 0,03 \xrightarrow{(3.8)} i_{NXS} \\ i_{NSF} &= i_{NXS} \xrightarrow{(3.7)} i_{NSI} \end{aligned}$$

Solución 2:

$$\left. \begin{aligned} i_{NXI} &= 0,03 \xrightarrow{(3.8)} i_{NXS} \\ i_{NSI} &= 0,01 \xrightarrow{(3.7)} i_{NSF} \end{aligned} \right\} i_{NXS} \geq i_{NSF} ?$$

Los valores propuestos para los contenidos son los valores típicos que aparecen por defecto en el programa de simulación DESASS. Estas soluciones son para favorecer los cálculos y tener una idea del rango en el que se mueven estos valores para hacer los cambios con lógica.

- Fósforo:

$$P_{T,sol} = S_{PO4} + S_F \cdot i_{PSF} + S_I \cdot i_{PSI} \quad (3.9)$$

$$P_{T,susp} = P_T + P_{T,sol} = X_S \cdot i_{PXS} + X_I \cdot i_{PXI} \quad (3.10)$$

Se observa que como en el caso del nitrógeno se dispone de dos ecuaciones y cuatro incógnitas, de modo que se debe proceder de la misma manera.

$$\text{Condición: } i_{PXS} \geq i_{PSF}$$

Por tanto, como en el caso del nitrógeno, cualquier resultado que se obtenga de los balances de materia y que cumpla la condición es válido para el cálculo. En este caso se proponen las mismas dos soluciones que para el nitrógeno:

Solución 1:

$$\begin{aligned} i_{PXI} &= 0,01 \xrightarrow{(3.10)} i_{PXS} \\ i_{PSF} &= i_{PXS} \xrightarrow{(3.9)} i_{PSI} \end{aligned}$$

Solución 2:

$$\left. \begin{aligned} i_{PXI} &= 0,01 \xrightarrow{(3.10)} i_{PXS} \\ i_{PSI} &= 0 \xrightarrow{(3.9)} i_{PSF} \end{aligned} \right\} i_{PXS} \geq i_{PSF} ?$$

También se han propuesto los valores típicos según el DESASS para realizar unos cálculos previos de los contenidos.

- Sólidos suspendidos:

$$SS_T = X_{SSNV} + X_S \cdot i_{SSTXS} + S_I \cdot i_{SSTXI} \quad (3.11)$$

En este caso se observa que tras realizar el balance de materia a los sólidos suspendidos, se dispone de una ecuación y dos incógnitas, de modo que para resolverlo se debe fijar un valor y calcular el otro pues en este caso no debe cumplirse ninguna condición. A continuación se exponen dos posibles soluciones basándose en los resultados típicos del DESASS para estos parámetros.

Solución 1:

$$i_{SSTXS} = 0,7 \xrightarrow{(3.11)} i_{SSTXI}$$

Solución 2:

$$i_{SSTXI} = 0,7 \xrightarrow{(3.11)} i_{SSTXS}$$

Con estos cálculos se hace un cálculo preliminar del agua residual urbana, en caso de diseño puede llegar a ser el definitivo, sin embargo a la hora de simular una depuradora ya existente es necesario que estos valores coincidan con la realidad para poder reproducir el comportamiento.

Una vez calculados los contenidos de nitrógeno, fósforo y sólidos suspendidos se debe introducir estos valores en el modelo de la simulación, para ello se debe hacer click en el botón de "constantes estequiométricas" que se muestra en la ventana del agua de entrada. Al hacer click en el botón se obtiene una ventana como la que se muestra en la **Figura 3.6**.

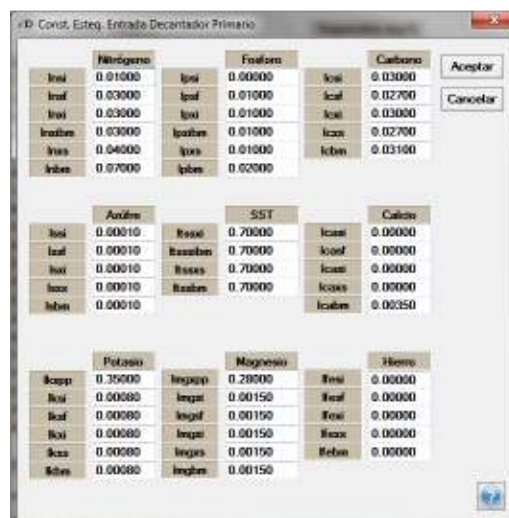


Figura 3.6. Ventana de "constantes estequiométricas" del agua residual de entrada en el programa de simulación DESASS.

Además de las cargas es necesario determinar también parámetros de las dotaciones y temperatura, en la cual se debe especificar la temperatura de entrada caudales, pH... Esta pestaña se muestra en la **Figura 3.7**.

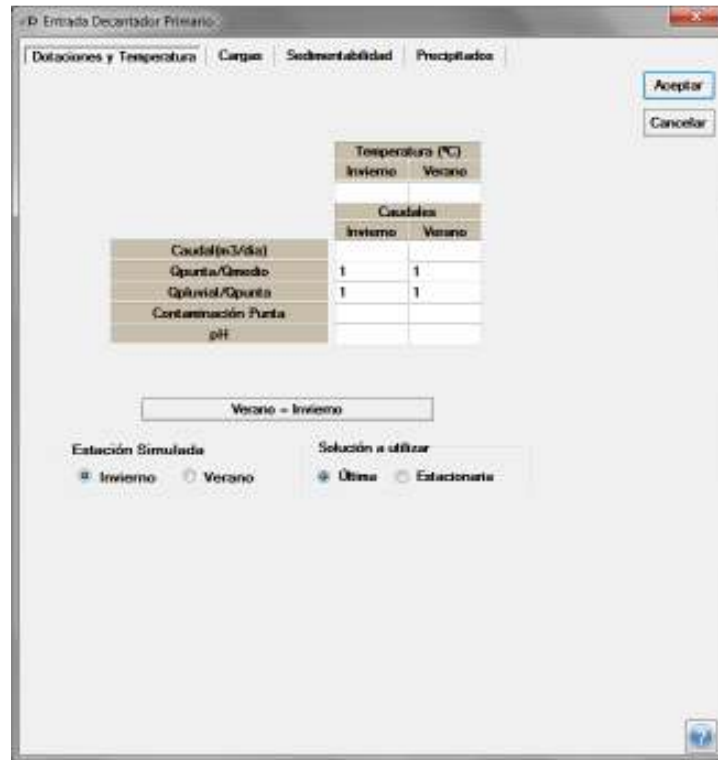


Figura 3.7. Ventana de dotaciones y temperatura del agua residual de entrada en el programa de simulación DESASS.

Se observa que cómo para las cargas se dispone de valores típicos por si acaso alguno es desconocido en el agua residual de entrada. Se puede observar que además de las dos pestañas comentadas se dispone también de sedimentabilidad y de precipitados, estas dos pestañas no se van a comentar en el presente proyecto pues no se utilizan generalmente en la simulación de procesos.

Decantador primario

El decantador primario necesita una flecha de entrada, otra de salida, que puede ir a parar a otro elemento de la planta o no (según lo que se quiera simular) y una salida de fangos, tal y como se observa en **Figura 3.8**.



Figura 3.8. Esquema completo de un decantador primario en el programa de simulación DESASS.

Se puede acceder a los parámetros del decantador primario al hacer doble click con el botón izquierdo sobre el elemento previamente colocado en la zona de trabajo. Los parámetros disponibles para el decantador secundario son los que se muestran en la siguiente captura de pantalla.



Figura 3.9. Pestaña de generales de la ventana de diseño de un decantador primario en el programa de simulación DESASS.

En la **Figura 3.9.** se observan la ventana de diseño del decantador primario, en la pestaña generales se observan valores típicos de los parámetros de diseño que pueden ser modificados siempre y cuando cumplan los criterios de diseño establecidos, así como el número de unidades o la concentración de fangos producidos. También se puede especificar las extracción que se da lugar en el decantador primario e incluso introducir el esquema de elutriación del fango primario para aumentar la eliminación biológica de fósforo en la planta.

Se observa que hay parámetros que son modificables y otros cuyo campo está en gris, eso diferencia los parámetros que se pueden introducir o modificar según la planta de la que se dispone de los parámetros que calcula el programa.

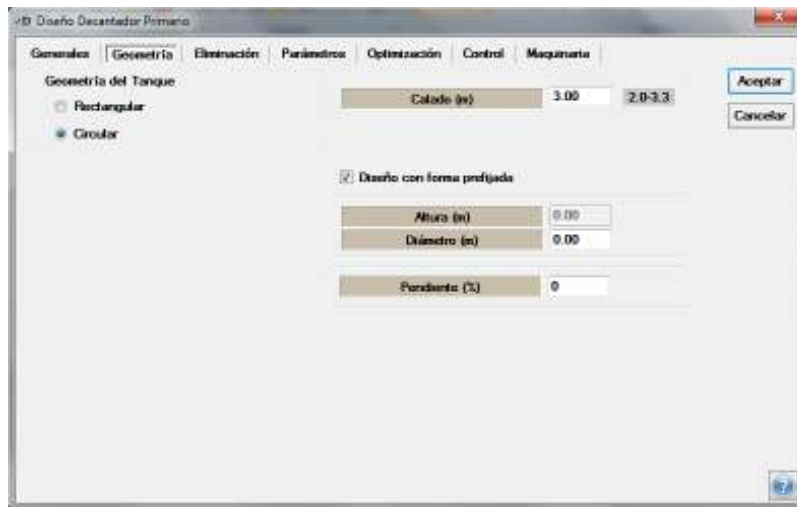


Figura 3.10. Pestaña de geometría de la ventana de diseño de un decantador primario en el programa de simulación DESASS.

En la **Figura 3.10.** se observa la pestaña de geometría del diseño del decantador primario. Esta pestaña es fundamental para la simulación de depuradoras ya existentes, pues permite seleccionar el diseño con forma prefijada y poder introducir así las dimensiones reales del decantador primario. Sin embargo, en cualquier caso se permite modificar el calado o la forma del tanque.

Eliminación es una pestaña donde se indica tras los cálculos el porcentaje de sólidos que está eliminando el decantador primario introducido, ya sea en fase diseño o uno real que se pretende simular.



Figura 3.11. Pestaña de parámetros de la ventana de diseño de un decantador primario en el programa de simulación DESASS.

En la **Figura 3.11.** se observa la pestaña de parámetros del diseño del decantador primario, donde se permite introducir el número de capas que se hacen en el decantador para realizar los cálculos de sedimentación, como por dónde se introduce el alimento. Además se permite seleccionar si se quiere utilizar los datos del fango de entrada para calcular la sedimentación o introducir un IVF analítico y estimar los parámetros de sedimentación con ese valor o incluso determinarlos en un laboratorio e introducirlos a mano.

La pestaña de optimización, por su parte, son valores no modificables en el modo diseño que corresponden con la altura máxima de los sólidos en metros y la concentración de ácidos que se desea en mg/L.

Por último, la pestaña de control, también corresponde a valores que no se pueden modificar y que permiten controlar el buen funcionamiento de la planta, según la simulación, pues en la vida real también depende de la explotación de la misma. Los parámetros que se controlan son: la altura de los sólidos en m, el pH de referencia, caudal máximo de la bomba de purga en m³/d, el caudal máximo de la bomba de recirculación en m³/d y el tiempo de respuesta de la bomba. No son parámetros que se miren habitualmente, pues si hay problemas o algún parámetro se sale fuera de lo habitual el programa da aviso al usuario.

Reactor biológico

El reactor biológico es un elemento que se puede introducir como elemento principal, con la entrada de agua (si se pretende hacer un esquema de oxidación total) o como elemento posterior al decantador primario (ver **Figura 3.12**). El elemento reactor biológico simula un reactor de tipo mezcla completa, de modo que si se busca simular un reactor de tipo pistón se debe acudir a colocar varios reactores de mezcla completa en serie de longitudes muy pequeñas, normalmente con unos 11 reactores es suficiente, pero se pueden añadir todos los que se quiera. También se puede acudir a insertar el esquema predeterminado de DESASS para un reactor de flujo pistón, que introduce 10 reactores en serie.

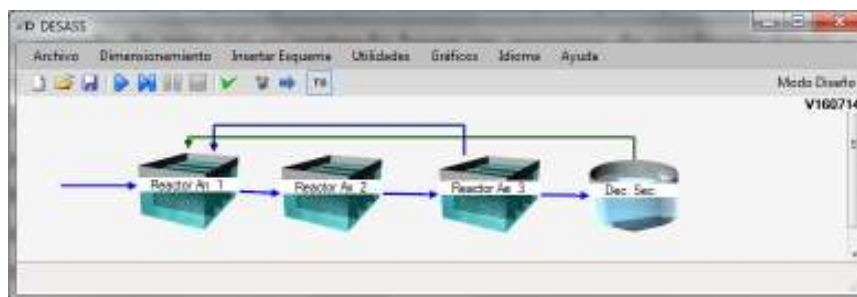


Figura 3.12. Esquema de un reactor biológico dotado de las recirculaciones adecuadas para la eliminación de nutrientes en el programa de simulación DESASS.

Se puede acceder a los parámetros de diseño de cada uno de los reactores haciendo doble click con el botón derecho sobre el elemento del reactor biológico dando lugar a la siguiente ventana.



Figura 3.13. Pestaña de generales de la ventana de diseño de un módulo de reactor biológico en el programa de simulación DESASS.

En la **Figura 3.13.** se observa la pestaña de parámetros generales del diseño de un reactor de fangos activados, donde se observa que se puede trabajar a una temperatura determinada dentro del reactor o que está venga definida por la temperatura del agua de entrada, lo que permite simular o diseñar reactores a diferente temperatura de la ambiente. También se observa que se puede diseñar el reactor utilizando el parámetro de edad de fango que es lo que viene por defecto o utilizando el parámetro de carga másica. Se puede distinguir los tipos de reactor, es decir, si se trata de un reactor aerobio, anaerobio o anóxico, lo que permite diseñar procesos de eliminación biológica de nutrientes además de determinar el tipo de reactor se puede establecer la concentración de oxígeno que hay en cada reactor e incluso diseñar la aireación mediante la introducción de soplantes (este apartado no se va a explicar en el presente proyecto pues no se utiliza). Junto con el oxígeno se permite establecer las recirculaciones si las hubiera, el programa detecta los reactores en los que se introduce una recirculación y permite cambiarlas.

Para poder simular EDARs ya existentes se puede trabajar con un volumen de reactor prefijado, que viene definido por la geometría del mismo, tal y como se muestra en la pestaña de geometría del reactor biológico (ver **Figura 3.14**).

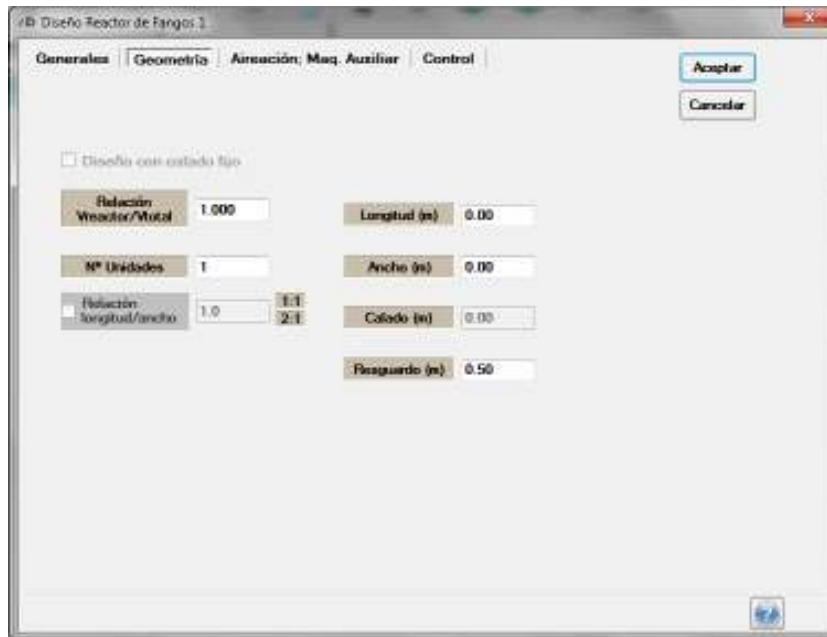


Figura 3.14. Pestaña de geometría de la ventana de diseño de un módulo de reactor biológico en el programa de simulación DESASS.

Además de todo lo comentado anteriormente en la pestaña de generales se puede mirar o modificar la cinética de cada una de las bacterias que contempla el modelo microbiológico, y de los procesos de precipitación como se observa en la **Figura 3.15**.

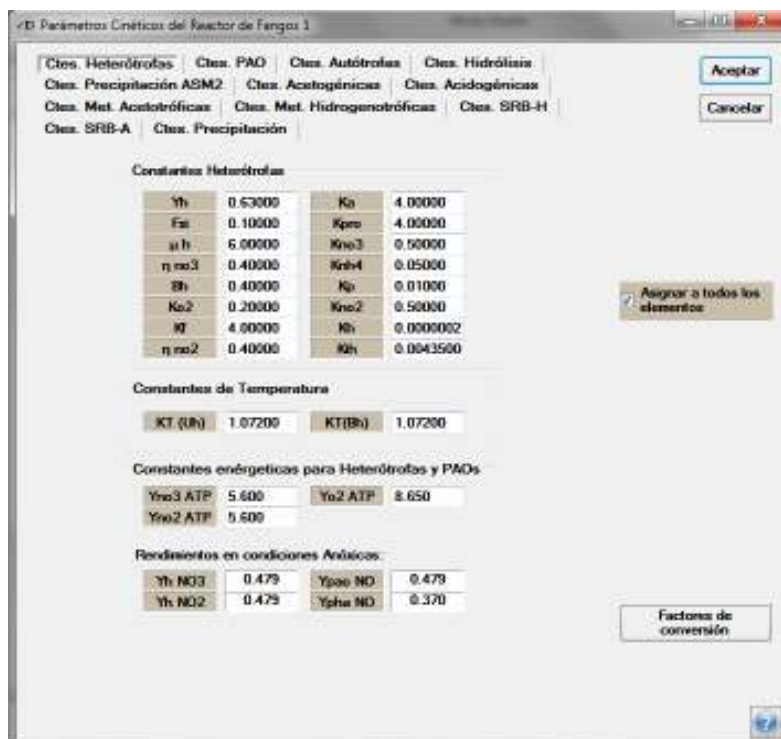


Figura 3.15. Ventana de "cinética" de la ventana de diseño de un reactor biológico en el programa de simulación DESASS.

Estos parámetros deben ser conocidos a la hora de simular una planta, sin embargo el programa da valores normales por si se está realizando la fase de diseño de la planta. En el caso estudiado, estos valores son los que deberán ser modificados para hacer coincidir las salidas obtenidas en cada uno de los elementos de la simulación con los valores reales analizados. Se pretende cambiar el menor número de variables y ver cómo afecta cada una de ellas para poder saber que parámetros cambiar y en cuanto.

Por último en la pantalla de generales también se permite facilitar el cálculo con opciones como la de utilizar la solución anterior, o tener en cuenta variables como son la extracción de fangos desde el reactor.

Todo lo explicado anteriormente es aplicable a todos los reactores de los que conste el modelo que se esté simulando, sin embargo es necesario tener en cuenta que cada reactor puede ser diferente a los demás.

Decantador secundario

El decantador secundario, a pesar de ser un decantador, no se parece al decantador primario como se verá a continuación, pues aunque los dos están destinados a la eliminación de materia suspendida, no es el mismo tipo de materia suspendida. Este elemento requiere de un agua de entrada procedente de un reactor biológico, además dispone de la recirculación externa que va a cabecera del reactor y de una salida de agua tratada y de fango secundario extraído. Estos elementos se muestran en la **Figura 3.16**.



Figura 3.16. Esquema completo de un decantador secundario ejemplo en el programa de simulación DESASS.

Para acceder a los parámetros de diseño del decantador secundario se debe hacer doble click con el botón izquierdo sobre él, como con los elementos anteriores. De esta manera se obtiene la siguiente ventana.

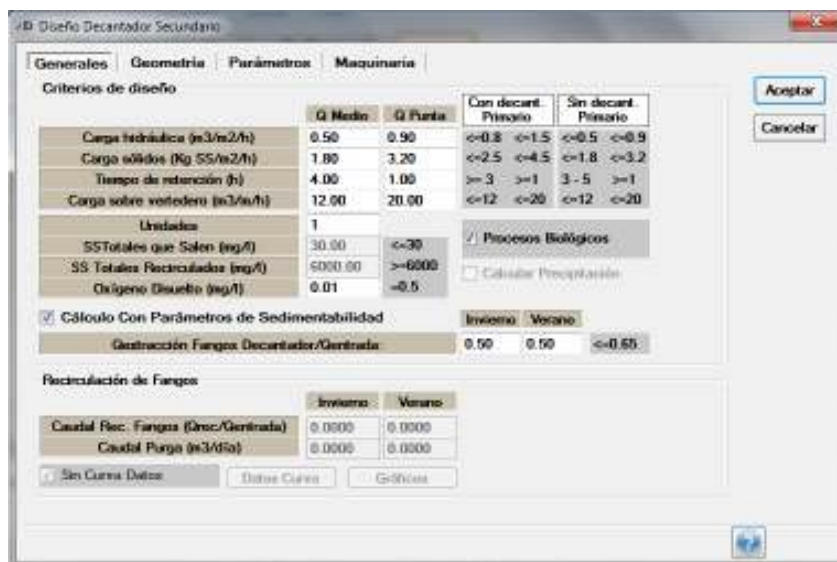


Figura 3.17. Pestaña de generales de la ventana de diseño de un decantador secundario en el programa de simulación DESASS.

En la **Figura 3.17.** se observa la ventana de diseño del decantador secundario, que como se puede observar es similar a la del decantador primario, pues en primer lugar se dispone de parámetros de diseño que se pueden ir modificando como se considere siempre y cuando estén dentro de las recomendaciones de diseño que realiza el programa. También se puede seleccionar el número de unidades que se quiere simular como en todos los elementos disponibles en el DESASS.

Se da la opción de ejecutar la simulación con los parámetros de sedimentabilidad o estableciendo la concentración de sólidos en las dos salidas del decantador. También dispone del parámetro de extracción de fangos como en el caso del decantador primario.

Además de la pestaña de generales, dispone una pestaña de geometría y de parámetros, sin embargo esas pantallas no se van a comentar pues son exactamente iguales que las del decantador primario. Así como la pestaña de maquinaria que no se comento para el decantador primario ni tampoco se comentará para el secundario, pues no es una opción que se utilice habitualmente ni se utilizará en el presente trabajo.

Nudos

Este elemento es necesario ponerlo cuando hay una mezcla o división de caudales, es el mismo elemento en todos los casos, sin embargo detecta la cantidad de flechas de entrada y salida que posee y en base a esas flechas al hacer doble click con el derecho sobre el elemento sale una ventana u otro. De modo que, por ejemplo, para la división de un caudal pide el porcentaje de caudal que va por cada una de las líneas.

Espesador de fangos

El espesador ya es un elemento de la línea de fangos, de modo que es necesario tener en cuenta que las líneas que entren o salgan serán de color rojo salvo la del sobrenadante producido durante la separación de fases que será azul. El elemento y las entradas y salidas necesarias se muestran en la **Figura 3.18**, dónde se ha supuesto un espesado de los fangos mixtos.

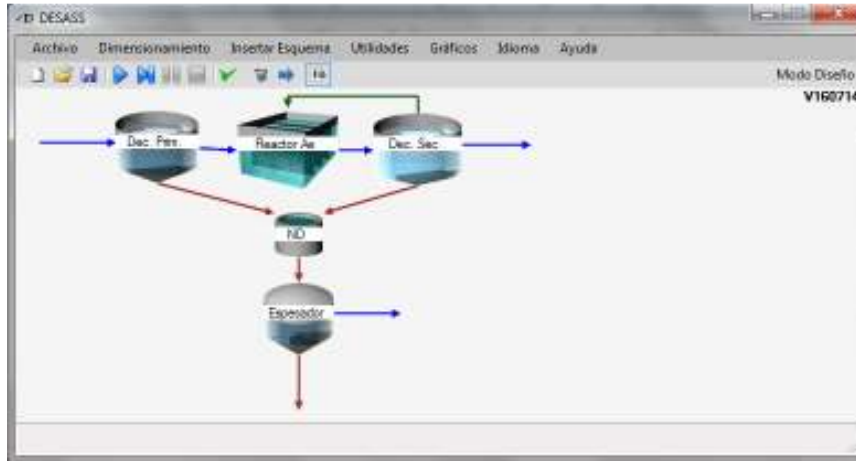


Figura 3.18. Esquema de un espesador de fangos mixtos ejemplo en el programa de simulación DESASS.

Para acceder a los parámetros de diseño del espesador se debe realizar el paso explicado anteriormente para todos los elementos, es decir hacer doble click con el botón izquierdo del ratón sobre el espesador, dando como resultado la siguiente ventana.

Q Medio		Fango Primario	Fango Biológico	Fango Mixto
Tiempo de retención (h)	12.00	>=12	>=12	>=12
C. Superficial (m ³ /m ² /h) a 20°C	0.50	<=1.4	<=0.45	<=0.9
Carga de sólidos (Kg SS/m ² /h)	2.00	<=5.4	<=1.4	<=2.9

Caudal Porajo (m ³ /día)	
Invierno	0.0000
Verano	0.0000

Figura 3.19. Pestaña de generales de la ventana de diseño de un espesador en el programa de simulación DESASS.

En la **Figura 3.19.** se muestra la ventana de diseño del espesador de fangos, se observa que es muy similar a la utilizada por los decantadores pues también es un elemento de separación de fases por gravedad. En este caso también posee en primer lugar determinados parámetros de diseño con los rangos recomendados en el diseño según el tipo de fango que entra al espesador, dispone también el número de unidades y del ratio de extracción que se produce.

Sin embargo se observa que posee una ventana de cinéticas a diferencia de los otros dos decantadores, eso se debe a que se puede considerar reacciones biológicas en su interior, como ocurrirá en el caso de estudio que se propone en el presente proyecto, en el cuál, como ya se ha mencionado, se pretende elutriar el fango en el espesador de fango primario.

Al abrir la ventana de cinéticas se observa la misma ventana que en el reactor biológico, pues se consideran los mismos parámetros cinéticos para toda la instalación, sin embargo, como ya se ha comentado anteriormente, se pueden establecer diferentes parámetros para cada uno de los elementos.

Las pestañas de geometría, parámetros y maquinaria son exactamente iguales que las de los dos decantadores, de modo que no se van a comentar.

Fermentador

El fermentador es un elemento de la línea de fangos, de modo que debe poseer una salida y una entrada de fangos, pues se trata únicamente de un elemento donde se almacena el fango determinado tiempo produciéndose así reacciones de fermentación y degradación del mismo. En el **Figura 3.20.** se puede observar el esquema ejemplo de una EDAR con el fermentador de fango.

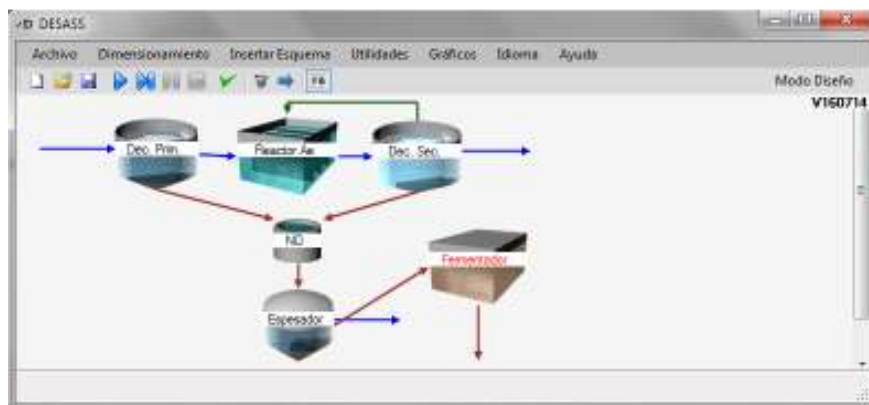


Figura 3.20. Esquema de un fermentador ejemplo de fangos en un sistema de depuración en el programa de simulación DESASS.

En el esquema se ha introducido el fermentador tras el espesador de fangos mixtos, sin embargo se puede introducir en cualquier momento de la línea de fangos.

Si se hace doble click con el botón izquierdo sobre el elemento del fermentador se obtiene la ventana que se muestra en la **Figura 3.21.**



Figura 3.21. Pestaña de generales de la ventana de diseño de un fermentador en el programa de simulación DESASS.

Se observa en la pestaña de generales, por tanto que sólo es una cámara dónde se almacenan los fangos, de modo que se puede establecer una forma dada, o diseñarla con el tiempo de retención del fango en su interior. Para su ejecución se puede utilizar el fango de entrada y dispone de la maquinaria de agitación para evitar la sedimentación del fango así como de la cinética, pues también se llevan a cabo procesos de degradación biológica, sin embargo esta ventana es como la mostrada para el reactor biológico.

Se observa también que se pueden introducir los valores iniciales de entrada, obteniéndose una ventana como la mostrada para el agua de entrada, y que se pueden introducir las constantes de transporte de gases de forma manual, aunque el programa ya viene con unos valores por defecto que son habituales.

La pestaña de geometría es similar a las anteriores, pero para la cámara de fermentación se muestra en la **Figura 3.22**.



Figura 3.22. Pestaña de geometría de la ventana de diseño de un fermentador en el programa de simulación DESASS.

Deshidratación mecánica

El elemento de deshidratación mecánica pretende simular las centrifugas o los espesadores mecánicos, de modo que para simularlos requieren de una entrada de fangos, así como una salida de biogás, de agua y de fango, procedentes de la separación. El esquema necesario se muestra en la **Figura 3.23**.

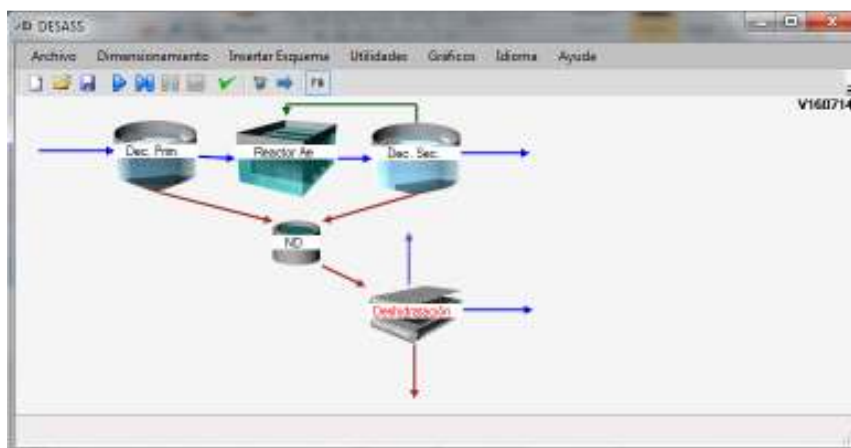


Figura 3.23. Esquema de la deshidratación mecánica de fango utilizada por ejemplo como espesador mecánico en el programa de simulación DESASS.

La deshidratación mecánica es fácil de diseñar pues al hacer doble click con el botón izquierdo sobre el elemento se obtiene una ventana como la que se muestra a continuación.

La ventana 'Diseño Deshidratación Mecánica' contiene los siguientes parámetros y opciones:

Sólidos en el fango (%)	25.00	20 - 35
Sólidos en el agua (mg/l)	100.00	200 - 1000

Con precipitación del fósforo

- En forma de estruvita
- En otras precipitados (sin amonio)

Eliminación del fósforo (%)	95.00
-----------------------------	-------

Usar la del fango de entrada

Fracción no sedimentable	0.00100
--------------------------	---------

KLa CO2	10.00
T. Ret. Hidráulico (min)	12.0

Utilizar Solución Anterior

Botones: Aceptar, Cancelar

Figura 3.24. Ventana de diseño de la deshidratación mecánica del programa de simulación DESASS.

En la **Figura 3.24**, se observa la ventana de diseño de la deshidratación mecánica del DESASS, donde se puede observar que para el funcionamiento se establece el porcentaje de sólidos del fango extraído y los sólidos en el agua sobrenadante. También se puede activar la precipitación de fósforo, en este apartado se establece si se quiere eliminar el fósforo en forma de estruvita o

de otros precipitados que no contengan amonio y se establece el porcentaje de eliminación de fósforo que se produce en el elemento.

Además pide la fracción no sedimentable del fango, aunque este parámetro sólo se necesita en algunos puntos dónde se coloque el elemento y parámetros de transferencia de dióxido de carbono y de tiempo de retención hidráulico del elemento.

Digestión anaerobia

El digester anaerobio también es un elemento de la línea de fangos, de modo que tiene una entrada de fangos, normalmente se trata del fango previamente concentrado pues es un digester anaerobio, una salida de los fangos digeridos, una salida para el biogás generado durante la degradación. Este elemento suele ir acompañado de un depósito tampón que no es más que una extensión del digester, como se muestra en la **Figura 3.25**.

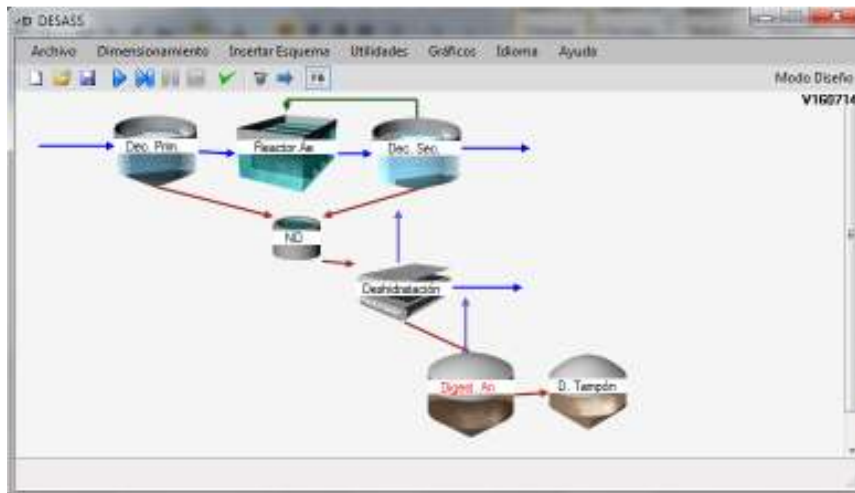


Figura 3.25. Esquema de un digester anaerobio junto con el depósito tampón correspondiente en el programa de simulación DESASS.

Para configurar el digester se debe hacer click con el botón derecho sobre el elemento como con todos los elementos anteriormente explicados. Al hacer este proceso se obtiene la ventana que se muestra en la **Figura 3.26**.

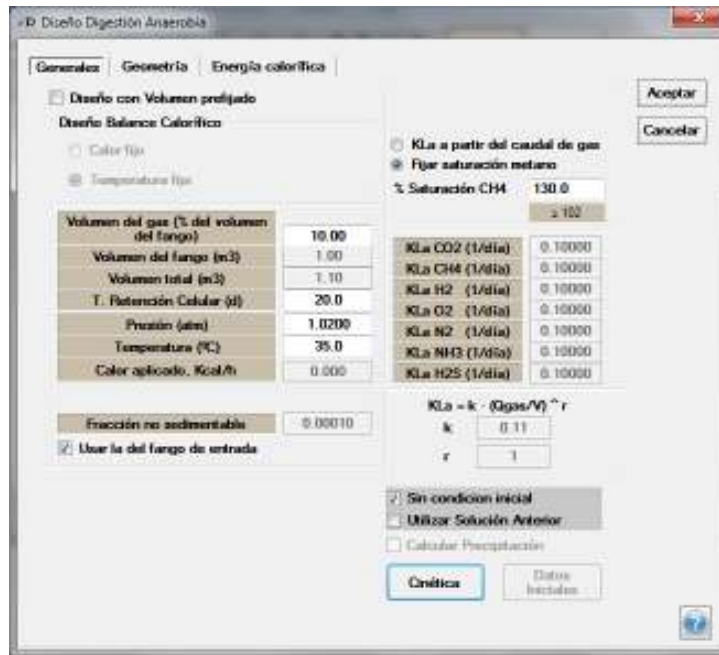


Figura 3.26. Pestaña de generales de la ventana de diseño de un digestor anaerobio en el programa de simulación DESASS.

Prácticamente funciona como un reactor biológico, con la diferencia de que se puede establecer la temperatura de funcionamiento, así como la presión. Además, como en su interior se producen gases, es necesario establecer las constantes de transporte de esos compuestos gaseosos así como fijar el porcentaje de saturación del metano.

Al ser un elemento diseñado para que se lleven a cabo reacciones biológicas también se debe incluir la cinética de las bacterias que se tiene en cuenta en los modelos microbiológicos. La ventana de cinética es exactamente igual a la que poseen los reactores biológicos de fangos activados.

La pestaña de geometría es igual que cualquier otra para cualquier elemento con la diferencia de que un digestor es obligado que sea circular y no te dan opción a elegir. Además de las pestañas anteriormente comentadas posee una pestaña para el cálculo de la energía calorífica del biogás obtenido, no es una ventana que contenga parámetros que se puedan modificar si no que son resultados de las simulaciones.

Opciones

Se ha considerado importante explicar las opciones de cálculo que posee el programa de simulación DESASS.



Figura 3.27. Ventana de opciones generales del programa de simulación DESASS.

La **Figura 3.27.** se obtiene en el menú utilidades y en opciones, se trata de las opciones de la simulación. Se permite cambiar el número máximo de iteraciones, el criterio de convergencia, el tiempo máximo de simulación, así como los intervalos para guardar los datos. Se puede activar y desactivar los avisos del DESASS y establecer que calcule las para las dos estaciones del año contempladas por el programa de simulación.

También se puede observar algunas opciones de cálculo en el menú utilidades y en opciones de cálculo, resultando el menú mostrado en **Figura 3.28.**

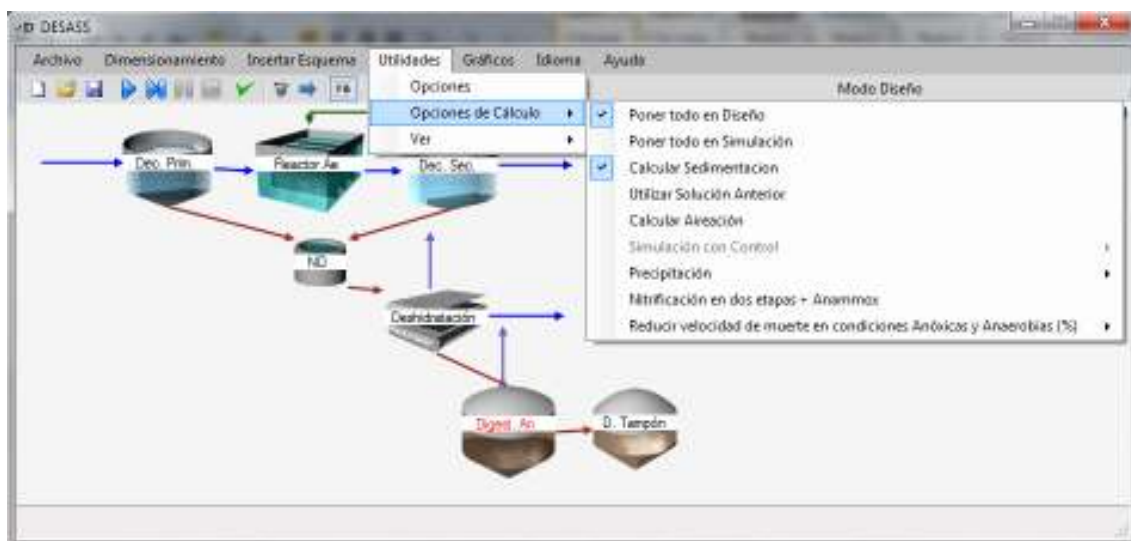


Figura 3.28. Opciones de cálculo del programa de simulación DESASS.

En opciones de cálculo hay muchas opciones, algunas para modificar el modo de cálculo, ya sea en modo diseño o en modo simulación, calcular o no la sedimentación, la aireación y precipitación. También hay opciones para mejorar o facilitar el cálculo como la de utilizar la

solución anterior para toda la planta y por último se destacan opciones de cálculo que se puede incluir en el modelo, como es la nitrificación en dos etapas con el sistema ANAMMOX o reducir la velocidad de muerte en condiciones anóxicas y aerobias de todas las bacterias, pues por lo general este valor suele ser muy elevado para sobredimensionar las instalaciones.

3.2.3 Metodología

En este apartado se pretende explicar por tanto, los pasos y el orden que se debe realizar para completar el presente proyecto.

Cómo se ha comentando, se trata de un proyecto de simulación realizado con el programa de simulación DESASS, de modo que en primer lugar es necesario conocer la planta en detalle, tanto su diseño como su explotación y analizar su funcionamiento de forma habitual para comprobar la estabilidad de funcionamiento durante determinado periodo de explotación.

Una vez conocidos todos estos datos se debe implementar el esquema de la depuradora estudiada en el programa de simulación, incluyendo todos los parámetros geométricos o de explotación conocidos, como por ejemplo las dimensiones de todos los elementos de la planta, los elementos y líneas en funcionamiento, las fracciones de extracción de fango en las separaciones de fases por gravedad...

Una vez introducida la depuradora en el DESASS y antes de hacer ninguna simulación es necesario caracterizar el agua residual influente, es decir, realizar unos cálculos previos tal y como se ha explicado anteriormente en el agua de entrada. Se trata de unos cálculos previos pues únicamente se puede conocer los valores analíticos y no los parámetros de composición, que deben ser calculados, y como se ha visto pueden tener muchas soluciones, de modo que en primer lugar se propone una posible solución y se comprueba como ajusta a los datos analíticos del agua depurada y de funcionamiento como pueden ser los sólidos suspendidos en el reactor.

Por tanto se debe introducir la línea de aguas en primer lugar y adaptar el agua de entrada y los parámetros microbiológicos del reactor al funcionamiento real de la planta. Una vez conseguida la adaptación de la línea de aguas se debe ir añadiendo elemento a elemento de la línea de fangos, colocando en los elementos de la línea de aguas la opción utilizar solución anterior, para simplificar los cálculos y las iteraciones que realiza el programa de simulación. De esta manera se va adaptando elemento a elemento de la línea de fangos.

Posteriormente se realiza la calibración del modelo. Para ello se cambian los parámetros que vienen por defecto por otros poco a poco, hasta que la planta simulada funcione tal y como funciona la planta real.

Una vez adaptados los elementos necesarios de la planta se puede proceder a hacer el primer cambio en la depuradora para obtener altas concentraciones de fosfatos en el efluente del espesador de fango primario y estudiar las condiciones óptimas para maximizar esta cantidad de fósforo sin comprometer otros parámetros de operación necesarios para garantizar la buena explotación.

Posteriormente se realiza la simulación instalando una centrífuga tras la cámara de mezcla para ver si se obtiene mayor cantidad de fósforo tras este elemento. Sería interesante además calcular el coste de cada una de las modificaciones, sin embargo es imposible debido a que no se puede estimar el coste del polielectrolito necesario para la centrífuga en la segunda solución.

Por último, y tras calcular el porcentaje de fósforo recuperado en cada una de las simulaciones, cómo se quiere precipitar en forma de estruvita se calcula las necesidades de otros metales y nutrientes teniendo en cuenta que la fórmula química de la estruvita es $NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O$. A continuación se va explicar cómo se debe calcular el fósforo recuperado y el porcentaje del.

- *Fósforo recuperado:*

$$P_{recuperado} = Q_{efluente} \cdot [P_T]_{efluente} \quad (3.12)$$

- *% de fósforo recuperado:*

$$\% P_{recuperado} = \frac{Q_{efluente} \cdot [P_T]_{efluente}}{Q_{efluente} \cdot [P_T]_{efluente} + Q_{digestión} \cdot [P_T]_{digestión}} \quad (3.13)$$

4. Resultados

4.1. Análisis del funcionamiento temporal de la depuradora

Antes de proceder a la simulación de la EDAR es necesario estudiar a fondo no sólo su estructura física, sino también la explotación que se le da y los parámetros de funcionamiento de la misma. En este apartado se pretende conocer la estructura básica, pues ya se desarrollará en detalle en el siguiente apartado, y los valores analíticos tanto a la entrada y salida de la planta como en cada uno de los elementos de los que se compone. Se pretende analizar los valores analíticos y de funcionamiento de un año por medio de valores medios mensuales, aunque originalmente se dispone de valores diarios que se han ido analizando y eliminando los valores anómalos.

La depuradora de estudio tiene en cabecera de planta y tras el pretratamiento, un decantador primario, de ahí el agua pasa al reactor biológico de tipo pistón y luego al decantador secundario. El fango primario generado va a un espesador que funciona por gravedad, mientras que el fango secundario va a un espesador dinámico, consiguiendo así sequedades más elevadas. Ambos fangos una vez concentrados pasan a una cámara de mezcla y de ahí son tratados conjuntamente mediante un digestor anaerobio, seguido de su correspondiente depósito tampón, y una deshidratación del fango. El esquema básico anteriormente descrito se puede observar en la **Figura 4.1**.

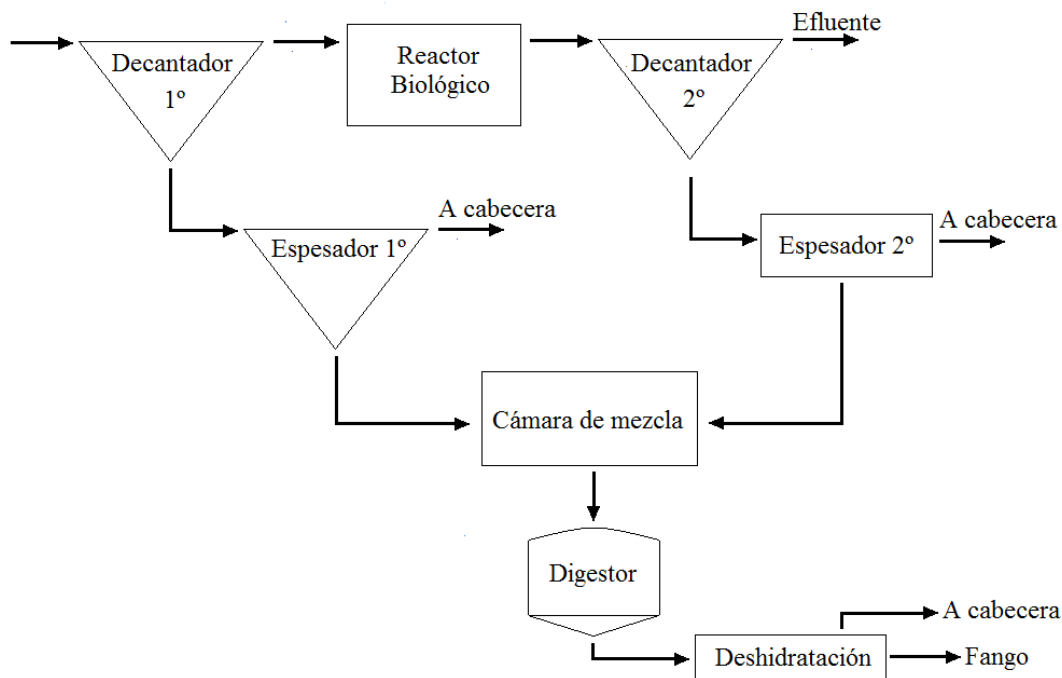


Figura 4.1. Esquema muy simplificado y básico de la EDAR de Calahorra.

Una vez ya se conocen los elementos de los que consta la depuradora estudiada se puede proceder a analizar los parámetros analíticos de funcionamiento durante el año de estudio.

- Decantador primario: Las características del agua de entrada se observan en la **Tabla 4.1.** y las de salida en la **Tabla 4.2.**

Tabla 4.1. Calidad del agua de entrada al decantador primario de la EDAR.

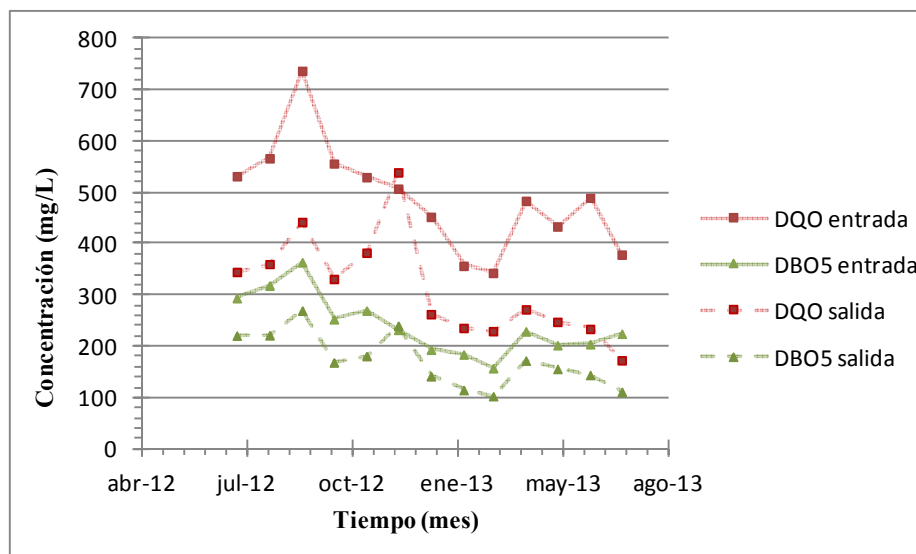
Mes	Jul-12	Ag-12	Sep-12	Oct-12	Nov-12	Dic-12	Ene-13	Feb-13	Mar-13	Abr-13	May-13	Jun-13	Jul - 13	Media
Q_{med} (m³/d)	11249,26	10151,60	10050,69	10050,69	11036,42	11295,58	14383,59	16492,46	17160,70	16283,86	16283,86	17768,71	15308,67	13655,08
Q_{punta} (m³/d)	17994,00	13814,00	25123,00	30257,00	24961,00	12601,00	27106,00	30414,00	21861,00	27124,00	24146,00	32205,00	21536,00	23780,15
pH	7,21	7,27	7,22	7,33	7,37	7,22	7,57	7,30	7,28	7,20	7,41	7,34	7,21	7,30
Cond. (μS/cm)	2002,00	1998,00	2025,00	2033,00	2115,00	2353,00	2130,00	1812,00	1812,00	1883,00	1523,00	1560,00	1867,00	1931,69
SS (mg/L)	217,00	251,00	293,00	245,00	189,00	207,00	205,00	134,00	98,00	172,00	176,00	193,00	164,00	195,72
DQO (mg/L)	532,00	567,00	737,00	557,00	530,00	507,00	452,00	357,00	343,00	484,00	434,00	490,00	379,00	489,93
DBO₅ (mg/L)	294,00	319,00	364,00	253,00	270,00	232,00	194,00	184,00	158,00	230,00	202,00	204,00	225,00	240,64
N_T (mg/L)	69,00	68,00	54,00	62,00	58,00	60,00	55,00	51,00	43,00	44,00	43,00	47,00	39,00	53,40
NH₄ (mg/L)	41,00	45,00	33,00	31,00	39,00	37,00	34,00	27,00	24,00	25,00	24,00	25,00	26,00	31,48
P_T (mg/L)	7,00	7,00	8,00	8,00	7,00	8,00	7,00	5,00	4,00	6,00	6,00	6,00	5,00	6,42

Tabla 4.2. Calidad del agua de salida del decantador primario de la EDAR.

Mes	Jul-12	Ag-12	Sep-12	Oct-12	Nov-12	Dic-12	Ene-13	Feb-13	Mar-13	Abr-13	May-13	Jun-13	Jul - 13	Media
pH	7,47	7,41	7,46	7,58	7,54	7,42	7,58	7,39	7,28	7,22	7,43	7,51	7,555	7,45
Cond. (μ S/cm)	1997,00	1914,00	2002,00	1948,00	1972,00	2353,00	1917,00	1579,00	1657,00	1800,00	1482,00	1516,00	1876,00	1847,13
SS (mg/L)	86,00	86,00	99,00	87,00	96,00	221,00	69,00	66,00	58,00	81,00	72,00	87,00	56,00	89,73
DQO (mg/L)	345,00	361,00	442,00	332,00	383,00	539,00	263,00	236,00	230,00	272,00	248,00	234,00	173,00	312,17
DBO ₅ (mg/L)	221,00	222,00	270,00	169,00	181,00	240,00	142,00	115,00	103,00	172,00	156,00	144,00	112,00	172,81
N _T (mg/L)	65,00	58,00	49,00	56,00	62,00	64,00	48,00	44,00	34,00	41,00	40,00	40,00	38,00	49,11
NH ₄ (mg/L)	38,00	39,00	33,00	29,00	34,00	39,00	31,00	25,00	18,00	24,00	0,00	26,00	26,00	27,89
P _T (mg/L)	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	8,00	5,00	4,00	3,00	4,00	0,00	4,00	4,00	4,68

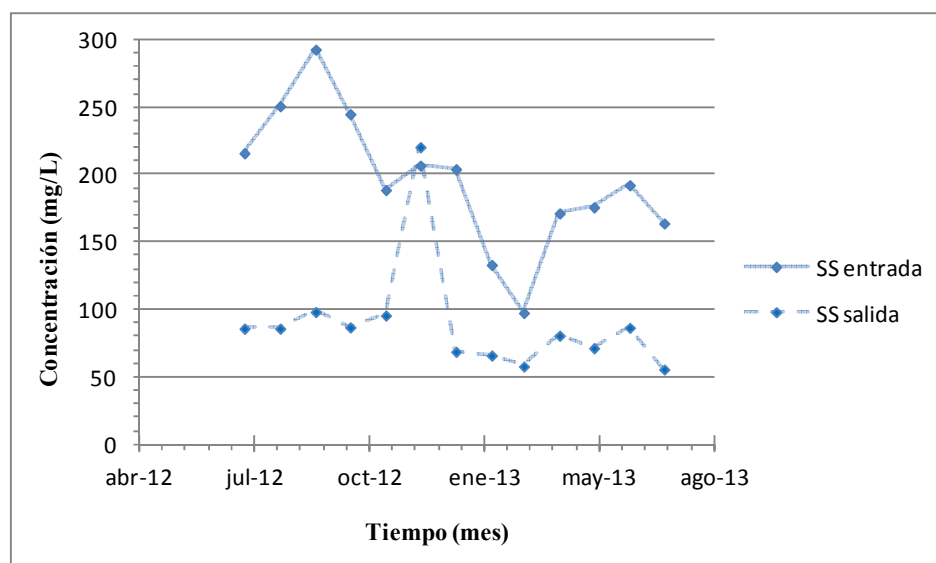
En las tablas se puede observar que cómo era de esperar se elimina fundamentalmente sólidos suspendidos en el decantador primario, además de una pequeña fracción de materia orgánica (en forma de DQO y DBO), nitrógeno y fósforo. Esto se debe a que esa fracción eliminada es suspendida, sin embargo no es toda la fracción suspendida es eliminada en el decantador primario, sino que gran parte pasa al reactor biológico.

Para poder determinar la evolución de cada uno de los contaminantes en el tiempo y ver si es estable durante el año de estudio, es necesario graficar los datos.



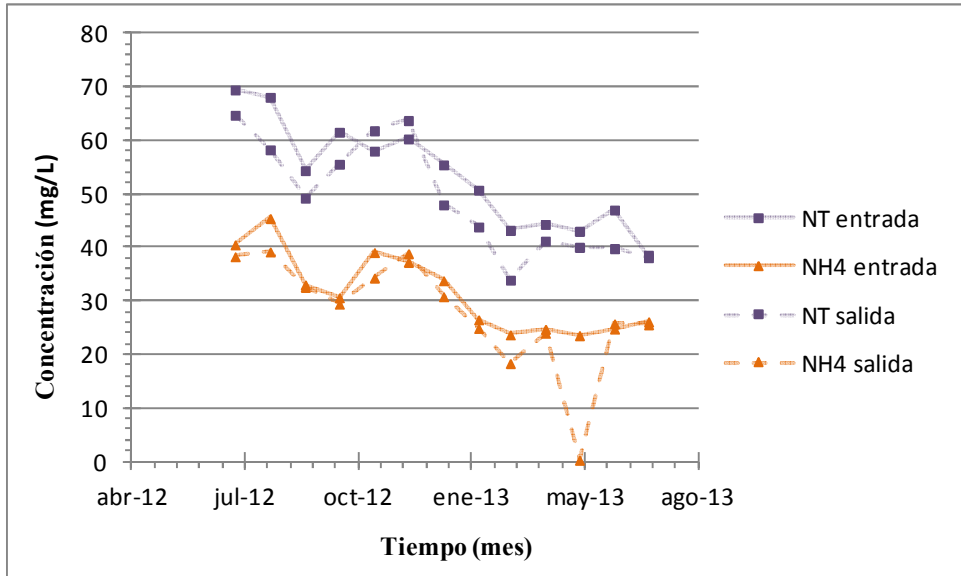
Gráfica 4.1. Evolución de la materia orgánica de entrada y salida del decantador primario en la EDAR durante el año de estudio.

En la **Gráfica 4.1.** se observan los valores de DQO y DBO₅ a la entrada y a la salida de la EDAR. Se puede observar un pico de DQO en septiembre de 2012 y un pico a la salida en diciembre de 2012, en el caso de la entrada se trata de un vertido de alta carga que puede ser provocado por ser finales de verano mientras que en el caso de la salida seguramente se trata de que hay mayor fracción soluble que los otros meses. La DBO₅ se mantiene aproximadamente constante aunque sea superior en los primeros meses de estudio.

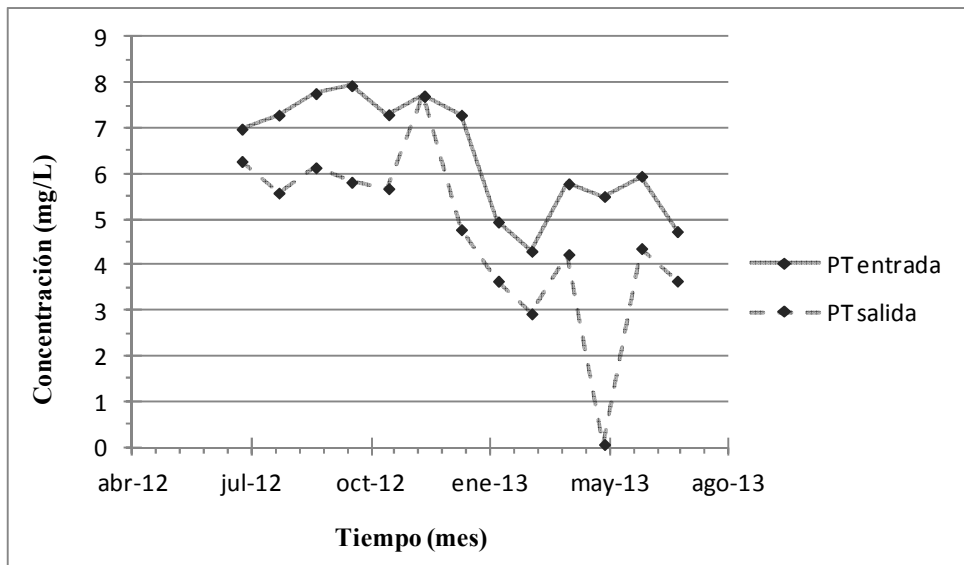


Gráfica 4.2. Evolución de los sólidos suspendidos de entrada y salida del decantador primario en la EDAR durante el año de estudio.

En la **Gráfica 4.2.** se obtiene la evolución de los sólidos suspendidos en la entrada y salida del decantador primario durante el año que se está analizando. Se observa que se elimina gran cantidad de sólidos suspendidos en este elemento y que la salida es más o menos estable a excepción de diciembre de 2014, donde hay datos anómalos pues son más elevados (todos los días) que los correspondientes a la entrada, eso se debe a un mal funcionamiento del decantador o a problemas de explotación. También se puede observar que los valores de sólidos suspendidos de entrada no son estables teniendo un pico en octubre de 2012 y un mínimo en marzo de 2012.



Gráfica 4.3. Evolución de las formas de nitrógeno a la entrada y salida del decantador primario en la EDAR durante el año de estudio.



Gráfica 4.4. Evolución del fósforo total a la entrada y salida del decantador primario en la EDAR durante el año de estudio.

En la **Gráfica 4.3.** y la **Gráfica 4.4.** se dispone de la evolución de los nutrientes a la entrada y salida del decantador primario. Se observa, como ya se ha comentado anteriormente, que apenas varían los nutrientes entre la entrada y la salida. Cabe destacar que, tanto para el amonio como para el fósforo que tienen aproximadamente la misma evolución, hay un valor que es cero en mayo de 2013. Este valor es imposible, pues no puede llegar agua a la depuradora sin nada de fósforo ni de nitrógeno, de modo que se considera un valor anómalo, ya sea porque se salía fuera del límite de detección del método como que no se midió ese mes por problemas de falta de equipo o material.

- Reactor biológico: Las características del fango de la depuradora estudiada se observa en la **Tabla 4.3.**

Tabla 4.3. Calidad del fango del reactor biológico de la EDAR.

Mes	SS (mg/L)	SSV (%)	V30	Edad fango (d)	Q _{recirculación} (m ³ /d)
Jul -12	2548,00	77,00	636,00	29,00	18265,00
Ago -12	1841,00	79,00	367,00	24,00	18493,00
Sep -12	1880,00	80,00	382,00	27,00	18278,00
Oct - 12	2373,00	80,00	489,00	26,00	17935,00
Nov -12	2415,00	80,00	561,00	23,00	18365,00
Dic -12	2273,00	79,00	448,00	20,00	17764,00
Ene -13	1993,00	82,00	565,00	20,00	18116,00
Feb - 13	1980,00	82,00	781,00	21,00	16758,00
Mar - 13	1854,00	82,00	643,00	19,00	17032,00
Abr - 13	1817,00	82,00	522,00	20,00	18206,00
May - 13	1889,00	81,00	447,00	20,00	18140,00
Jun - 13	1756,00	80,00	393,00	22,00	18028,00
Jul -13	1820,00	81,00	410,00	26,00	18039,00
Media	2033,72	80,46	511,21	22,94	17955,31

En este caso no tiene demasiado sentido graficar estos datos, pues se trata de datos de explotación y no se pueden justificar. De modo que el análisis de su estabilidad se hará en base a los datos expuestos en la tabla.

Se observa que la concentración de sólidos suspendidos dentro del reactor tiene mucha variabilidad siendo más elevada julio de 2012 y desde octubre hasta diciembre de 2012. Sin embargo tras este periodo la concentración de sólidos suspendidos en el licor mezcla se mantiene constante entorno a 1800 mg/L. Por lo que respecta al porcentaje de sólidos suspendidos volátiles se mantiene constante entorno a 80%, lo que indica una buena calidad del fango activado del reactor.

La V30 es un parámetro que da idea de la sedimentabilidad, es importante medirla para determinar posibles problemas en el decantador secundario. En este caso se detecta un valor

anómalo por ser demasiado alto, es el correspondiente a febrero de 2013, de modo que es presumible que este mes no sedimentó correctamente el fango.

Por último, también se puede observar en tanto en la edad de fango como en el caudal de recirculación que son dos parámetros que se mantienen estables. Al ser estable el tiempo de retención celular se deduce que el funcionamiento de la planta es bastante estacionario.

- Tratamiento de fangos: Las características del fango en la línea de fangos de la EDAR se muestran en la **Tabla 4.4**.

Tabla 4.4. Calidad del fango extraído de la EDAR.

Mes	A deshidratación			Fango evacuado			
	Q _{fango} (m ³ /d)	SS (mg/L)	SSV (%)	MH (kg/d)	MS (kg/d)	MO (%)	Seq. (%)
Jul -12	368,00	3735,00	75,00	27718,00	5352,00	61,00	19,00
Ago -12	454,00	2487,00	78,00	28232,00	5647,00	63,00	20,00
Sep -12	425,00	2635,00	80,00	29871,00	5790,00	63,00	19,00
Oct - 12	415,00	3358,00	79,00	33705,00	6690,00	64,00	20,00
Nov -12	466,00	3687,00	79,00	29853,00	5830,00	63,00	20,00
Dic -12	465,00	3864,00	79,00	28703,00	5382,00	65,00	19,00
Ene -13	488,00	3120,00	82,00	29111,00	5366,00	69,00	18,00
Feb - 13	439,00	3131,00	82,00	22488,00	4222,00	67,00	19,00
Mar - 13	445,00	3428,00	82,00	26018,00	5105,00	65,00	20,00
Abr - 13	459,00	3068,00	82,00	34527,00	6923,00	67,00	20,00
May - 13	449,00	3095,00	80,00	31918,00	6554,00	67,00	21,00
Jun - 13	445,00	2886,00	79,00	26796,00	5644,00	65,00	21,00
Jul -13	398,00	2746,00	81,00	27049,00	5447,00	65,00	20,00
Media	439,66	3172,35	79,98	28922,26	5688,73	64,84	19,65

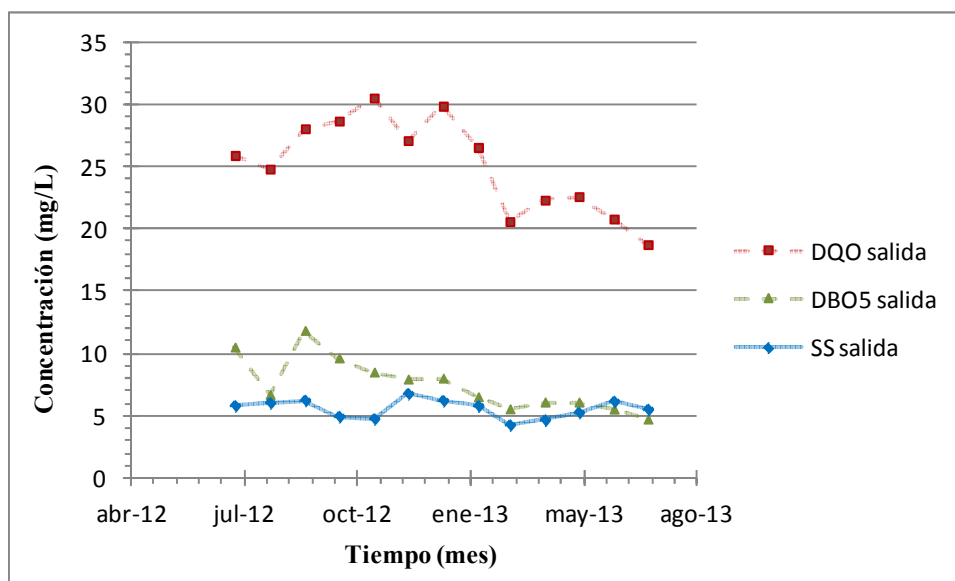
En la tabla se observa que todos los parámetros se mantienen más o menos constantes, sin apenas variaciones. Lo que indica que el funcionamiento de la línea de fangos es estable con el tiempo, pues no es necesario realizar cambios y todas las medidas de control realizadas son constantes.

- Efluente de la Planta: Las características del agua que sale de la planta ya tratada tras el reactor biológico se muestran en la **Tabla 4.5**.

Tabla 4.5. Calidad del agua de entrada al decantador primario de la EDAR.

Mes	Jul-12	Ag-12	Sep-12	Oct-12	Nov-12	Dic-12	Ene-13	Feb-13	Mar-13	Abr-13	May-13	Jun-13	Jul - 13	Media
pH	7,58	7,60	7,66	7,61	7,57	7,46	7,39	7,26	7,29	7,29	7,49	7,50	7,72	7,49
Cond. (µS/cm)	1711,00	1708,00	1744,00	1613,00	1685,00	2068,00	1778,00	1356,00	1499,00	1569,00	1300,00	1350,00	1682,00	1620,29
SS (mg/L)	6,00	6,00	6,00	5,00	5,00	7,00	6,00	6,00	4,00	5,00	5,00	6,00	6,00	5,58
DQO (mg/L)	26,00	25,00	28,00	29,00	30,00	27,00	30,00	27,00	21,00	22,00	23,00	21,00	19,00	25,07
DBO₅ (mg/L)	10,00	7,00	12,00	10,00	8,00	8,00	8,00	7,00	6,00	6,00	6,00	6,00	5,00	7,49
N_T (mg/L)	8,00	8,00	7,00	7,00	8,00	9,00	11,00	11,00	8,00	8,00	9,00	8,00	7,00	8,39
NH₄ (mg/L)	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	2,00	1,00	0,00	0,95
P_T (mg/L)	1,00	2,00	2,00	1,00	1,00	2,00	2,00	2,00	1,00	1,00	1,00	2,00	2,00	1,55

En este caso, y como ocurría con el agua influente, es conveniente graficar los valores para detectar las incidencias, en caso de que las haya, y poder estudiar la evolución de la Estación Depuradora de Aguas. Como para el agua influente sólo se va a graficar los parámetros referentes a los sólidos suspendidos, la materia orgánica (tanto la DQO como la DBO₅) y los nutrientes, ya sean los dos componentes del nitrógeno que se han medido o el fósforo total.

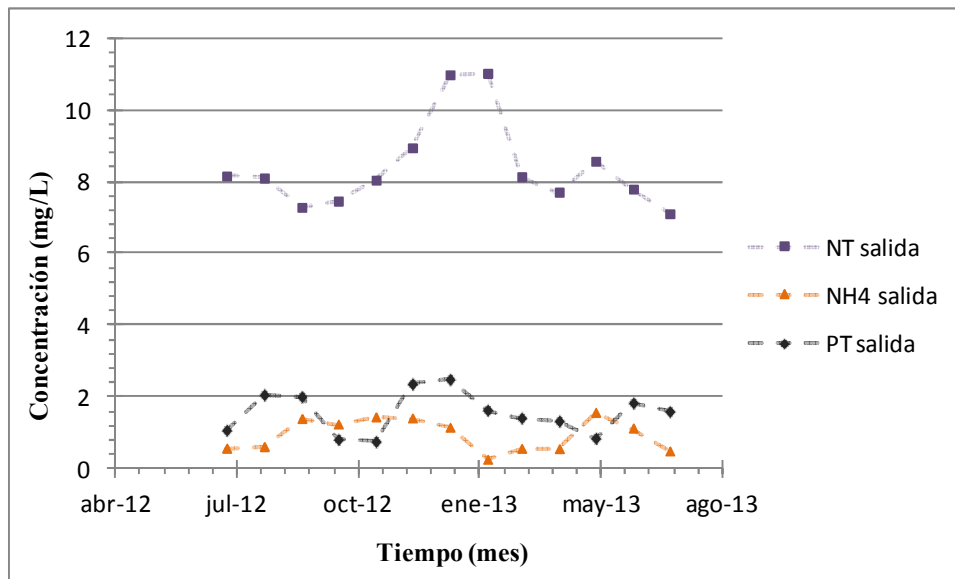


Gráfica 4.5. Evolución de la DQO, DBO₅ y sólidos suspendidos a la salida de la EDAR estudiada.

En la **Gráfica 4.5.** se observa la evolución de los parámetros que miden los sólidos suspendidos y la materia orgánica tras el tratamiento total del agua residual urbana. Se observa que la DQO a la salida no es estable con el tiempo, es decir, que en los primeros meses estudiados es unos 8 mg/L que los últimos meses. Esta evolución se veía aunque menos acusada en la entrada de DQO a la planta, es decir que no elimina más no porque no esté depurado correctamente sino porque la planta no da para más, aun así la depuración conseguida es de alta calidad ya que el máximo legal de la DQO es de 125 mg/L.

En lo que respecta a la DBO₅ se observa que es muy baja y prácticamente constante durante la segunda mitad de año, pues la primera mitad de año tiene más variaciones aunque se trata sólo de 5 mg/L en computo global. En todos los casos está muy por debajo del límite legal establecido de modo que se considera que la depuración es de calidad como en el caso anterior, ya que el límite legal es de 25 mg/L.

Por último se observan los sólidos suspendidos que se escapan con la salida. Se comprueba que la evolución de este parámetro a lo largo del año de estudio es muy estable, es decir que apenas tiene variaciones y siempre ronda los 5 mg/L. Este valor está muy por debajo del límite legal que es de 35 mg/L, lo que es habitual en las depuradoras que funcionan correctamente.



Gráfica 4.6. Evolución del nitrógeno total, el amonio y el fósforo total a la salida de la EDAR estudiada.

En la **Gráfica 4.6.** se observa la evolución del nitrógeno total a la salida de la EDAR. Se puede comprobar cómo hay un pico en diciembre de 2012 y enero de 2013, sin embargo esto no se debe a que entrase mayor cantidad de nitrógeno a la planta esos meses, sino que será porque bajaría el rendimiento de eliminación de nitrógeno, a pesar de los picos todos los valores se encuentran muy por debajo del límite legal que para zonas normales es de 30 mg/L.

También se puede observar el amonio a la salida de la planta, el cuál es aproximadamente constante en todo el periodo estudiado rondando el miligramo por litro. Este valor es habitual en plantas con reactores aerobios pues el amonio pasa a ser nitrato y nitrito.

Por último también se puede observar el fósforo total a la salida, se comprueba que posee un valor muy bajo pues también están en torno a 1 mg/L. Este valor tan bajo se debe a que la planta está dotada de eliminación biológica de fósforo como ya se ha comentado, y es por ello que se busca recuperar para el fósforo que contiene el fango activo debido a la presencia de las bacterias PAO.

4.2. Creación del modelo de simulación

4.2.1. Descripción física de la instalación e introducción en DESASS

En este apartado se pretende incluir los detalles constructivos, de explotación o descriptivos de cada uno de los elementos de la instalación a simular. Incluyendo cuando sea necesario una breve explicación que incluya cómo transformar un elemento o incluir uno en el programa de simulación DESASS. Se va a desarrollar elemento a elemento por orden de flujo de las dos corrientes.

Línea de aguas

- Decantador primario:

Tipo: Circular
Unidades: 2
Diseño: Con forma prefijada
Geometría: Calado: 3 m
 Altura: 3,5 m
 Diámetro: 24 m
 $Q_{\text{extracción de fangos}}/Q_{\text{entrada}} = 0,0980$

- Reactor biológico:

Tipo: Pistón
Unidades : 2
Diseño: A2O (eliminar biológicamente materia orgánica, nitrógeno y fósforo)
Volumen total de reactores: 15255 m³
Geometría: Zona preanóxica: n° cámaras: 1
 Lámina agua: 5 m }
 Longitud: 7 m } 3,7 %
 Anchura: 8,13 m }
Zona anaerobia: n° cámaras: 2
 Lámina agua: 5 m }
 Longitud: 7 m } 3,7 % cada cámara
 Anchura: 8,13 m }
Zona anóxica: n° cámaras: 2
 Lámina agua: 5 m }
 Longitud: 9,30 m } 7,5 % cada cámara
 Ancho: 12,35 m }

Zona aerobia: n° cámaras: 3
 Lámina agua: 5 m }
 Longitud: 15 m } 24,6 % cada cámara
 Ancho: 25 m }

Recirculación interna: 1,36

Edad de fango: 23 días

Observaciones: para la edad de fango se ha utilizado los datos históricos pues es un parámetro que no puede calcularse con un día o dos de análisis, principalmente porque el sistema tiene memoria y también porque depende del caudal de extracción de fangos y su concentración que no son iguales todos los días.

- Decantador secundario:

Tipo: Circular

Unidades: 2

Diseño: Con forma prefijada

Geometría: Calado: 4,2 m

Altura: 4,7 m

Diámetro: 31 m

$Q_{\text{extracción de fangos}}/Q_{\text{entrada}} = 0,61$

IVF: 250

Fns: 0,0005

Observaciones: El índice volumétrico de fangos (IVF) se cambia y se coloca el de los datos históricos pues es más realista para poder simular mejor la sedimentación que utilizar el valor de defecto del DESASS. El valor de la fracción no sedimentable del fango secundario (fns) se obtiene de ajustarlo manualmente para que los parámetros de la sedimentación en la simulación coincidan al máximo posible con los valores reales de funcionamiento.

Línea de fangos

- Espesador de fango primario:

Tipo: Circular

Unidades: 1

Diseño: Con forma prefijada

Geometría: Calado: 3,5 m

Altura: 4 m

Diámetro: 11 m

$Q_{\text{extracción de fangos}}/Q_{\text{entrada}} = 0,36$

Fns: 0,05

Observaciones: El valor de la fracción no sedimentable del fango primario (fns) se obtiene de ajustarlo manualmente para que los parámetros de la sedimentación en la simulación coincidan al máximo posible con los valores reales de funcionamiento.

-Espesador de fango secundario:

Tipo: Dinámico

Unidades: 2

% SS en el fango: 7,1

SS en el efluente: 1 mg/L

Observaciones: En el programa de simulación DESASS no existe un elemento que sea un espesador dinámico, sin embargo funciona prácticamente igual que una centrífuga por lo que puede simularse como un elemento de deshidratación. De modo que el número de unidades es irrelevante y se simulan únicamente escogiendo la concentración de sólidos que se busca en cada una de las corrientes como se ha explicado en el apartado de materiales y métodos del presente proyecto.

- Cámara de mezcla:

Tipo: Rectangular

Unidades: 1

Diseño: Con forma prefijada

Volumen: 65 m³

Geometría: Calado: 2,6 m

Resguardo: 0,5 m

Longitud: 5 m

Ancho: 5 m

Observaciones: Normalmente las cámaras de mezcla se tratan como un punto de mezcla, que en el DESASS sería sustituido por un nudo, sin embargo durante el análisis de los datos analíticos se ha comprobado que el tiempo de residencia hidráulico en la cámara es de entorno a un día, de modo que debe simularse como un fermentador, ya que está trabajando como tal.

- Resto de elementos: No se van a simular el resto de elementos, ya que no son necesarios para realizar las simulaciones necesarias para recuperar el fósforo puesto que se va a analizar el sistema aguas arriba de la digestión anaerobia y únicamente haría que el programa fuera más lento.

Opciones

- Activa la opción de nitrificación en dos etapas.
- Reducir la velocidad de muerte de las bacterias en un 80 %.

4.2.2. Características del agua residual en cada punto de toma de muestras

Para poder adaptar la depuradora a la simulación realizada es necesario conocer las características, lo más completas posibles del agua y del fango en cada punto de la instalación. Es necesario destacar además que no sirven valores medios mensuales sino que en la mayoría de los casos hace falta valores concretos y diarios de entrada y salida para reproducir el sistema real, porque si no es imposible reproducir unos datos que se ven muy afectados por la variabilidad del proceso.

En la **Figura 4.2.** se muestra un esquema simplificado de la EDAR estudiada donde se indican los puntos de muestreo establecidos para la caracterización que se realiza para poder simular la depuradora.

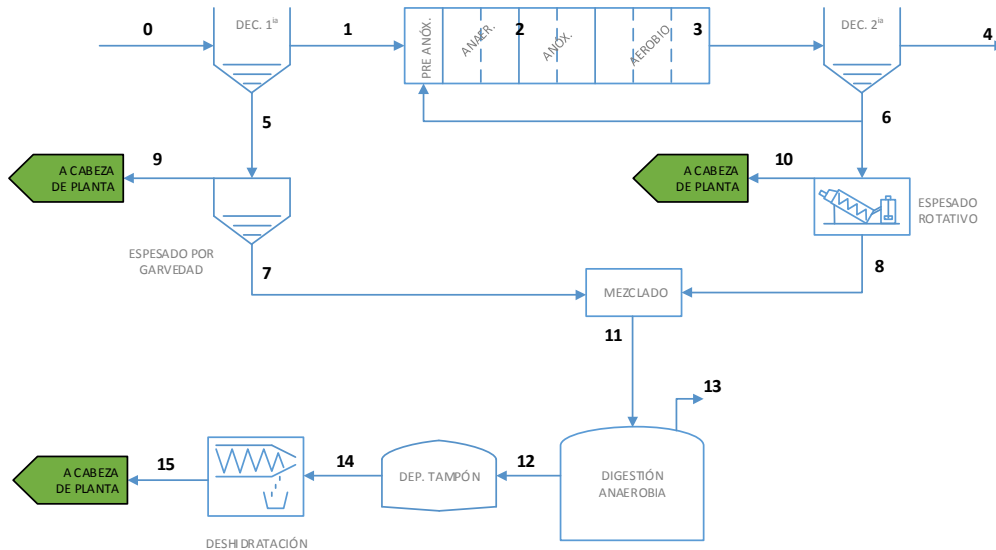


Figura 4.2. Situación de los puntos de muestreo para realizar una analítica completa y detallada de la depuradora.

En la **Tabla 4.6.** y en la **Tabla 4.7.** se observan los valores analíticos realizados a cada una de las conexiones entre elementos de la EDAR. Se ha realizado de esta manera para que se tenga una caracterización antes y después de cada elemento facilitando el ajuste o incluso comprobando cómo se ajusta a unos valores y a otros no, siendo imposible ajustar los dos y por tanto priorizando unos ajustes a otros.

Se observa que no se dispone de datos para todos los parámetros en todos los puntos, si no que hay parámetros que no se midieron en determinados puntos ya sea porque fue imposible o bien porque no tienen interés práctico. Se puede observar también que el punto 13 no aparece en ninguna de las tablas, es debido a que es el punto de muestreo correspondiente al biogás y no se realizó un análisis del mismo.

También se observa que no hay ningún valor, eso es debido a que el día que se realizaron las analíticas hubo problemas en el laboratorio y cuando salieron los resultados 20 días después no eran coherentes con los demás pues resultaba más DBO límite que DQO total. De modo que se descartaron los valores pero ya no fue factible repetir el análisis tras 20 días, el agua y funcionamiento de la depura varía mucho en ese tiempo.

Tabla 4.6. Caracterización de cada un de los flujos de corriente de la EDAR de Calahorra (1).

Punto	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	% SSV (%)	DQO _T (mg/L)	DQO _{Sol} (mg/L)	DBO (mg/L)	AGV (mg/L)	PO ₄ (mg/L)	P _T (mg/L)	P _{Tsol} (mg/L)	NH ₄ (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	N _T (mg/L)	N _{Tsol} (mg/L)
0	252,0	204,0	80,80	609,0	283,5	-	56,45	3,27	6,05	3,26	28,20	0,02	6,49	47,70	36,70
1	130,0	81,5	63,05	346,0	177,0	-	38,27	3,27	5,28	4,83	39,16	-	-	51,00	45,00
2	2437,0	1965,0	80,00	-	29,0	-	0,41	5,47	73,50	-	17,01	0,04	0,41	-	-
3	2760,0	2192,0	79,40	3265,0	-	-	-	0,86	74,54	-	0,24	-	-	213,00	-
4	9,0	10,0	90,09	42,15	15,9	-	-	0,04	0,32	0,36	0,17	0,01	9,66	9,00	7,50
5	20563,5	13997,0	80,1	22100,0	930,0	-	340,31	25,09	127,17	18,55	61,84	-	-	283,00	90,00
6	6084,0	4377	-	5740,0	55,0	-	-	0,53	130,42	0,12	0,99	0,05	6,05	119,00	7,00
7	40967,5	35058	81,2	61640,0	3915,0	-	1875,81	63,55	256,61	113,83	136,12	-	-	-	-
8	-	-	-	58400,0	-	-	-	-	190,42	-	-	-	-	-	-
9	-	-	-	1760,0	948,0	-	-	37,76	43,37	35,55	119,99	-	-	-	-
10	-	-	-	550,0	-	-	-	1,16	9,62	9,62	6,23	-	-	-	-
11	47113,5	40864,0	82,50	60920,0	7850,0	-	1649,72	243,29	-	-	183,23	-	-	-	-
12	25465,5	16586,0	65,90	26620,0	2042,0	-	665,06	80,26	532,78	66,40	1218,78	-	-	-	-
14	24741,0	15424,0	64,70	23860,0	1838,0	-	538,33	69,48	471,46	56,90	1212,85	-	-	-	-
15	678,0	260,0	53,80	-	-	-	-	47,38	84,54	43,60	1159,38	-	-	-	-

Se observa que no se dispone de datos para todos los parámetros en todos los puntos, si no que hay parámetros que no se midieron en determinados puntos ya sea porque fue imposible o bien porque no tienen interés práctico. Se puede observar también que el punto 13 no aparece en ninguna de las tablas, es debido a que es el punto de muestreo correspondiente al biogás y no se realizó un análisis del mismo.

También se observa que no hay ningún valor, eso es debido a que el día que se realizaron las analíticas hubo problemas en el laboratorio y cuando salieron los resultados 20 días después no eran coherentes con los demás pues resultaba más DBO límite que DQO total. De modo que se descartaron los valores pero ya no fue factible repetir el análisis tras 20 días, el agua y funcionamiento de la depura varía mucho en ese tiempo.

Tabla 4.7. Caracterización de cada un de los flujos de corriente de la EDAR de Calahorra (2).

Punto	Ca _T (mg/L)	Ca _{sol} (mg/L)	Mg _T (mg/L)	Mg _{sol} (mg/L)	K _T (mg/L)	K _{sol} (mg/L)	Fe _T (mg/L)	Fe _{sol} (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	S ₂ ⁻ (mg/L)	Q (m3/d)	pH (ud.)	T (°C)	Cond. A 20°C (μS/cm)
0	211,10	141,84	27,5	25,78	46,10	27,03	-	-	285,91	-	12498,0	7,57	-	1841
1	223,6	134,5335	29,8	25,08	40,70	26,75	-	-	211,43	-	12374,4	7,35	-	1607
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	271,55	-	38,80	-	101,35	-	-	-	273,42	-	-	7,37	-	1554
4	200,60	141,37	30,30	25,26	25,40	22,53	-	-	251,95	-	11858		-	-
5	1337,20	169,55	63,90	31,46	158,80	45,43	-	-	292,15	-	123,6	7,45	-	-
6	300,40	145,19	53,10	25,34	171,30	24,11	-	-	-	-	444,8		-	2130
7	1964,40	338,30	93,50	54,55	290,80	85,46	-	-	-	-	61,2	5,83	-	2006
8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	284,10	163,82	16,20	32,98	118,26	61,14	-	-	-	-	-	-	-	-
10	141,97	139,31	25,16	25,28	34,92	29,40	-	-	-	-	-	-	-	-
11	1755,20	282,65	181,00	71,02	735,50	209,57	92,4	4,0	-	-	92,8	6,03	-	2009
12	1190,40	73,12	107,70	16,27	507,70	335,61	240,1	9,9	-	-	92,8	7,78	-	10360
14	1640,20	71,17	133,90	16,30	516,10	338,93	240,3	8,3	-	-	132,2	7,68	-	11060
15	57,70	77,02	46,80	15,68	365,70	293,17	3,3	0,6	-	-	-	-	-	-

Se observa que hay puntos donde no se ha realizado ningún análisis, aparte del 13 que es el del biogás. Por ejemplo no se han realizado análisis en el centro del reactor biológico ni en los fangos secundarios espesados. En el casi del reactor es porque no tienen ninguna relevancia estos parámetros en esa parte.

Algunos parámetros, como es el hierro o el sulfato únicamente se han analizado en determinadas zonas de la planta, en el primera casi únicamente en la línea de fangos, para predecir la precipitación. Y en el segundo caso en el caso de la línea de aguas pues sí que es un parámetro importante para detectar presencia de bacterias sulfato reductoras y evitar problemas de ácido sulfhídrico.

4.2.3. Modificaciones realizadas sobre los parámetros de defecto

Se introduce la depuradora descrita en este apartado en el programa de simulación para poder simularla, sin embargo es necesario destacar que para facilitar los cálculos al programa y disminuir el tiempo de simulación se ha introducido en primer lugar la línea de aguas únicamente, es decir, decantador primario, reactor biológico y decantador secundario.

Cómo se ha comentado es necesario realizar una caracterización previa del agua residual antes de hacer ninguna simulación, para ello se hace uso de los datos analíticos.

También se debe tener en cuenta que hay valores no conocidos como por ejemplo la DBO límite que se calcula con los porcentajes que posee respecto a la DQO en los datos históricos que es de un 0,9089. De esta manera las características básicas del agua residual influente quedan como se muestran en la **Tabla 4.8**.

Tabla 4.8. Características básicas del agua de entrada influente para realizar la primera caracterización previa.

Parámetro	Valor	Unidades
DQOT	609,00	mg/L
%sol	46,55	%
DBOI	553,54	mg/L
%sol	44,85	%
Sa	56,45	mg/L
Spro	0,00	mg/L
Snh4	28,20	mgN/L
Sno3	6,49	mgN/L
NT	47,70	mgN/L
%sol	76,94	%
Spo4	3,27	mgP/L
PT	6,05	mgP/L
%sol	75,00	%
SS	252,00	mg/L
%Vol	80,80	%
Temperatura	15,5	°C

Con estos valores se realizan unos cálculos básicos que permitirán posteriormente calcular los componentes de la materia orgánica que requiere el programa de simulación y los contenidos tanto de los nutrientes como de los sólidos. Al realizar todos los cálculos explicados en el apartado de materiales y metodología se obtiene la caracterización del agua residual que se muestra en la **Tabla 4.9**.

Tabla 4.9. Caracterización del agua residual urbana que llega a la EDAR.

Componentes MO			Nitrógeno		Fósforo		Sólidos	
Si	35,246	mg/L	i _{pxi}	0,030000	i _{pxi}	0,010000	i _{sstxi}	0,700000
Sf	191,804	mg/L	i _{pxs}	0,034045	i _{pxs}	0,004253	i _{sstxs}	0,620619
Xi	20,2127	mg/L	i _{psi}	0,008642	i _{psi}	0,013022		
Xs	305,287	mg/L	i _{psf}	0,010000	i _{psf}	0,004253		
Xnv	48,384	mg/L						
Xv	203,616	mg/L						

De forma preliminar se realiza una primera simulación con los valores anteriormente calculados para ver si se ajusta la depuradora al comportamiento esperado o no se ajusta y en qué se diferencia para saber que parámetros se deben modificar.

En la **Tabla 4.10.** se muestran los resultados obtenidos de la primera simulación y los analíticos incluyendo el error en base al real.

Tabla 4.10. Datos salida de la primera simulación de la línea de aguas.

Parámetro	Unidades	Valor Real	Valor Simulado	% Error
Caudal fango primario	m ³ /d	123,60	1224,80	890,94
Sólidos suspendidos F1	m ³ /d	20563,50	1875,01	90,88
Nitrógeno total F1	mg N/L	283,00	118,47	58,14
DQO F1	mg DQO/L	22100,00	2704,87	87,76
Fósforo total F1	mg P/L	127,17	15,79	87,58
Caudal fango secundario	m ³ /d	444,80	361,50	18,73
Sólidos suspendidos F2	m ³ /d	5813,00	2276,30	60,84
Nitrógeno total F2	mg N/L	119,00	139,79	17,47
DQO F2	mg DQO/L	5740,00	2593,84	54,81
Fósforo total F2	mg P/L	130,42	69,07	47,04
Caudal efluente	m ³ /d	11858,00	10911,70	7,98
Sólidos suspendidos efluente	mg SS/L	9,00	9,58	6,44
DQOsol efluente	mg DQO/L	20,30	35,67	75,71
Nitrógeno total efluente	mg N/L	9,00	7,18	20,22
Amonio efluente	mg N/L	0,17	0,02	88,24
Fósforo total efluente	mg P/L	0,32	2,86	793,75
SS reactor	mg SS/L	2437,0	1390,38	42,95

Se observa que ningún parámetro coincide, por tanto es necesario ajustar la caracterización del agua residual. Todos los contenidos determinarán los nutrientes y los sólidos, se trata de ir variando hasta conseguir que se adapten. Lo más lógico es empezar por ajustar los sólidos, para ello se prueba a simular con diferentes composiciones de sólidos para intentar aumentar los sólidos suspendidos en el reactor. Una vez ajustados los sólidos deberían ajustarse también los

fangos y por tanto sólo quedarían los nutrientes, es necesario mejorar la eliminación de P y empeorar un poco la de N para cuadrar los resultados.

Se ha explicado un poco más o menos como se debe proceder para el ajuste, con esas indicaciones y teniendo en cuenta la definición de todos los parámetros que interviene se logra ajustar la línea de aguas. Una vez ajustada se debe ir otros parámetros como son los metales y la alcalinidad para que la simulación sea lo más rigurosa posible.

No tiene sentido exponer cada una de las iteraciones intermedias realizadas en este proceso de modo que se va a proceder a comentar directamente la solución final alcanzada. En la **Tabla 4.11**, se muestran las características tenidas en cuenta para la caracterización definitiva del agua residual influente.

Tabla 4.11. Características básicas del agua de entrada influente para realizar la primera caracterización previa.

Parámetro	Valor	Unidades
DQOT	634,34	mg/L
%sol	49,91	%
DBO1	514,00	mg/L
%sol	241,00	%
Sa	54,90	mg/L
Spro	0,00	mg/L
Snh4	42,55	mgN/L
Sno3	6,13	mgN/L
NT	61,70	mgN/L
%sol	82,70	%
Spo4	3,90	mgP/L
PT	7,40	mgP/L
%sol	57,30	%
SS	249,20	mg/L
%Vol	80,10	%
pH	7,57	Ud.
Acalinidad	200,00	mg CaCO3/L

Se observa que no se trata de los valores que se muestran anteriormente, ni coinciden con los que se indican en los valores analíticos. Esto es debido a que para obtener ajustes más realistas se deben introducir características que son promedio de las de entrada y los sobrenadantes que se recirculan. Además facilita los cálculos y mejora la rapidez del sistema de simulación. Para calcular cada una de estas características se ha hecho uso de la ecuación (4.2).

$$[C] = \frac{Q_0 \cdot [C]_0 + Q_{esp1^\circ} \cdot [C]_{esp1^\circ} + Q_{esp2^\circ} \cdot [C]_{esp2^\circ} + Q_{centri} \cdot [C]_{centri}}{Q_0 + Q_{esp1^\circ} + Q_{esp2^\circ} + Q_{centri}} \quad (4.2)$$

También es necesario tener en cuenta que para la DBO límite de entrada se ha hecho uso de las siguientes relaciones:

$$DBO_{lim}/DQO = 0,81$$

$$DBO_{limsol}/DQO_{sol} = 0,76$$

$$DBO_{limsol}/DBO_{lim} = 0,37$$

En la **Tabla 4.12.** se muestran los resultados de los cálculos de los contenidos que cuadran el resultado experimental con el analítico.

Tabla 4.12. Caracterización del agua residual urbana que llega a la EDAR definitiva.

Componentes MO			Nitrógeno		Fósforo		Sólidos	
Si	24,60	mg/L	I _{nxi}	0,030000	i _{pxi}	0,003000	i _{sstxi}	0,910000
Sf	237,10	mg/L	I _{nxs}	0,034045	i _{pxs}	0,005700	i _{sstxs}	0,650000
Xi	44,54	mg/L	I _{nsi}	0,010000	i _{psi}	0,000010		
Xs	273,19	mg/L	I _{nsi}	0,010000	i _{psf}	0,000070		
Xnv	49,56	mg/L						
Xv	199,61	mg/L						

Además de todo esto se añaden las siguientes cantidades de metales:

$$Ca_{tot} = 207,3 \text{ mg Ca/L}$$

$$Mg_{tot} = 27,6 \text{ mg Mg/L}$$

$$Ca_{sol} = 141,2 \text{ mg Ca/L}$$

$$Mg_{sol} = 27,6 \text{ mg Mg/L}$$

$$K_{tot} = 50,2 \text{ mg K/L}$$

$$Ca_{precip} = 66,1 \text{ mg/L}$$

$$K_{sol} = 30,9 \text{ mg K/L}$$

$$CaCO_3 = 165,0 \text{ mg/L}$$

Una vez introducidos todos estos datos en la depuradora modelo se procede a la simulación y se comprueba que ajusta bastante mejor que en el primer caso. Cabe mencionar que el ajuste ha ido mejorando poco a poco con cada cambio que se hacía en los parámetros de entrada. Los resultados de la simulación se muestran en la **Tabla 4.13.**

Tabla 4.13. Datos salida de la simulación definitiva de la línea de aguas.

Parámetro	Unidades	Valor Real	Valor Simulado	% Error
Caudal fango primario	m ³ /d	123,60	124,89	1,04
Sólidos suspendidos F1	mg SS/L	20563,50	16903,88	17,80
Nitrógeno total F1	mg N/L	283,00	673,75	138,07
DQO F1	mg DQO/L	22100,00	19320,20	12,58
Fósforo total F1	mg P/L	127,17	95,06	25,25
Caudal fango secundario	m ³ /d	444,80	381,29	14,28
Sólidos suspendidos F2	mg SS/L	5813,00	4402,97	24,26
Nitrógeno total F2	mg N/L	119,00	212,80	78,82
DQO F2	mg DQO/L	5740,00	4521,00	21,24
Fósforo total F2	mg P/L	130,42	103,01	21,02
Caudal efluente	m ³ /d	11858,00	12237,82	3,20
Sólidos suspendidos efluente	mg SS/L	9,00	8,88	1,33
DQOsol efluente	mg DQO/L	20,30	25,04	23,35
Nitrógeno total efluente	mg N/L	9,00	9,65	7,22
Amonio efluente	mg N/L	0,17	0,03	82,35
Fósforo total efluente	mg P/L	0,32	1,52	375,00
SS reactor	mg SS/L	2437,0	2684,54	10,16

Se observa que han mejorado mucho los parámetros aunque sigue habiendo errores bastante altos como el nitrógeno total en el fango primario. Para este caso no se cuenta el error del fósforo total en el efluente pues es tan alto porque se trabaja con concentraciones muy bajas, la concentración simulada se da por buena al ver los históricos.

La adaptación de la línea de aguas al funcionamiento real no solo implica cambiar parámetros de entrada, sino que muchas veces es necesario cambiar parámetros del modelo microbiológico ya que los parámetros de entrada están muy bien definidos. En este caso se ha mejorado la eliminación de fósforo haciendo los siguientes cambios:

B_{PAO} : De 0,2 a 0,15

B_{PP} : De 0,2 a 0,15

B_{PHA} : De 0,2 a 0,15

Ya se dispone de la línea de aguas simulada lo más parecido posible a la realidad, ahora se añaden elemento a elemento de la línea de fangos para poder adaptarlos poco a poco, los espesadores tienen muy poca variabilidad y opciones, sin embargo la cámara de fermentación funciona como un biológico, por defecto utiliza los mismos valores de parámetros que el reactor, se deja así pero se mejora el rendimiento de las acidogénicas pues en la simulación no se producían tantas bacterias ni tanto ácido como debiera. El μ_{acid} pasa de ser 1,28 a 1,77.

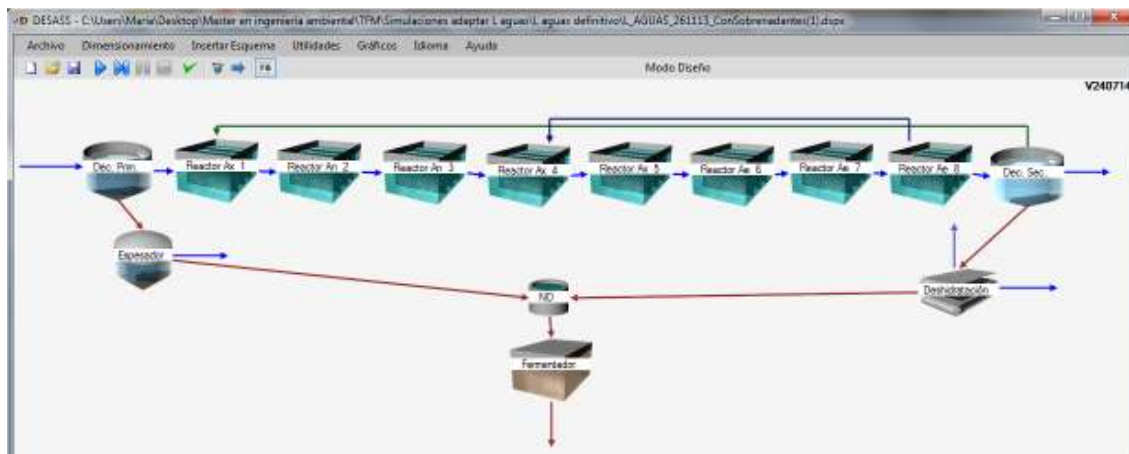


Figura 4.3. Ventana del programa de simulación DESASS con la depuradora ya implantada.

En la **Figura 4.3.** se observa la captura de pantalla del modelo definitivo de simulación de la EDAR en el programa DESASS. Se puede observar que, como ya se ha comentado antes, no se va a simular la línea de fangos más allá del fermentador o mejor dicho de la cámara de mezcla.

En la **Tabla 4.14.** se observa la caracterización de cada una de las corrientes antes y después de cada uno de los elementos obtenida a través de la simulación que se considera la que mejor se adapta a los resultados experimentales. De modo que esta tabla se puede comparar con las analíticas y ver qué parámetros ajustan mejor y cuales se desvían más y determinar si son relevantes para el estudio que se quiere realizar.

Para realizar esta comparativa se ha realizado una tabla donde se calcular los errores relativos cometidos para cada uno de los valores simulados en base a los valores teóricos, así se comprobará si se trata de valores asumibles y dónde se encuentran los errores más grandes. Esta tabla de erres es la **Tabla 4.15.**

En esta tabla se observa que los errores no son tan grandes como era de esperas aunque existen errores muy grandes, los cuales se han marcado en rojo. Estos errores en la mayoría de los casos son de valores pequeños de modo que una pequeña diferencia en un valor pequeño se convierte en un cortejante elevado, en este caso de entorno a un 2000% sin embargo no debe tenerse en cuenta este porcentaje si no si los valores obtenidos sin semejantes en su rango y son lógicos y coherentes.

Los resultados por tanto se dan por válidos debido a que es muy complicado ajustar todo y se ajusta lo imprescindible.

Tabla 4.14. Caracterización de cada un de los flujos de corriente de la EDAR de Calahorra obtenida mediante la simulación definitiva.

Punto	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	% SSV (%)	DQO _T (mg/L)	DQO _{Sol} (mg/L)	DBO (mg/L)	AGV (mg/L)	PO ₄ (mg/L)	P _T (mg/L)	P _{Tsol} (mg/L)	NH ₄ (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	N _T (mg/L)	N _{Tsol} (mg/L)
0	299,21	240,21	80,30	650,01	324,69	-	54,90	3,90	5,47	3,92	42,55	0,00	6,13	62,10	51,38
1	128,69	103,31	80,30	464,61	324,69	-	54,90	3,90	4,59	3,92	42,55	0,00	6,13	55,99	51,38
2	2682,14	2118,38	79,00	2866,40	114,56	-	8,98	6,21	63,43	6,22	17,38	0,00	0,00	144,88	18,44
3	2695,99	2117,82	78,60	2781,43	25,03	-	0,00	1,33	64,43	1,33	0,06	0,20	8,96	136,85	136,85
4	8,88	6,98	78,60	34,12	25,04	-	0,00	1,32	1,52	1,32	0,03	0,15	8,8	9,56	9,22
5	16903,88	13447,42	76,60	19320,20	1227,00	-	211,68	8,68	95,06	8,74	67,46	0,00	0,13	673,75	77,06
6	4402,97	3456,74	78,50	4521,00	24,76	-	0,00	1,50	103,01	1,50	0,48	0,11	3,88	212,80	4,71
7	43666,70	34380,77	78,70	49684,82	3771,10	-	677,26	22,44	240,51	22,62	137,68	0,00	0,00	1679,12	165,85
8	71000,00	55741,54	78,50	72528,71	24,76	-	0,00	1,50	1638,30	1,50	0,48	0,00	0,11	3360,19	4,71
9	841,19	663,71	78,90	2165,60	1277,91	-	225,72	8,94	13,24	9,01	68,93	0,00	0,03	108,05	78,74
10	1,00	0,79	78,50	25,78	24,765	-	0,00	1,50	1,52	1,50	0,48	0,11	3,88	4,76	4,71
11	50532,55	40048,47	79,30	56872,65	4817,36	-	355,85	325,46	722,19	325,74	240,04	0,00	0,02	22587	2257,01

Punto	Ca _T (mg/L)	Ca _{sol} (mg/L)	Mg _T (mg/L)	Mg _{sol} (mg/L)	K _T (mg/L)	K _{sol} (mg/L)	Fe _T (mg/L)	Fe _{sol} (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	S ₂ ⁻ (mg/L)	Q (m3/d)	pH (ud.)	T (°C)	Cond. (μ S/cm)
0	167,94	141,17	26,41	26,07	34,85	31,16	0,00	0,00	95,30	0,00	12744,00	7,57	15,5	-
1	150,96	141,17	26,22	26,07	32,56	31,16	0,00	0,00	95,30	0,00	12619,11	7,57	15,5	-
2	266,34	143,26	37,37	26,87	58,82	32,46	0,00	0,00	95,43	0,00	31379,04	7,32	15,5	-
3	263,37	144,52	38,36	26,60	58,82	31,07	0,00	0,00	95,49	0,00	31379,04	7,21	15,5	-
4	145,11	144,72	25,64	25,60	31,19	31,10	0,00	0,00	95,49	0,00	12237,82	7,16	15,5	-
5	1475,27	211,82	46,28	19,20	221,75	41,24	0,00	0,00	72,58	18,25	124,89	6,44	15,5	-
6	338,98	145,77	44,86	25,65	76,49	31,29	0,00	0,00	95,50	0,00	381,29	7,17	15,5	-
7	7274,26	404,64	78,63	29,87	525,90	68,75	0,00	0,00	10,99	18,25	44,96	5,89	15,5	-
8	3261,41	145,77	335,42	25,65	760,16	31,29	0,00	0,00	95,50	0,00	23,64	7,24	15,5	-
9	277,71	215,91	28,07	27,13	50,65	41,82	0,00	0,00	70,62	18,25	79,33	6,41	15,5	-
10	145,81	145,77	25,65	25,65	31,30	31,29	0,00	0,00	95,50	0,00	357,65	7,24	15,5	-
11	3486,12	397,53	167,12	107,02	606,63	161,34	0,00	0,00	5,89	43,60	68,60	6,00	15,5	-

Tabla 4.15. Tabla de errores en la caracterización de los flujos entre los elementos de la EDAR estudiada.

Punto	SST (% err)	SSV (% err)	% SSV (% err)	DQO _T (% err)	DQO _{Sol} (% err)	AGV (% err)	PO ₄ (% err)	P _T (% err)	P _{Tsol} (% err)	NH ₄ (% err)	NO ₂ (% err)	NO ₃ (% err)	N _T (% err)	N _{Tsol} (% err)
0	18,73	17,75	0,62	6,73	14,53	2,75	19,27	9,59	20,25	50,89	100,00	5,55	30,19	40,00
1	1,01	26,76	27,36	34,28	83,44	43,45	19,27	13,07	18,84	8,66			9,78	14,18
2	10,06	7,81	1,25		295,03	2090,24	13,53	13,70		2,18	100,00	100,00		
3	2,32	3,38	1,01	14,81			54,65	13,56		75,00			35,75	
4	1,33	30,20	12,75	19,05	57,48		3200,00	375,00	266,67	82,35	1400,00	8,90	6,22	22,93
5	17,80	3,93	4,37	12,58	31,94	37,80	65,40	25,25	52,88	9,09			138,07	14,38
6	27,63	21,02		21,24	54,98		183,02	21,02	1150,00	51,52	120,00	35,87	78,82	32,71
7	6,59	1,93	3,08	19,40	3,68	63,90	64,69	6,27	80,13	1,15				
8				24,19				760,36						
9				23,05	34,80		76,32	69,47	74,66	42,55				
10				95,31			29,31	84,20	84,41	92,30				
11	7,26	2,00	3,88	6,64	38,63	78,43	33,77			31,00				

Punto	Ca _T (% err)	Ca _{sol} (% err)	Mg _T (% err)	Mg _{sol} (% err)	K _T (% err)	K _{sol} (% err)	Fe _T (% err)	Fe _{sol} (% err)	SO ₄ (% err)	Q (% err)	pH (% err)
0	20,45	0,47	3,96	1,12	24,40	15,28			66,67	1,97	0,00
1	32,49	4,93	12,01	3,95	20,00	16,49			54,93	1,98	2,99
2	1,92		3,69		41,96				65,10		0,68
3	31,29	2,23	26,60	5,30	131,57	37,91			62,10	164,62	
4	89,15	14,64	59,87	18,63	80,36	31,54			67,31	9801,15	3,89
5	391,10	45,89	12,84	24,23	29,45	71,05				71,92	
6	82,74	56,91	52,02	52,98	73,70	63,39				523,02	22,98
7	2460,46	147,00	385,37	9,43	344,70	12,45					
8	2197,25	4,64	1233,15	1,46	2076,86	6,43					
9	84,18	23,61	84,49	61,80	93,11	80,04	100,00	100,00		14,52	6,30
10	87,75	99,36	76,18	57,65	93,83	90,68	100,00	100,00		285,40	6,94
11	112,54	458,56	24,81	556,56	17,54	52,40	100,00	100,00		48,11	21,88

4.3. Modificaciones de la instalación para recuperar fósforo

4.3.1. Bases de las modificaciones

Con las modificaciones se pretende obtener fósforo de la línea de fangos activados. Esta línea posee gran cantidad de fósforo debido a que está compuesta por el fango activado, que son organismos vivos en cuya composición está el fósforo aunque ésta en tan poca cantidad que no se tiene en cuenta en la fórmula química que se asigna a la biomasa, que es $C_5H_7NO_2$.

Además en este caso, la depuradora de la que se dispone está capacitada para eliminar fósforo de forma biológica. Así pues existen bacterias PAO en el sistema de fangos activados que tienen almacenado en su interior gran cantidad de fósforo en forma de polifosfatos. De modo que cualquier metodología para extraer fósforo de los fangos pasa por extraer este fósforo de la biomasa, ya que es un nutriente inútil en su interior.

Las bacterias PAO sueltan el fósforo acumulado en su interior o bien en determinadas condiciones o bien tras la muerte. Para rentabilizar la planta, y que no suponga un coste excesivo extra, se pretende utilizar en lo medida de lo posible las instalaciones ya existentes.

En un proceso normal las bacterias mueren principalmente en el digestor, sin embargo aparecen problemas por la formación de estruvita, lo que disminuye las secciones de las tuberías y estropea las bombas. Se producen en toda la línea de fangos incluido en el digestor. Cómo además de recuperar fósforo se pretende evitar o minimizar los problemas de precipitación incontrolada, como se ha comentado en los objetivos, se decide realizar las modificaciones en las partes superiores de la línea de aguas residuales, concretamente en el espesado de fangos primario.

La extracción del fósforo se utiliza poniendo en contacto el fango primario debido a su composición (aparición de materia orgánica biodegradable fresca y ácidos volátiles de cadena corta como el ácido acético) y el fango secundario, pues es en este donde se encuentran las bacterias PAO. Este contacto se realiza de forma habitual en la cámara de mezcla que es lo suficientemente grande como para que el tiempo de retención hidráulico permita una suelta completa del polifosfato. En el presente proyecto se van a analizar dos soluciones aprovechando el hecho anteriormente explicado.

1. Elutriación del fango mixto en el espesador primario: Se va a elutriar la mezcla de fangos primarios y secundarios. Esto hace que las bacterias PAO al encontrarse en presencia de gran cantidad de ácidos grasos volátiles (AGV) suelten el polifosfato en forma de fósforo para coger el ácido y formar PHA. Como se ha explicado en el apartado de los modelos.

Sin embargo el fósforo que suelta se produce en la cámara de mezcla, se propone el sistema de elutriación del fango mixto para recuperar el fósforo como fosfato en el sobrenadante del espesado de fango primario. El esquema del sistema de elutriación propuesto se muestra en la **Figura 4.4**.

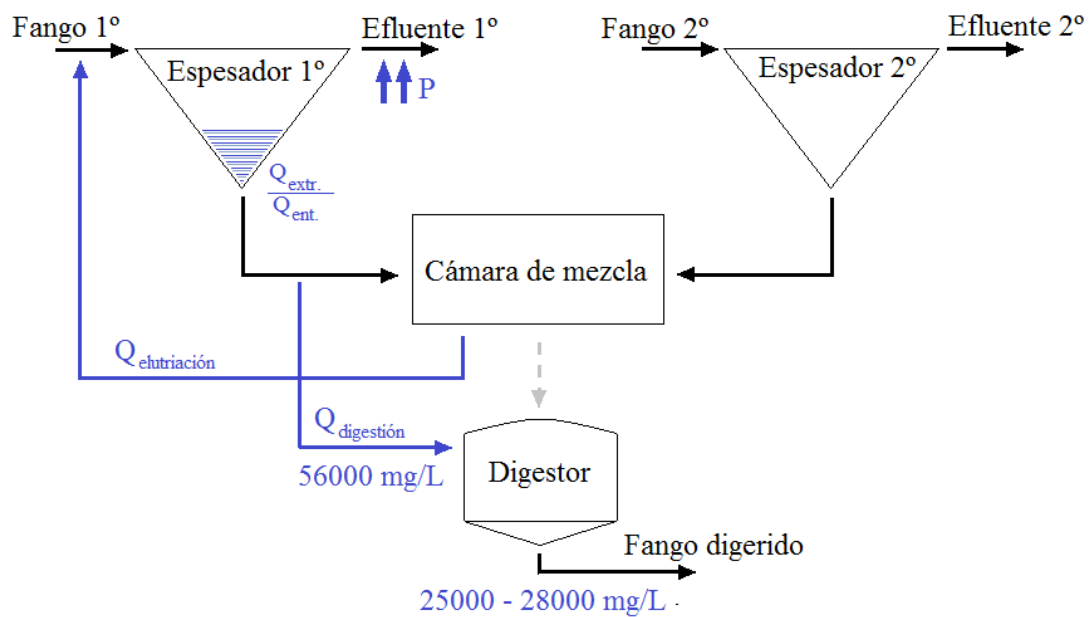


Figura 4.4. Esquema simplificado de la primera modificación propuesta para recuperar el fósforo en la línea de fangos.

2. Centrifugación de la mezcla de fangos: En los datos analíticos de la planta real se observa que, debido al alto tiempo de retención que se da en la cámara de mezcla de los fangos primarios y secundarios, la cantidad de fósforo que se suelta en la cámara en forma de fosfatos es de 300 mg/L.

Por lo que para recuperar dicha cantidad se propone separación mecánica de las fases tras la cámara de mezcla. La separación mecánica se realizaría mediante una centrífuga y, debido a que el fango no está digerido, se propone una concentración de sólidos suspendidos bastante realista de un 6%.

En la **Figura 4.5.** se muestra el sistema de separación propuesto y que se pretende diseñar mediante el programa de simulación DESAS.

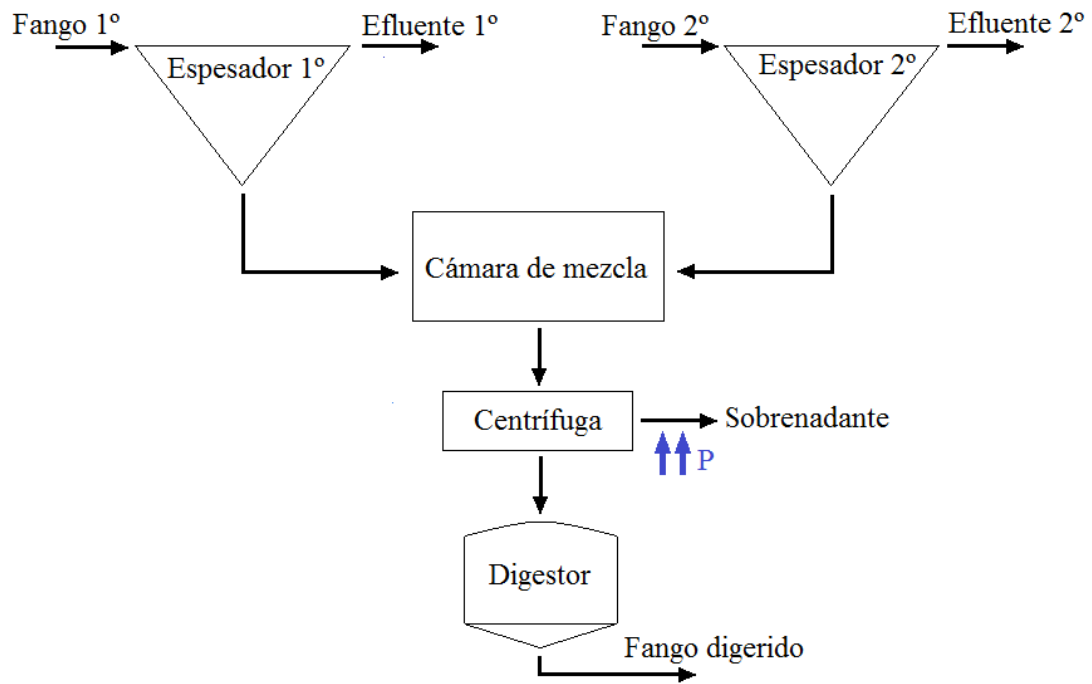


Figura 4.5. Esquema del segundo sistema de separación propuesto para la recuperación de fósforo en la línea de fangos.

4.3.2. Elutriación del fango mixto en el espesador primario

La primera modificación que se prueba, como ya se ha comentado en el sub apartado anterior, es la elutriación del fango mixto en el espesador de fango primario pues se dan las condiciones óptimas para que las bacterias PAO suelten el fósforo acumulado.

Esta modificación es sencilla pues se trata de realizar nuevas tuberías y conexiones a la instalación ya existente. Por tanto para realizar la simulación es necesario eliminar la línea de fangos que une la cámara de mezcla y el digestor para así poder elutriar el mismo introduciendo una línea que va desde la cámara de mezcla a un nudo antes del espesador, esta línea será la encargada de elutriar, además debe introducirse un nudo en la línea que va desde el espesador a la cámara de mezcla para extraer por ahí el fango que irá a digestión.

Las modificaciones a la instalación anteriormente descritas se pueden observar en la **Figura 4.6**.

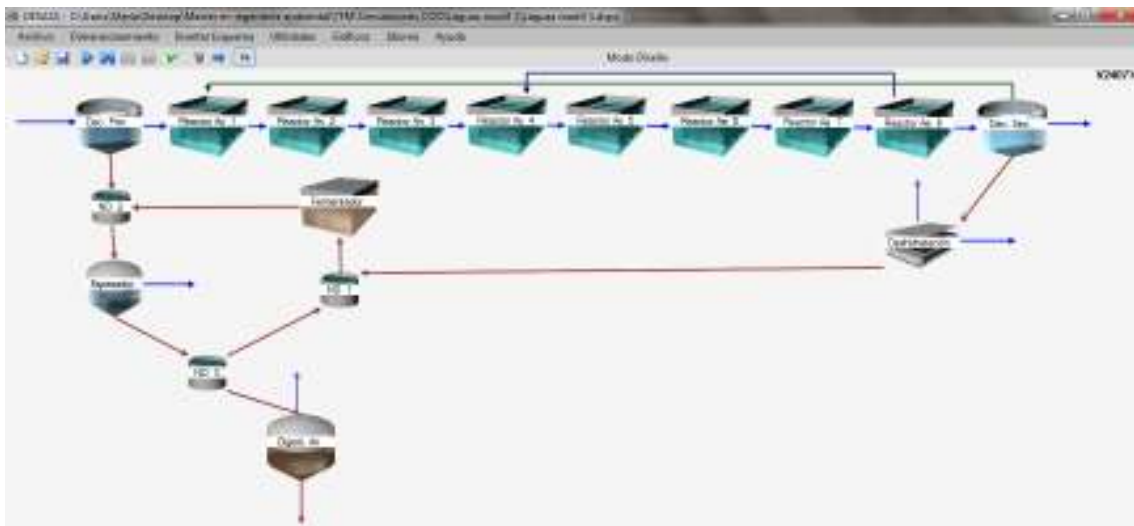


Figura 4.6. Esquema de la depuradora tras la introducción del sistema de elutriación de fango mixto en la simulación del programa DESASS.

Los parámetros que son importantes para controlar la buena elutriación del fango en el espesador es la relación de caudal extraído respecto al caudal de entrada, pues a mayor sea esta relación mayor será la cantidad de fango que circule por el sistema de elutriación de fango. Además como se puede observar no todo el fango que se extrae va a la elutriación, si no que se divide en dos corrientes, una que se destina a la digestión y otra que se elutria. De modo que también es muy importante controlar el caudal a elutriar, pues este será también el que determine el fósforo que recupera la instalación.

De modo que se debe fijar un valor de caudal de digestión y otro de elutriación, sin embargo esto no sería lógico pues los valores a escoger pueden no ser los más óptimos. De modo que lo que se debe hacer es una batería de simulaciones variando estos dos valores para obtener las mejores condiciones de explotación de la planta para obtener la mayor cantidad de fósforo en el efluente.

Se pretende estudiar los resultados para las extracciones de 0,4, 0,5, 0,6, 0,7 y 0,8 (que determinarán el caudal de elutriación) y estudiar los caudales de digestión de 50, 55, 60, 65 y 70 m³/d. La relación entre los caudales del espesador es escogida teniendo en cuenta que no es posible trabajar con extracciones más bajas de las que se utilizan sin elutriación, pues no se estaría elutriando el fango y que no pueden ser demasiado elevadas porque si no se acumulan los fangos en el espesador debido a las recirculaciones o requeriría un caudal de digestión muy elevado y eso empeoraría la elutriación.

De modo que en total se deben realizar 25 simulaciones con las siguientes combinaciones:

$Q_{extr}/Q_{ent} = 0,4$ $Q_{dig} = 50 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 55 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 60 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 65 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 70 \text{ m}^3/\text{d}$	$Q_{extr}/Q_{ent} = 0,5$ $Q_{dig} = 50 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 55 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 60 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 65 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 70 \text{ m}^3/\text{d}$
$Q_{extr}/Q_{ent} = 0,6$ $Q_{dig} = 50 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 55 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 60 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 65 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 70 \text{ m}^3/\text{d}$	$Q_{extr}/Q_{ent} = 0,7$ $Q_{dig} = 50 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 55 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 60 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 65 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 70 \text{ m}^3/\text{d}$
$Q_{extr}/Q_{ent} = 0,8$ $Q_{dig} = 50 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 55 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 60 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 65 \text{ m}^3/\text{d}$ $Q_{dig} = 70 \text{ m}^3/\text{d}$	

Sin embargo estas simulaciones no se pueden hacer directamente pues cómo se ha explicado en metodología, en los nudos no se puede establecer unos valores de caudal si no que se establece un porcentaje de cada una de las salidas. Tampoco es posible calcularlos para cada caso, pues los caudales van variando en función de los parámetros de extracción y de funcionamiento, no es algo establecido, de modo que se deben ir haciendo simulaciones con diferentes porcentajes para poder ajustar así el caudal de elutriación. En el presente trabajo se van a presentar únicamente los resultados obtenidos de las simulaciones válidas.

Tras las simulaciones del sistema de elutriación se deben estudiar los principales parámetros que se ven afectados por las modificaciones y que determinan el buen funcionamiento de la modificación establecida. Estos parámetros son: el caudal de digestión, el fósforo que va a digestión, el fósforo que sale con el efluente del espesador, el fósforo total que va a digestión, el fósforo total que sale con el efluente del espesador, los sólidos suspendidos que van a digestión, la DQO total que entra en la digestión, los sólidos y el perfil de sólidos alcanzado en el espesador para evitar desbordamientos y que salga en fango con el efluente durante la explotación.

Antes de realizar las simulaciones es necesario tener en cuenta que el espesador de fango primario antes sólo trabajaba con un fango y ahora tiene que trabajar con la mezcla de los

fangos. Por lo que los valores de sedimentabilidad no son representativos del fango mixto, si se dejaran tal cual los resultados de las simulaciones no serían válidos. Sobre todo en lo que se refiere al Fns (fracción no sedimentable), que al indicar sedimentabilidad ya no es aplicable al fango mixto. Para que el valor de este factor sea representativo se realiza un promedio entre los valores de los distintos fangos, teniendo en cuenta que para el fango primario está en el espesador y para el fango secundario en el decantador. El promedio se realiza aplicando la fórmula (4.1).

$$Fns = \frac{X_{TSSF1} \cdot Q_{F1} \cdot Fns_{F1} + X_{TSSF2} \cdot Q_{F2} \cdot Fns_{F2}}{X_{TSSF1} \cdot Q_{F1} + X_{TSSF2} \cdot Q_{F2}} \quad (4.1)$$

Los valores de las fracciones no sedimentables de ambos fangos se incluyen en la descripción de la planta. Sustituyendo los valores por los valores obtenidos en la simulación resulta:

$$Fns = \frac{16903,88 \cdot 124,89 \cdot 0,05 + 71000 \cdot 23,64 \cdot 0,0005}{16903,88 \cdot 124,89 + 71000 \cdot 23,64} = 0,0280759$$

De modo que se debe sustituir el 0,05 por 0,0280759 (empeora la sedimentabilidad del fango) antes de empezar cualquier simulación que implique la mezcla de los dos fangos antes de un elemento de separación por gravedad, en este caso el espesador de fango primario.

Los valores obtenidos de estos parámetros se deberán comparar con los que se obtienen en el espesador y la entrada a digestión sin la elutriación, pues es ahí donde se comprueba una mejora en la recuperación de fósforo y un funcionamiento similar al actual, ya que no se busca empeorar la calidad final obtenida ni en el fango ni la explotación de la estación depuradora de aguas.

Resultados de las simulaciones

Al tratarse de muchas simulaciones y muchos resultados se van a analizar poco a poco en función del caudal de digestión, pues se puede buscar relaciones más fácilmente.

- Caudal de digestión de 50 m³/d: Los resultados para los parámetros estudiados de todas las relaciones de caudales de extracción respecto al de entrada en el espesado de fango primario, y un caudal de digestión de 50 m³/d se muestra en la **Tabla 4.16**.

Tabla 4.16. Resultados obtenidos para la elutriación del fango mixto con un caudal destinado a digestión de 50 m³/d.

Parámetros	Sin elutr.	Ensayo 1	Ensayo 2	Ensayo 3	Ensayo 4	Ensayo 5
Q_{extr}/Q_{ent}	0,360	0,400	0,500	0,600	0,700	0,800
% Q_{dig} en N3	-	0,757	0,508	0,340	0,218	0,129
Q_{dig} (m ³ /d)	68,600	49,810	50,030	50,110	49,990	50,370
Q_{elu} (m ³ /d)	0,000	39,620	72,020	120,740	203,010	365,070
Q_{en} (m ³ /d)	79,930	98,710	99,810	98,450	98,370	97,990
PO_{4dig} (mg/L)	325,460	248,000	243,430	223,380	207,120	216,810
PO_{4eff} (mg/L)	8,940	170,530	178,360	181,030	181,770	200,130
P_{Tdig} (mg/L)	722,190	666,380	646,820	634,410	631,750	592,420
P_{Teff} (mg/L)	13,240	176,190	185,040	188,730	190,620	209,160
SS_{dig} (mg/L)	50532,550	64576,360	62664,740	62454,000	62977,550	59201,340
DQO_{Tdig} (mg/L)	56872,650	74451,310	71707,130	70108,060	69590,860	65643,810
SS_{eff} (mg/L)	841,090	790,250	945,970	1104,620	1275,350	1379,370
Perfil _{F,esp} (m)	1,00	1,500	2,030	1,760	1,490	?
P_{recup} (kg/d)	1,058	17,392	18,469	18,580	18,751	20,496
% P_{recup}	2,091	34,382	36,335	36,887	37,255	40,718

En la **Tabla 4.16.** se han dividido los resultados en tres zonas con el fin de facilitar su análisis e interpretación. En la primera zona, que se ha sombreado de color verde, se disponen de los parámetros introducidos en el modelo utilizado para la simulación, la segunda zona son los resultados de los parámetros correspondientes y que es necesario analizar para determinar cuál de las simulaciones es la más óptima a la hora de operar la planta para poder recuperar el fósforo. Por último la tercera zona, que es la sombreada de color azul, es la correspondiente a los cálculos realizados sobre los resultados, que son necesarios para determinar el rendimiento de recuperación del fósforo. Para realizar dichos cálculos se ha hecho uso de las ecuaciones (3.12) y (3.13) del apartado de materiales y métodos del presente trabajo.

Se observa que para el caudal de digestión estudiado, el caudal de elutriación aumenta conforme aumenta la relación de extracción, este resultado era de esperar pues el caudal que se extrae se divide entre la digestión y la elutriación, si se extrae más y se mantiene fija la digestión el caudal de elutriación aumenta.

A pesar de eso, hay parámetros que no tienen una evolución concreta pues varían de muchas maneras con muchos parámetros de explotación de la EDAR como son en este caso el caudal del efluente obtenido en el espesador, el fosfato que va a digestión (aunque se puede observar que va disminuyendo conforme aumenta la relación de extracción salvo para la extracción de 0,8), los sólidos suspendidos que van a digestión (aunque por lo general van disminuyendo conforme aumenta la relación de extracción, no se cumple para los tres ensayos intermedios) y la altura del manto de fangos, que se comentará en último lugar.

El resto de parámetros van disminuyendo o aumentando, según el parámetro, conforme aumenta la relación de extracción. Como se ha comprobado que el caudal de elutriación

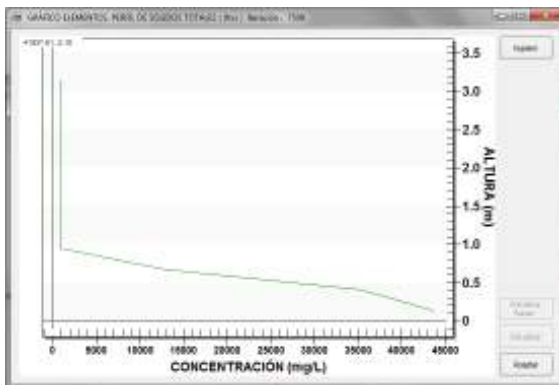
aumenta conforme aumenta esta relación, se van a analizar el resto de parámetros en función del caudal de elutriación.

Se puede observar que el fosfato y fósforo total que sale con el efluente y los sólidos suspendidos aumentan con forme aumenta el caudal de elutriación, este resultado es lógico pues cuanto más tiempo esté el fango en el sistema mayor cantidad de fosfato sueltan las bacterias PAO, por lo que recircular mayor cantidad de fango aumenta la concentración de fósforo obtenida en el efluente. Por su parte, el resultado para los sólidos suspendidos también es de esperar pues el fango se va acumulando en el espesador por extraer y recircular demasiada cantidad, lo que hace que sedimente peor y por tanto escape mayor cantidad de sólidos con el efluente.

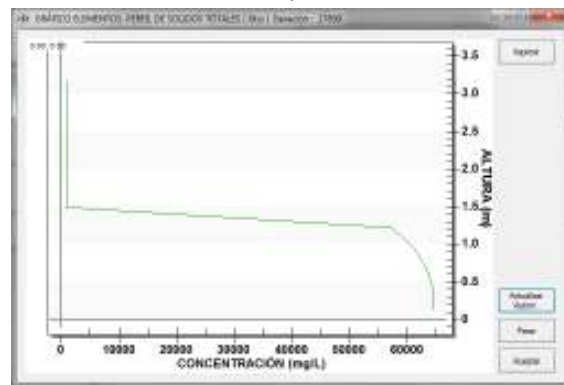
Los parámetros que hacen referencia a la corriente que va a digestión, concretamente la concentración de fósforo y de DQO van disminuyendo conforme aumenta el caudal de elutriación. Para el fósforo es lógico, pues si al recircular mayor cantidad se suelta más fósforo la cantidad de fósforo que queda en el fango debe disminuir. Respecto a la DQO, disminuye porque al estar el fango tanto tiempo en circulación se va digiriendo poco a poco quedándose menor materia orgánica para digerir en procesos posteriores.

En lo que respecta al manto de fangos en el espesador, en los resultados se incluye la altura a la que se encuentra, pero no sólo es importante esa altura sino que es necesario también tener en cuenta el perfil. Ya que la planta funcionaba correctamente antes de las modificaciones se va a comparar con el perfil de la misma. A continuación se muestran los perfiles de fango en el espesador, para las simulaciones anteriores.

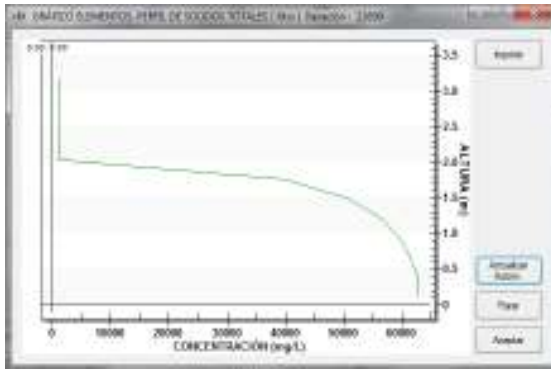
Sin elutriar



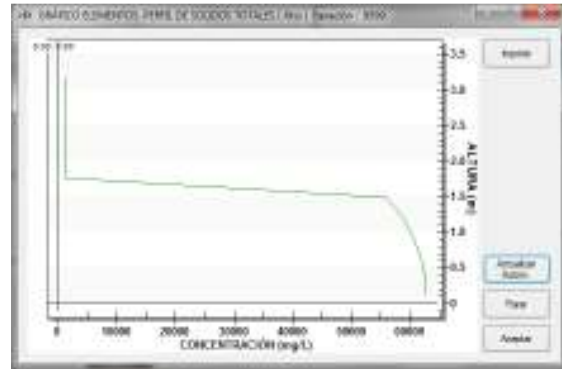
Ensayo 1



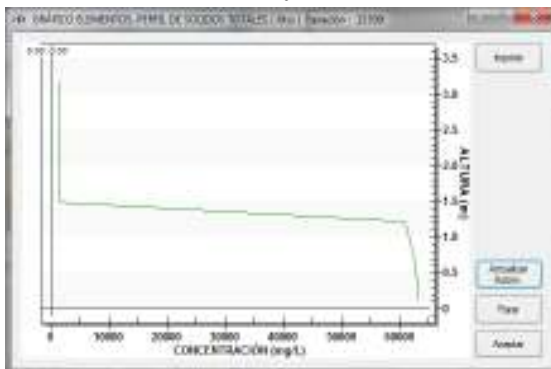
Ensayo 2



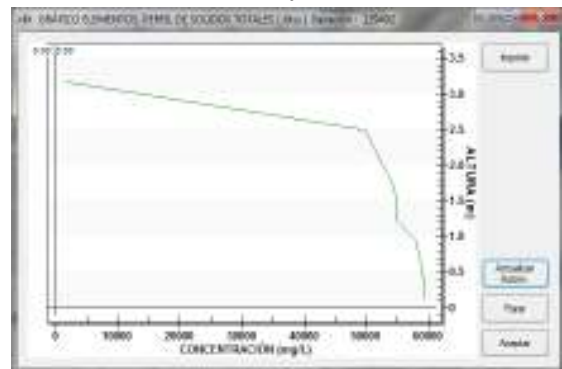
Ensayo 3



Ensayo 4



Ensayo 5



En los perfiles de fango de los ensayos 1 a 4 se puede comprobar que son normales en comparación con el del funcionamiento real de la instalación, aunque son ligeramente más altos, sobre todo el ensayo 2, ya que la altura del manto es de 2 m. En esta EDAR un valor tan alto no supone un problema de explotación, pues el espesador tiene un calado total de 3,5 m y no se van a producir ni desbordamientos ni escapadas de sólidos ya que hay mucho margen para maniobrar.

Por otro lado, para el ensayo 5, se observa que el perfil de sólidos en el espesador no tiene una forma normal, hasta el punto que no se puede leer la altura de manto de fangos, ya que hay fangos en toda la altura del espesador. Es por este motivo que la concentración de sólidos en el efluente es tan elevada. Para un caudal de digestión de $50 \text{ m}^3/\text{d}$, la relación de extracción de fangos en el espesador de 0,8 es demasiado elevada y se produce una acumulación de fangos en el espesador.

Ya se han comentado los parámetros que se utilizan para controlar las modificaciones, sin embargo también es necesario comentar los parámetros que determinan el rendimiento del proceso propuesto, es decir el fósforo que se recupera y su porcentaje respecto al total. En la parte inferior de la **Tabla 4.16**. se comprueba que, tal como está funcionando actualmente la planta, no se puede recuperar fósforo en el efluente del espesador pues tiene un porcentaje de recuperación del 2%, por eso es necesario modificar la planta. Se observa que para los cinco ensayos realizados se obtiene un porcentaje de recuperación superior al 30%, pero que conforme aumenta el caudal de elutriación aumenta la recuperación de fósforo llegando a alcanzar un 40% para el último ensayo realizado para el caudal de digestión estudiado.

- Caudal de digestión de 55 m³/d: Los resultados para los parámetros estudiados de todas las relaciones de caudales de extracción respecto al de entrada en el espesado de fango primario, y un caudal de digestión de 55 m³/d se muestra en la **Tabla 4.17**.

Tabla 4.17. Resultados obtenidos para la elutriación del fango mixto con un caudal destinado a digestión de 55 m³/d.

Parámetros	Sin elutr.	Ensayo 6	Ensayo 7	Ensayo 8	Ensayo 9	Ensayo 10
Q_{extr}/Q_{ent}	0,360	0,400	0,500	0,600	0,700	0,800
% Q_{dig} en N3	-	0,878	0,569	0,395	0,255	0,149
Q_{dig} (m ³ /d)	68,600	54,840	55,640	55,200	55,330	55,400
Q_{elu} (m ³ /d)	0,000	31,250	60,880	108,010	185,210	339,900
Q_{efl} (m ³ /d)	79,930	79,930	94,660	93,600	93,030	92,960
PO_{4dig} (mg/L)	325,460	216,810	214,620	216,450	207,900	210,720
PO_{4eff} (mg/L)	8,940	166,650	170,210	176,380	180,240	193,790
P_{Tdig} (mg/L)	722,190	628,820	614,570	602,000	593,000	569,430
P_{Teff} (mg/L)	13,240	171,900	176,490	183,590	188,350	202,300
SS_{dig} (mg/L)	50532,550	61080,940	58946,610	57686,480	57208,550	55202,560
DQO_{Tdig} (mg/L)	56872,650	69041,670	66452,350	65053,900	63873,620	61605,680
SS_{eff} (mg/L)	841,090	731,990	875,370	1021,100	1163,580	1275,510
$Perfil_{F,esp}$ (m)	1,000	0,910	1,220	1,760	1,760	?
P_{recup} (kg/d)	1,058	13,740	16,707	17,184	17,522	18,806
% P_{recup}	2,091	28,492	32,822	34,086	34,813	37,349

Para el caudal de digestión de 55 m³/d también se ha dividido la tabla de resultados en tres zonas según si son parámetros de explotación, resultados de la simulación o cálculos necesarios realizados con las ecuaciones (2.12) y (2.13), como se muestra en la **Tabla 4.17**.

Se puede observar que para un caudal de digestión de 55 m³/d ocurre lo mismo que para el de 50, es decir, que al aumentar la relación de extracción del espesador primario aumenta el caudal de elutriación. Esto ocurre por el mismo motivo que para el caso anterior.

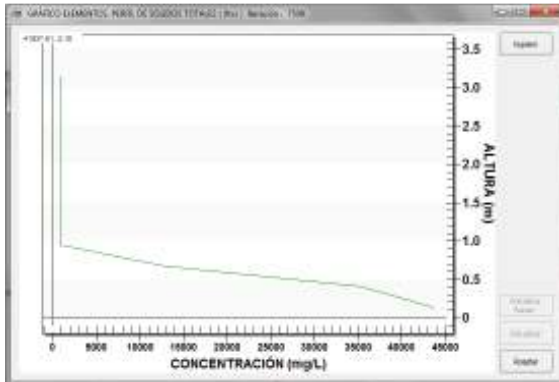
La similitud con la evolución del caso anterior también se cumple con los parámetros, pues siguen habiendo parámetros sin una evolución concreta como el caudal del efluente obtenido en el espesador (que aumenta entre el ensayo 6 y 7, pero disminuye en el resto de ensayos), el fósforo que va a digestión (que va aumentando o disminuyendo según el ensayo) y la altura del manto de fangos, que se comentará en último lugar.

Se puede observar que el fósforo y fósforo total que sale con el efluente y los sólidos suspendidos aumentan con forme aumenta el caudal de elutriación, como ocurría en el caso anterior. El resto de parámetros son los que hacen referencia a la digestión, que en este caso son los sólidos suspendidos, el fósforo y la DQO, cumplen otra tendencia. Estos parámetros como los parámetros de digestión en el caso anterior disminuyen con forme aumenta el caudal

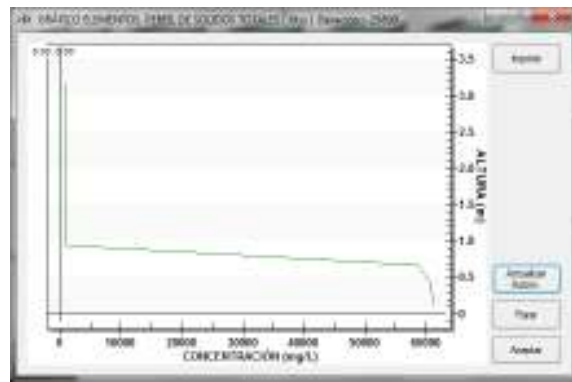
de elutriación, esta tendencia ocurre por los mismos motivos. Aunque cabe destacar que en el caso anterior los sólidos suspendidos no estaban incluidos en la tendencia decreciente.

Se pretende comprobar cómo es el perfil del manto de fangos en el espesador para los ensayos realizados. Todas las gráficas correspondientes se muestran a continuación:

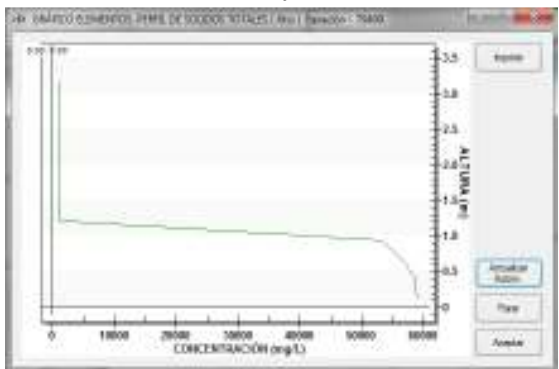
Sin elutriar



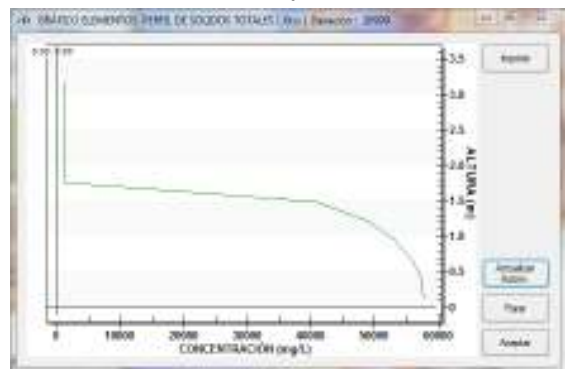
Ensayo 6



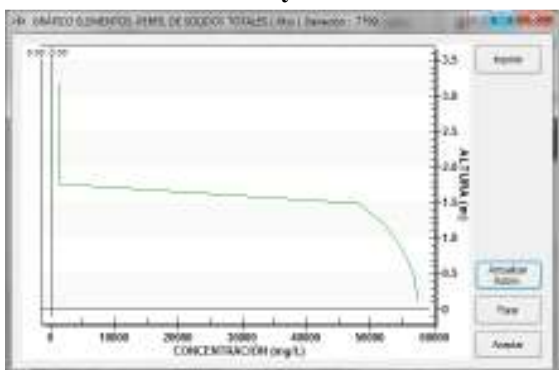
Ensayo 7



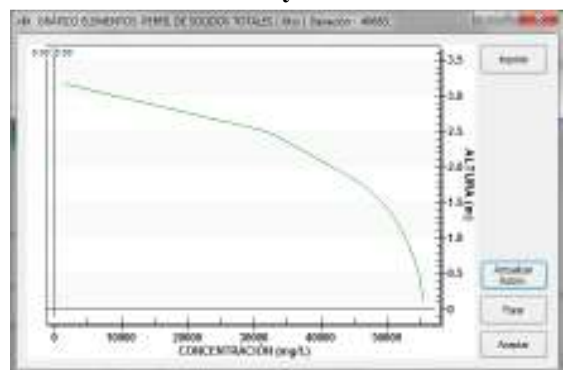
Ensayo 8



Ensayo 9



Ensayo 10



En los perfiles de fango de los ensayos 6 a 9 se puede comprobar que son normales en comparación con el del funcionamiento real de la instalación, a pesar de que el de los ensayos 8 y 9 es ligeramente más alto, ya que la altura del manto es de 1,75 m, sin embargo, como se ha explicado anteriormente, esta altura no es peligrosa debido a que el espesador es muy alto.

Por otro lado, para el ensayo 10, se observa que el perfil de sólidos en el espesador no tiene una forma normal, hasta el punto que no se puede leer la altura de manto de fangos, como ocurría

para un caudal de digestión de 50 m³/d. Por tanto se concluye que la relación de extracción de fangos en el espesador de 0,8 es demasiado elevada y se produce una acumulación de fangos en el espesador.

Por último se deben comentar los parámetros calculados. Se observa que para los cuatro de los cinco ensayos realizados se obtiene un porcentaje de recuperación entorno a 30%, sin embargo se observa que el fósforo recuperado, medido tanto en masa como en porcentaje, va aumentando conforme aumenta el caudal de elutriación alcanzando para el último ensayo un valor de 37%.

- Caudal de digestión de 60 m³/d: Los resultados para los parámetros estudiados de todas las relaciones de caudales de extracción respecto al de entrada en el espesado de fango primario, y un caudal de digestión de 60 m³/d se muestra en la **Tabla 4.18**.

Tabla 4.18. Resultados obtenidos para la elutriación del fango mixto con un caudal destinado a digestión de 60 m³/d.

Parámetros	Sin elutr.	Ensayo 11	Ensayo 12	Ensayo 13	Ensayo 14	Ensayo 15
Q _{extr} /Q _{ent}	0,360	0,400	0,500	0,600	0,700	0,800
% Q _{dig} en N3	-	0,999	0,680	0,452	0,29	0,170
Q _{dig} (m ³ /d)	68,600	59,370	60,120	59,950	60,12	60,050
Q _{elu} (m ³ /d)	0,000	23,690	51,910	96,150	169,24	316,660
Q _{eff} (m ³ /d)	79,930	98,710	88,400	88,730	88,49	88,310
PO _{4dig} (mg/L)	325,460	222,110	201,500	208,690	193,00	202,930
PO _{4eff} (mg/L)	8,940	165,420	166,810	172,030	171,97	185,530
P _{Tdig} (mg/L)	722,190	596,310	587,410	575,860	573,30	553,190
P _{Teff} (mg/L)	13,240	170,300	172,750	178,840	179,80	193,780
SS _{dig} (mg/L)	50532,550	56553,400	55723,030	54044,260	54393,12	52303,280
DQO _{Tdig} (mg/L)	56872,650	64775,760	62450,620	61021,590	60420,67	58516,860
SS _{eff} (mg/L)	841,090	685,850	821,700	955,640	1100,08	1205,870
Perfil _{F,esp} (m)	1,000	1,200	0,97	1,760	1,22	?
P _{recup} (kg/d)	1,058	16,810	15,271	17,52	15,91	17,113
% P _{recup}	2,091	32,196	30,188	34,81	31,58	33,999

Para el caudal de digestión de 60 m³/d también se ha dividido la tabla de resultados en tres zonas según si son parámetros de explotación, resultados de la simulación o cálculos necesarios realizados con las ecuaciones (2.12) y (2.13), como para los dos caudales anteriormente estudiados.

Se puede observar que para un caudal de digestión de 60 m³/d ocurre lo mismo que para el de 50 y 55, es decir, que al aumentar la relación de extracción del espesador primerio aumenta el caudal de elutriación.

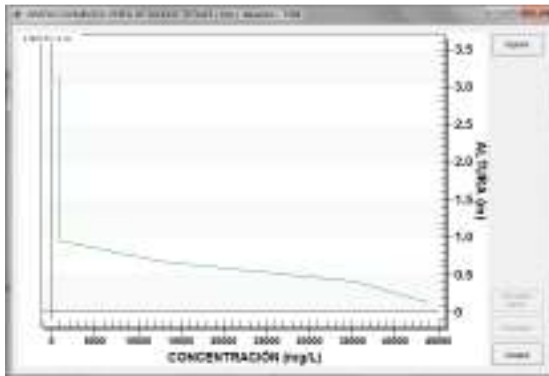
El caudal del efluente obtenido en el espesador (que posee un valor más bajo de lo que debería y por tanto no sigue la tendencia en el ensayo 12), el fosfato que va a digestión (que va

umentando o disminuyendo según el ensayo) y la altura del manto de fangos siguen siendo parámetros que no siguen una tendencia fija y definida para el caudal de digestión de 60 m³/d.

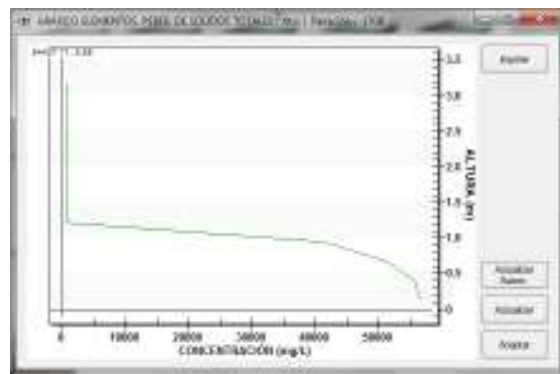
El resto de parámetros que hacen referencia al efluente del espesador, como son, el fosfato y fósforo total y los sólidos suspendidos aumentan con forme aumenta el caudal de elutriación, como ocurría en los dos casos anteriores. Los parámetros que hacen referencia a la digestión, es decir, el fósforo y la DQO, disminuyen con forme aumenta el caudal de elutriación, tal y como se ha observado para casos anteriores y por tanto, por los mismos motivos explicados para el caudal de digestión de 50 m³/d.

Por otra parte se comprueba cómo es el perfil del manto de fangos en el espesador para los ensayos realizados. Todas las gráficas correspondientes se muestran a continuación:

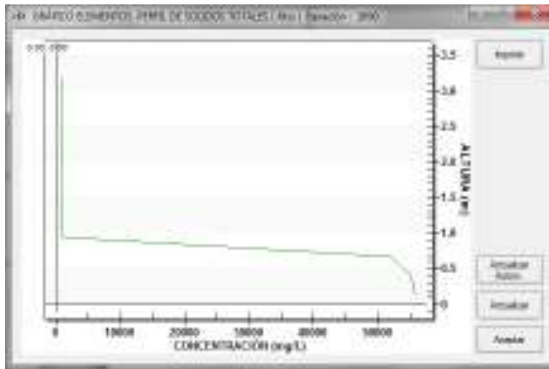
Sin elutriar



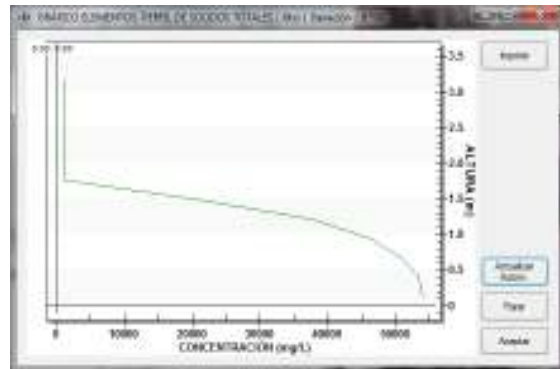
Ensayo 11



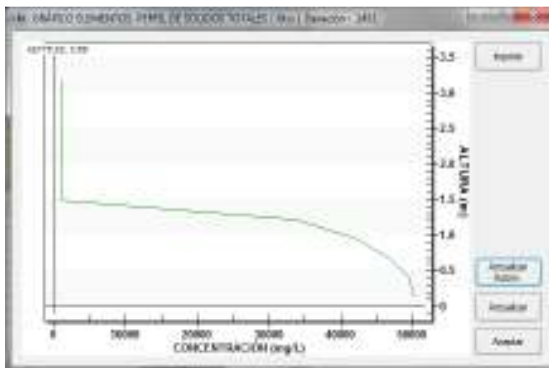
Ensayo 12



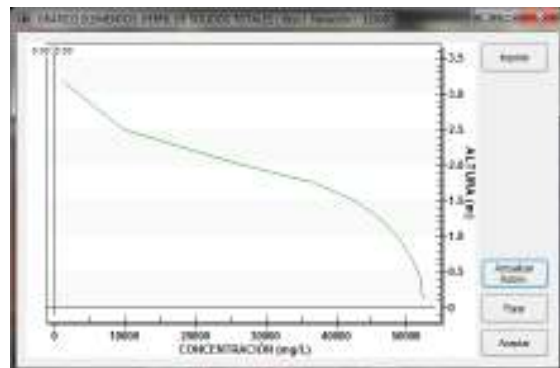
Ensayo 13



Ensayo 14



Ensayo 15



En los perfiles de fango de los ensayos 11 a 14 se puede comprobar que son normales en comparación con el del funcionamiento real de la instalación, a pesar de que el del ensayo 13 es ligeramente superior, alcanzando una altura de fangos de 1,76 m.

Se observa que ocurre lo mismo para la relación de caudal de fango extraído por caudal de fango de entrada de 0,8, que en los caudales de digestión estudiados, es decir que no hay una altura de fangos pues no sedimentan al ser demasiados. Sin embargo se puede observar cómo esta gráfica se va acercando más a una forma normal del perfil de sólidos en un espesador, luego empieza a ser razonable un caudal de 60 m³/d de digestión para una relación de extracción tan elevada. A pesar de ello, no se trata de un valor válido.

En los parámetros calculados se observa que para todos los ensayos realizados se obtiene un porcentaje de recuperación superior al 30%. La recuperación de fósforo es un parámetro que en los casos anteriores aumentaba con forme aumentaba el caudal de digestión, sin embargo, en este caso se cumple esa misma tendencia a excepción del ensayo 12, donde disminuye la recuperación de fósforo respecto al ensayo anterior. Esto se debe a la caída de caudal del efluente que sufre.

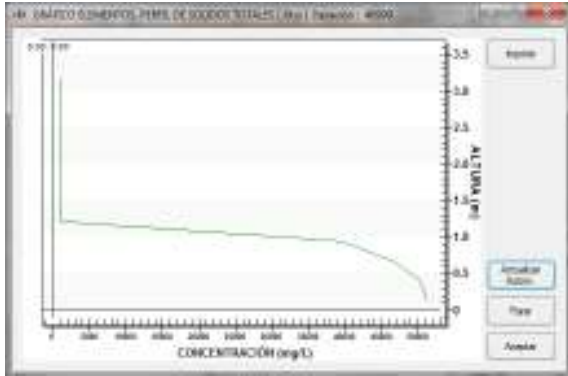
- Caudal de digestión de 65 m³/d: Los resultados para los parámetros estudiados de todas las relaciones de caudales de extracción respecto al de entrada en el espesado de fango primario, y un caudal de digestión de 65 m³/d se muestra en la **Tabla 4.19**.

Tabla 4.19. Resultados obtenidos para la elutriación del fango mixto con un caudal destinado a digestión de 65 m³/d.

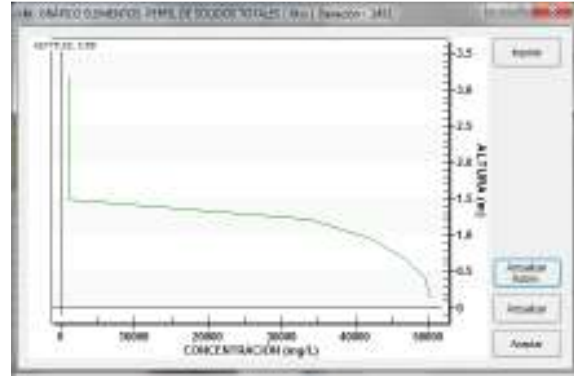
Parámetros	Sin elutr.	Ensayo 16	Ensayo 17	Ensayo 18	Ensayo 19
Q_{extr}/Q_{ent}	0,360	0,500	0,600	0,700	0,800
% Q_{dig} en N3	-	0,791	0,519	0,338	0,195
Q_{dig} (m ³ /d)	68,600	65,600	65,000	65,360	65,010
Q_{elu} (m ³ /d)	0,000	40,940	83,830	151,770	291,850
Q_{eff} (m ³ /d)	79,930	88,400	69,520	82,250	83,350
PO_{4dig} (mg/L)	325,460	204,450	196,990	193,950	184,850
PO_{4eff} (mg/L)	8,940	165,850	167,810	170,830	171,360
P_{Tdig} (mg/L)	722,190	554,540	554,090	543,900	543,950
P_{Teff} (mg/L)	13,240	171,330	174,310	178,110	179,610
SS_{dig} (mg/L)	50532,550	51155,510	51204,360	50189,800	50626,130
DQO_{Tdig} (mg/L)	56872,650	57945,280	57468,130	56215,580	56104,210
SS_{eff} (mg/L)	841,090	760,520	899,960	1019,290	1158,390
Perfil _{F,esp} (m)	1,000	1,220	1,210	1,490	1,220
P_{recup} (kg/d)	1,058	15,146	12,118	14,650	14,970
% P_{recup}	2,091	29,396	25,176	29,183	29,743

Para el caudal de digestión de 65 m³/d también se ha dividido la tabla de resultados en tres zonas según si son parámetros de explotación, resultados de la simulación o cálculos necesarios

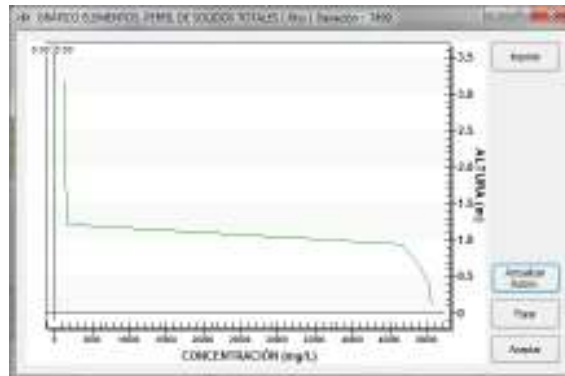
Ensayo 17



Ensayo 18



Ensayo 19



En los perfiles de fango de los ensayos 16 a 19 se puede comprobar que son normales en comparación con el del funcionamiento real de la instalación. En este caso se comprueba que el ensayo 18 destaca un poco más por tener un valor de mando de fango un poco más elevado siendo de 1,49 m. También se puede observar que para este caso el perfil de sólidos en el espesador para la relación de caudales en el mismo de 0,8 está dentro del habitual, esto se debe a que por fin se ha alcanzado un caudal de fango extraído del sistema (caudal de digestión) que evita la acumulación excesiva de fangos en el espesador.

En los parámetros calculados se observa que en este caso no llega a alcanzarse el 30% de recuperación para ningún ensayo, aunque tres de ellos se quedan cerca. En todos los caudales de digestión anteriormente estudiados (a excepción de un punto anómalo en el caso anterior), con forma aumentaba el caudal de elutriación aumentaba la recuperación de fósforo, sin embargo en este caso no se cumple, hasta tal punto de tener un valor 4% inferior a lo que debería (ensayo 17).

- Caudal de digestión de 70 m³/d: Los resultados para los parámetros estudiados de todas las relaciones de caudales de extracción respecto al de entrada en el espesado de fango primario, y un caudal de digestión de 70 m³/d se muestra en la **Tabla 4.20**.

Tabla 4.20. Resultados obtenidos para la elutriación del fango mixto con un caudal destinado a digestión de 70 m³/d.

Parámetros	Sin elutr.	Ensayo 20	Ensayo 21	Ensayo 22	Ensayo 23
Q_{extr}/Q_{ent}	0,360	0,500	0,600	0,700	0,800
% Q_{dig} en N3	-	0,902	0,637	0,389	0,223
Q_{dig} (m ³ /d)	68,600	70,440	70,690	70,590	69,950
Q_{elu} (m ³ /d)	0,000	31,270	69,290	134,340	267,180
Q_{eff} (m ³ /d)	79,930	74,300	75,970	77,490	78,410
PO_{4dig} (mg/L)	325,460	195,690	191,710	189,110	182,170
PO_{4eff} (mg/L)	8,940	165,030	164,420	167,410	168,820
P_{Tdig} (mg/L)	722,190	529,510	524,730	521,010	521,610
P_{Teff} (mg/L)	13,240	170,160	170,480	174,290	176,600
SS_{dig} (mg/L)	50532,550	48459,020	47473,480	47071,570	47504,670
DQO_{Tdig} (mg/L)	56872,650	54607,050	53449,440	52819,460	52823,210
SS_{eff} (mg/L)	841,090	716,190	834,880	955,980	1087,740
Perfil _{F. esp} (m)	1,000	0,950	1,220	1,490	1,220
P_{recup} (kg/d)	1,058	12,643	12,951	13,506	13,847
% P_{recup}	2,091	25,315	25,880	26,859	27,511

Para el caudal de digestión de 70 m³/d también se ha dividido la tabla de resultados en tres zonas según si son parámetros de explotación, resultados de la simulación o cálculos necesarios realizados con las ecuaciones (2.12) y (2.13), como para los caudales anteriormente estudiados.

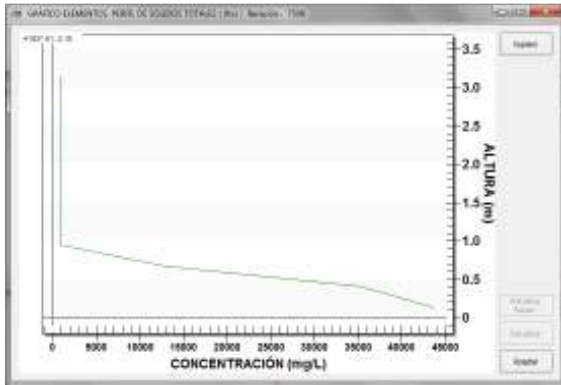
Se puede observar que para un caudal de digestión de 65 m³/d ocurre lo mismo que para todos los demás, es decir, que al aumentar la relación de extracción del espesador primero aumenta el caudal de elutriación. Se observa también que, como en el caso anterior, no existe simulación para una relación de extracción de 0,4, pues el sistema no permite extraer tanta cantidad de fango para que vaya a digestión con una relación de caudales en el espesador tan baja.

El caudal del efluente obtenido en el espesador, en este caso y a diferencia de los casos anteriores, va aumentando conforme aumenta el caudal de elutriación. La concentración de fosfato recuperada en el efluente debería ir aumentando con forme aumenta el caudal de elutriación sin embargo existe un valor anómalo en el ensayo 21. Por otro lado el fósforo total que va a digestión debería ir disminuyendo sin embargo se puede observar que el último valor es ligeramente superior al ensayo anterior, dándose así un valor anómalo. Algo similar ocurre con los sólidos que van a digestión, pues deberían ir disminuyendo conforme aumenta la elutriación pero el último valor, el correspondiente al ensayo 23, no sigue esa tendencia siendo mayor que el del ensayo 22, lo mismo que ocurre para la DQO que va a digestión.

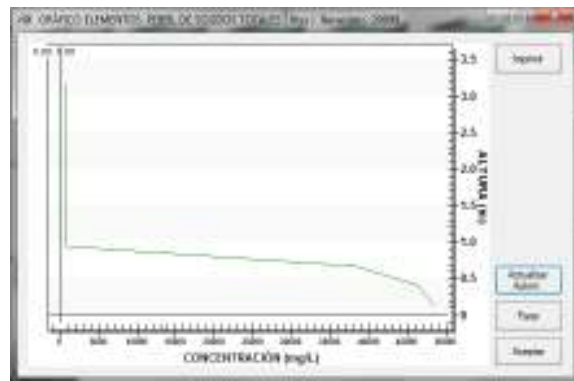
El resto de parámetros que hacen referencia al efluente del espesador, que son, el fósforo total y los sólidos suspendidos aumentan con forme aumenta el caudal de elutriación, como ocurría en los cuatro casos anteriores. El fosfato que va a digestión va disminuyendo como era de esperar.

Se comprueba cómo es el perfil del manto de fangos en el espesador para los ensayos realizados. Todas las gráficas correspondientes se muestran a continuación:

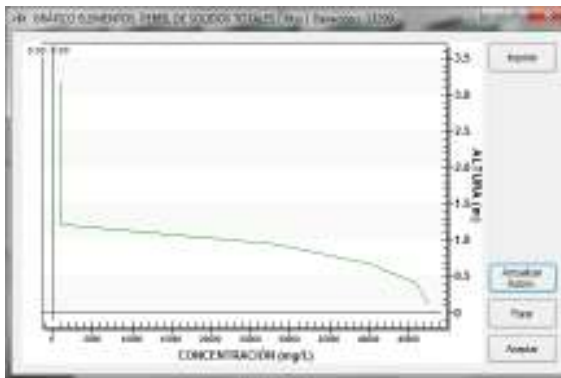
Sin elutriar



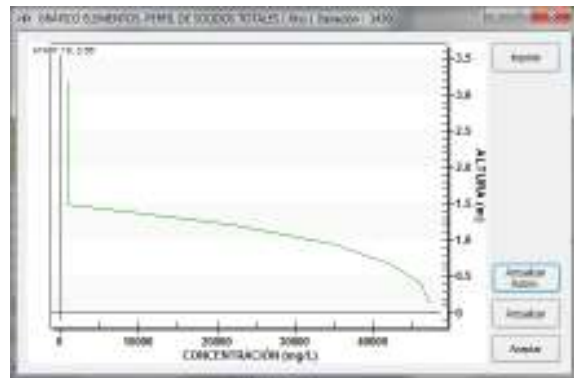
Ensayo 20



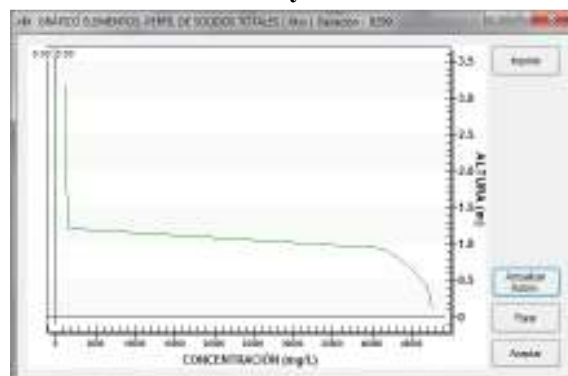
Ensayo 21



Ensayo 22



Ensayo 23



Al comparar los perfiles de fango de los ensayos 20 a 23 con el perfil obtenido durante el funcionamiento habitual de la EDAR, se comprueba que son normales. Se puede observar también que el perfil correspondiente al ensayo 22 posee una altura de manto de fangos ligeramente superior (1,49 m) y una forma más redondeada en la parte final que el resto, sin embargo se encuentra entre las formas y valores habituales.

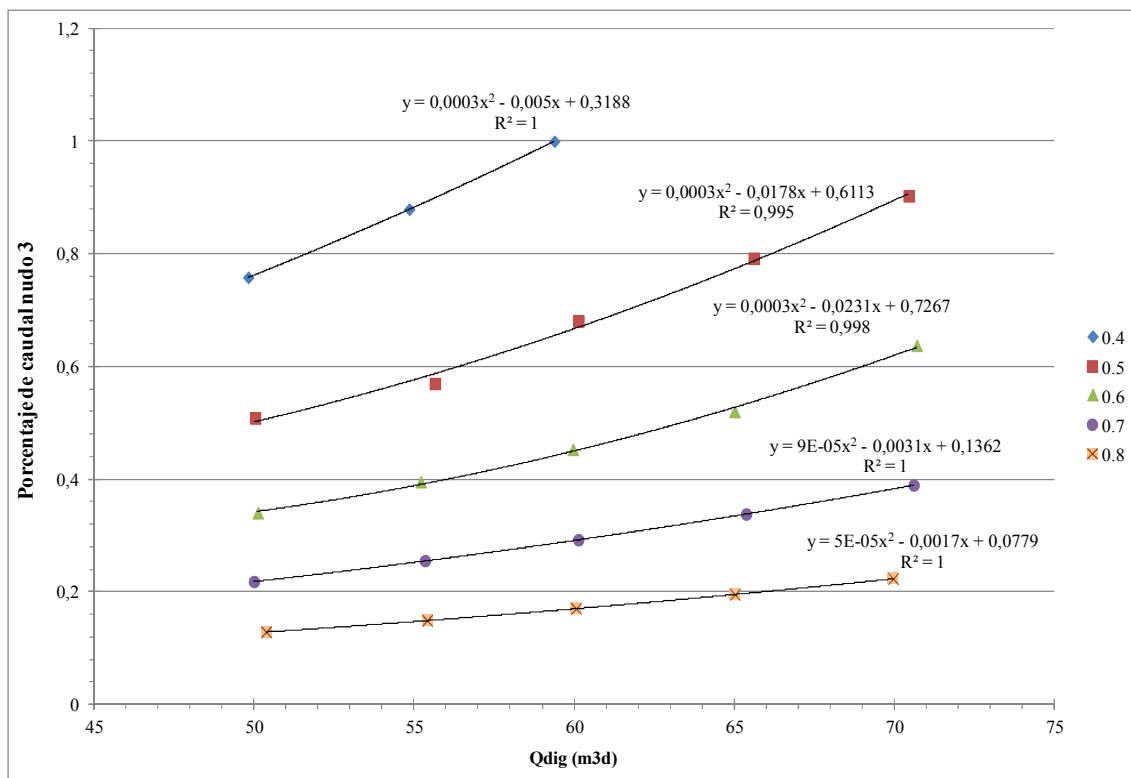
Respecto a los parámetros calculados se observa que, como en el caso anterior, no llega a alcanzarse el 30% de recuperación para ningún ensayo. Además los valores son menores que

para el caudal de digestión de 65 m³/d, pues para 70 m³/d se alcanza una recuperación máxima del 27%.

Para este caso, vuelve a cumplirse que a mayor caudal de elutriación mayor cantidad de fósforo recuperado, ya sea medido en cantidad de masa o en porcentaje recuperado.

Ya se han comentado todos los resultados experimentales obtenidos, sin embargo es necesario recordar que para obtener los caudales de digestión adecuados se ha debido ir jugando con los porcentajes de división en el nudo tres. Esto ha sido un problema para algunas simulaciones ya que la relación no es lineal, por tanto lo que se hizo fue ir graficando los valores de relaciones entre el porcentaje del nudo y el caudal de digestión para sacar una relación para cada una de las relaciones de caudales en el espesador (pues cada uno será diferente). Y así con esa relación poder ir determinando el porcentaje que debe ponerse en el nudo tres para en la simulación para poder obtener el caudal de digestión deseado.

Estas relaciones se pueden observar en la gráfica realizada con los ensayos que se han dado como válidos (ver **Gráfica 4.7**).



Gráfica 4.7. Relaciones entre el % de caudal destinado a digestión en el nudo 3 y el caudal real que pasa a digestión.

Se observa en la gráfica que todas las tendencias son de tipo polinómico de segundo grado ajustando con errores cuadráticos muy elevados, por lo menos para la zona estudiada. Con estas relaciones y sustituyendo en las ecuaciones matemáticas de cada una de las relaciones entre el caudal de extracción y el caudal de entrada, el caudal de digestión por la X y resolviendo se

obtiene el porcentaje buscado. De este modo se puede realizar muchas simulaciones de resultados válidos.

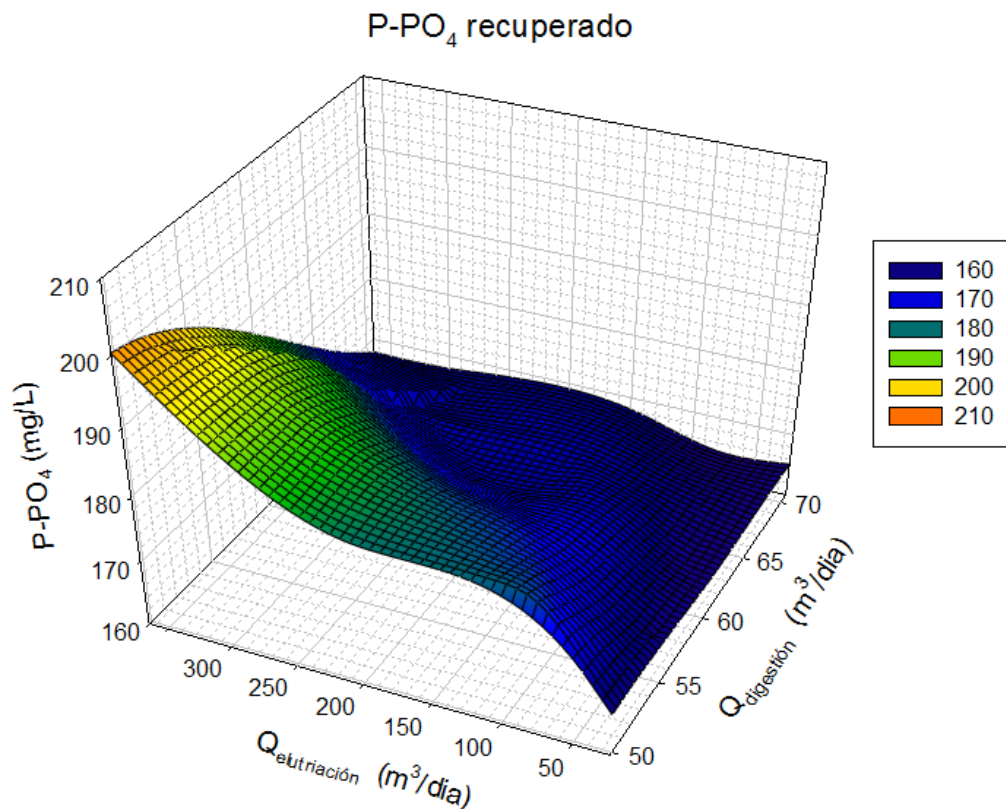
Análisis de los resultados obtenidos

Anteriormente se ha comentado la evolución de los diferentes parámetros en función del caudal de elutriación, manteniendo fijo el caudal de digestión, sin embargo este análisis no es del todo correcto y no sirve para interpretar los resultados de forma global aunque sí para cada una de las relaciones de caudales en el espesador de fango primario. Esto se debe a que para realizar las simulaciones ha sido necesario variar dos parámetros, la relación entre el caudal de fango extraído respecto al de entrada y el caudal de digestión. Al variar el primero en realidad lo que se hace es elutriar mayor o menor cantidad de fango, de modo que está íntimamente relacionado con el caudal de elutriación, es decir que los parámetros que se han ido variando ha sido el caudal de elutriación y el de digestión, de eso depende el sistema.

De modo que un análisis realizado al mantener un parámetro fijo y variar otro no da tanta información como un análisis variando los dos. Es por ello que es necesario realizar superficies de respuesta con los datos obtenidos de las simulaciones.

Se podrían realizar gráficos de todos los parámetros estudiados, sin embargo únicamente se analizarán los más importantes para el buen funcionamiento de la depuradora real y para el objetivo buscado. Es importante tener en cuenta que para que los gráficos sean comparables deben tener los mismos ejes en los caudales, de modo que se establece el caudal de digestión como eje X y el caudal de elutriación como eje Y, de modo que el eje que varía en función del parámetro que se esté analizando es el Z.

En la **Gráfica 4.8.** se observa la superficie de respuesta de la concentración del fósforo recuperado en función de los dos caudales de trabajo, es decir, del caudal de elutriación y del de digestión.



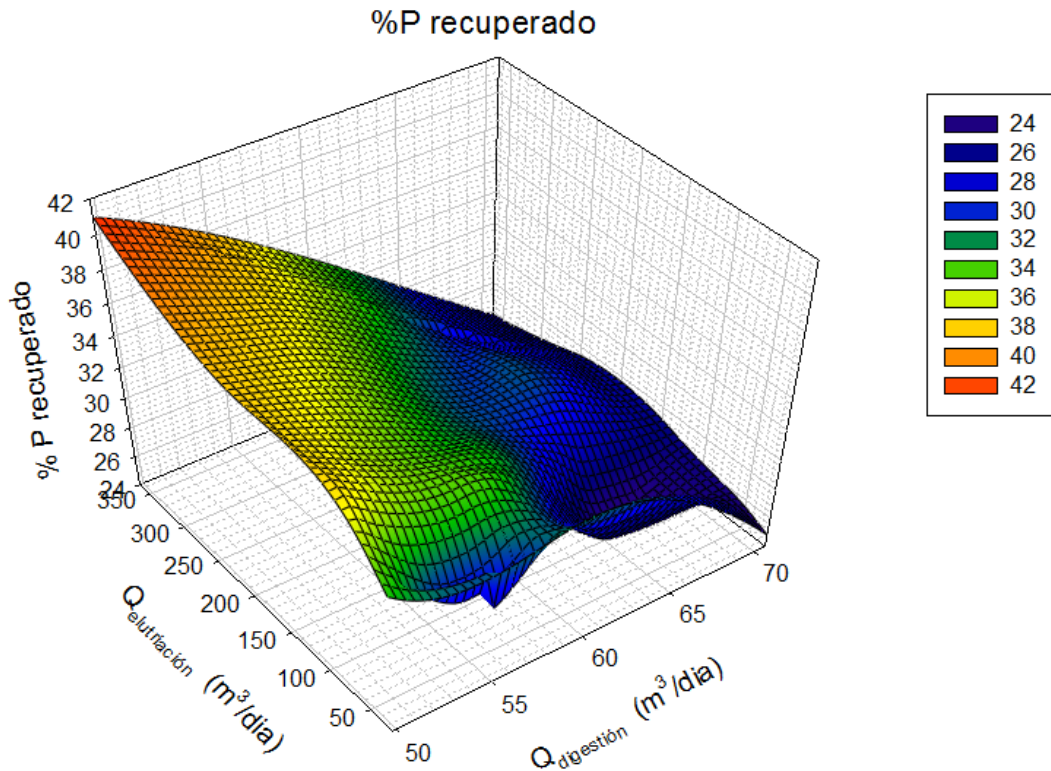
Gráfica 4.8. Evolución de la concentración de fósforo recuperada con el efluente en función del caudal de elutriación y el caudal de digestión.

Se puede observar que existe una zona máxima de concentración de fósforo en la corriente a recuperar el cual se produce para altos caudales de elutriación y bajos caudales de digestión, concretamente para alcanzar 190 mg/L o más, es necesario caudales de elutriación superiores a 250 m³/d y caudales de digestión inferiores a 60 m³/d, siendo el máximo a 300 de elutriación y 50 de digestión.

Se observa una gran zona de valores más bajos que rondan entre 160 y 170 mg/L y que cubre el resto de la zona de caudales. Por lo que se deduce que la concentración de fósforo en el efluente aumenta al aumentar el caudal de elutriación y disminuir el caudal de digestión, sin embargo se puede observar que no es plana el resto de la zona azul, es decir que no se cumple tan estrictamente esta restricción y que sólo es válida para los valores estudiados, fuera de dicho rango no se asegura que tenga la misma evolución.

Se debe tener en cuenta que una concentración de fósforo muy elevada no asegura recuperar gran cantidad de fósforo pues podría ir en un caudal muy pequeño, de modo que no es un parámetro determinante sin analizar el caudal del efluente obtenido, aunque se ha comprobado que se trata de valores elevados en todas las simulaciones realizadas.

En lugar de estudiar también el caudal de efluente se estudia el porcentaje de fósforo recuperado, pues viene calculado en términos de masa y posee la misma evolución.

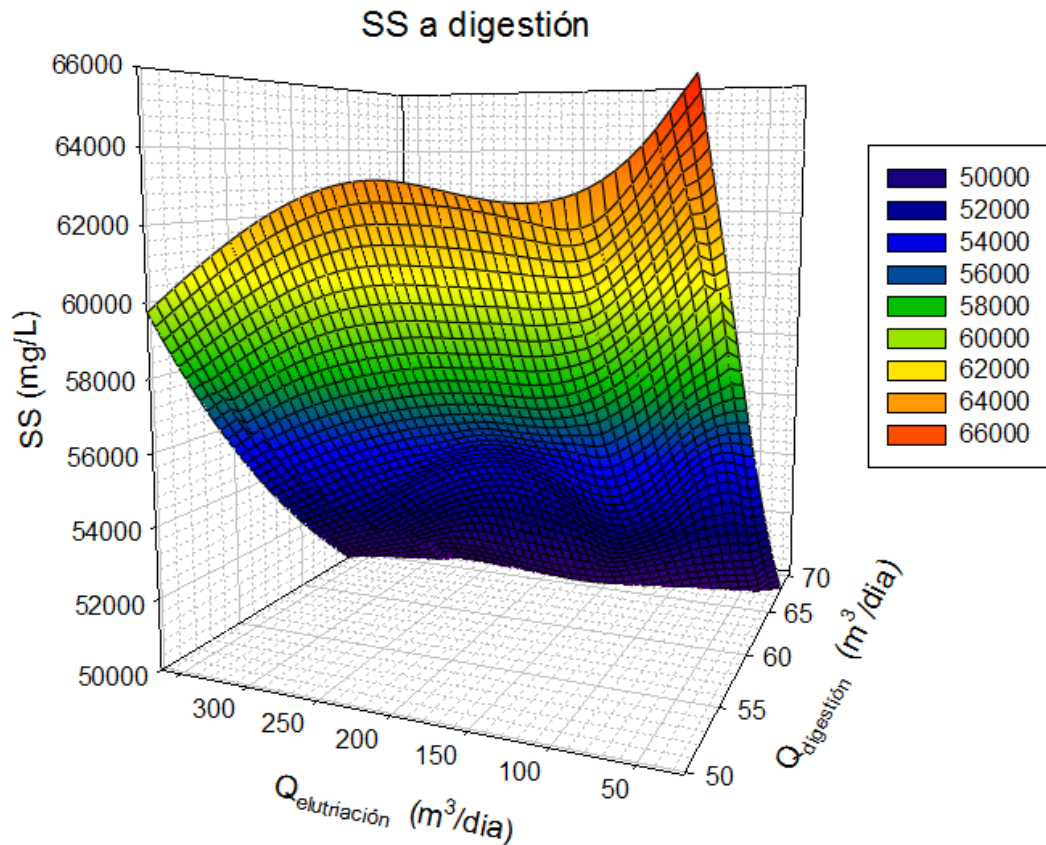


Gráfica 4.9. Evolución del porcentaje de fósforo recuperado en el efluente en función del caudal de elutriación y el caudal de digestión.

En la **Gráfica 4.9.** se observa la superficie de respuesta del porcentaje de fósforo recuperado en el fluente del espesador de fango primario en función del caudal de elutriación y del de digestión. Se observa que existe una zona de valores elevados, que incluye al máximo, que se encuentra a valores de caudal de digestión bajos, inferiores a $55 \text{ m}^3/\text{d}$ y prácticamente todo el rango de caudales de elutriación, es decir para valores superiores a $100 \text{ m}^3/\text{d}$. El máximo, que es de un 40%, se encuentra a 350 para la elutriación y 50 para la digestión, de modo que se comprueba que este máximo coincide, aunque podría no coincidir, con el obtenido para la concentración de fósforo en el efluente.

Cómo en el caso anterior existe una zona con bajos porcentajes de recuperación de fósforo que es el resto de la superficie que no cubre la zona de máximo. Es importante destacar que los porcentajes mínimos de recuperación rondan un 24%, no se trata de valores excesivamente bajos teniendo en cuenta que sin elutriación se podría recuperar sólo un 2%.

Aunque el objetivo del presente proyecto es recuperar el fósforo en la línea de fangos y por tanto se busque maximizar el porcentaje de fósforo recuperado se deben tener en cuenta otros parámetros que pueden ser determinantes.

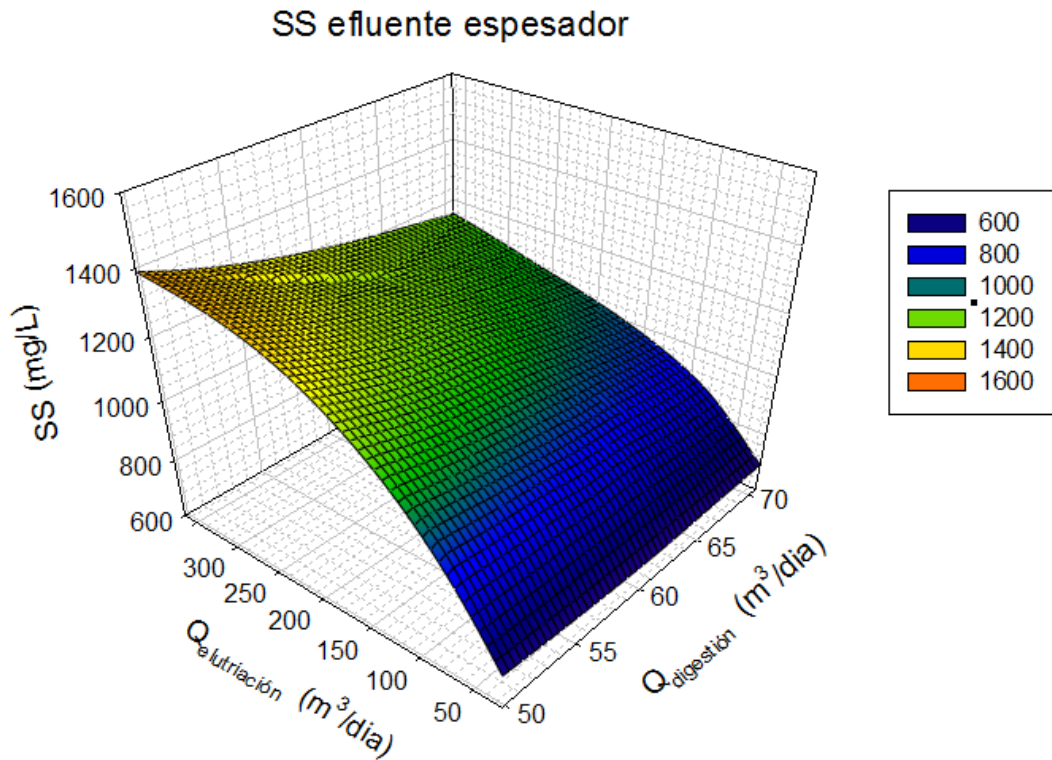


Gráfica 4.10. Evolución de la concentración de sólidos suspendidos que van a digestión en función del caudal de elutriación y el caudal de digestión.

En la **Gráfica 4.10.** se observa la superficie de respuesta de los sólidos suspendidos que van a digestión en función de los caudales variados. Se puede observar cómo existe una zona de sólidos suspendidos elevados que ocurre a todos los caudales de elutriación estudiados y la mitad aproximadamente del rango del caudal de digestión, es decir para menos de $60 \text{ m}^3/\text{d}$. Dentro de este rango se observa el máximo que se encuentra a tanto $50 \text{ m}^3/\text{d}$ de caudal de digestión como de elutriación.

Los valores bajos son en la zona totalmente contraria. Es importante destacar que los sólidos suspendidos apenas se ven afectados por el caudal de elutriación, es decir, que dependen fundamentalmente del valor del caudal de digestión.

Aunque se ha comentado los valores máximos y los mínimos, no se busca maximizar este parámetro, pues como se explicará a continuación, si no que se buscan valores medios.



Gráfica 4.11. Evolución de la concentración de sólidos suspendidos del efluente en función del caudal de elutriación y el caudal de digestión.

En la **Gráfica 4.11.** se observa la superficie de respuesta de los sólidos suspendidos en el efluente del espesador en función del caudal de elutriación y el caudal de digestión, es decir, en función de los dos caudales aunque se varían durante las simulaciones.

Se observa una zona de valores máximos la cual se da para todos los valores del caudal de digestión y caudales de elutriación superiores a 200 m³/d. Como en todos los casos anteriores se tiene un máximo de 1400 mg/L que ocurre para 350 m³/d de caudal de elutriación y 50 m³/d de digestión.

También existe una zona de concentraciones de sólidos bajas que es la zona que no cubre las concentraciones altas con una pequeña zona intermedia de colores verdes oscuros tirando a azules.

Se observa que los sólidos suspendidos en el efluente dependen en mayor parte del caudal de elutriación aunque sí que se produce una variación importante del caudal de digestión también se ven afectados aunque en menor manera. Este parámetro aumenta con forma aumenta el caudal de elutriación y disminuye el caudal de digestión.

Los sólidos suspendidos en el efluente es un parámetro importante, pues el efluente es la corriente que se va a introducir en el cristizador e interesa que tenga el menor número de impurezas posible. Además obtener una alta concentración de sólidos en el efluente implica una sedimentación no demasiado buena porque la calidad del fango ha empeorado o un aumento del perfil de mantos de fango en el espesador, que se ha comprobado que no siempre es el caso.

Elección de la solución óptima

En el apartado anterior se ha visto cómo evolucionan diferentes parámetros ante variaciones de caudal de elutriación y caudal de digestión y se ha ido comentando cómo convendría que fueran durante la explotación. Sin embargo escoger la mejor solución entre las 25 situaciones que se han simulado no es una decisión fácil pues es necesario tener en cuenta muchos parámetros y su variabilidad, así como interacciones entre otros parámetros.

Por tanto, para facilitar el proceso de selección se establecen prioridades en cuanto a los parámetros se refiere, es decir, determinados parámetros que son restrictivos a la hora de escoger las condiciones operativas óptimas de explotación. En primer lugar se establece que la concentración de sólidos suspendidos que va al digestor debe rondar los 56000 mg/L. Esta restricción es para asegurar el buen funcionamiento de la digestión y por tanto una buena calidad del fango, ya que se estableciendo está concentración se alcanzan concentraciones de sólidos de entre 25000 y 28000 mg/L en el digestor garantizando así el buen funcionamiento. Estos valores son típicos pero además corresponden al funcionamiento normal de la EDAR, de modo que se ha comprobado experimentalmente que se tiene un proceso controlado y de calidad, además de conseguir un funcionamiento similar al actuar pero mejorado, al ser capaz de recuperar fósforo en la línea de fangos.

De modo que siguiendo las indicaciones anteriores se seleccionan solo las simulaciones que cumplen el requisito de los sólidos suspendidos a la entrada de digestión. Estas se muestran en **Tabla 4.21**.

Tabla 4.21. Resumen de las simulaciones del sistema de elutriación de fango mixto en el espesador primario que cumplen la condición de rondar el valor establecido de Sólidos Suspendedos que van a digestión.

Parámetros	Sin elutr.	Ensayo 11	Ensayo 7	Ensayo 12	Ensayo 8	Ensayo 13	Ensayo 9	Ensayo 14
Q_{extr}/Q_{ent}	0,360	0,40	0,50	0,50	0,600	0,600	0,700	0,700
% Q_{dig} en N3	-	0,99	0,57	0,68	0,39	0,45	0,26	0,29
Q_{dig} (m ³ /d)	68,600	59,37	55,64	60,12	55,20	59,95	55,33	60,12
Q_{elu} (m ³ /d)	0,000	23,69	60,88	51,91	108,01	96,15	185,21	169,24
Q_{eff} (m ³ /d)	79,930	98,71	94,66	88,40	93,60	88,73	93,03	88,49
PO_{4dig} (mg/L)	325,460	222,11	214,62	201,50	216,45	208,69	207,90	193,00
PO_{4eff} (mg/L)	8,940	165,42	170,21	166,81	176,38	172,03	180,24	171,97
P_{Tdig} (mg/L)	722,190	596,31	614,57	587,41	602,00	575,86	593,00	573,30
P_{Teff} (mg/L)	13,240	170,30	176,49	172,75	183,59	178,84	188,35	179,80
SS_{dig} (mg/L)	50532,550	56553,40	58946,61	55723,03	57686,48	54044,26	57208,55	54393,12
DQO_{Tdig} (mg/L)	56872,650	64775,76	66452,35	62450,62	65053,90	61021,59	63873,62	60420,67
SS_{eff} (mg/L)	841,090	685,85	875,37	821,70	1021,10	955,64	1163,58	1100,08
Perfil _{F,esp} (m)	0 (1 m)	1,20	1,22	0,97	1,76	1,76	1,76	1,22
P_{recup} (kg/d)	1,058	16,81	16,71	15,27	17,18	15,87	17,52	15,91
% P_{recup}	2,091	32,20	32,82	30,19	34,09	31,49	34,81	31,58

Se observa que de las 25 simulaciones, realizadas para optimizar el proceso y cerciorarse del buen funcionamiento, únicamente 7 son las que cumplen este requisito. Aunque cabe mencionar que se ha descartado en primer lugar las simulaciones que poseían un perfil de manto de fangos anormal como es el caso de algunas simulaciones para la relación de caudales en espesador de 0,8.

Para poder seguir disminuyendo las posibilidades y acotar más el radio de elección es necesario establecer otros criterios. Se ha comentado anteriormente que es muy importante los sólidos suspendidos del efluente para garantizar un buen proceso, de modo que este va a ser el siguiente criterio que se establezca aunque no se va a ser muy restrictivo con él porque es inevitable que estos aumenten bastante en comparación con los sólidos obtenidos sin elutriar, además se puede observar en las superficies de respuesta que cuanto mayor porcentaje de recuperación de fósforo mayor son los sólidos suspendidos en el efluente (a grandes rasgos). Cómo originalmente se disponía de sólidos suspendidos de 800 mg/L se van a admitir hasta 1000 mg/L a excepción del ensayo 8 que se mantendrá pues supera este valor por muy poco pero alcanza porcentajes de recuperación de fósforo muy altos.

Quedan 5 ensayos con resultados válidos, para seguir escogiendo es necesario fijarse en otros parámetros, los parámetros de funcionamiento como la DQO y los sólidos a digestión deben ser parecidos a los existentes antes de la modificación, por otro lado el fósforo en la digestión debe de ser inferior porque se ha extraído fósforo del sistema, además la altura de manto de fangos debe de ser razonable y el perfil de aspecto normal. Estas condiciones se cumplen en todos los demás casos, de modo que tomar una decisión es una contraposición entre elegir recuperar mayor porcentaje de fósforo (ensayo 8) a costa de aumentar los sólidos suspendidos en el efluente aunque teniendo el resto de parámetros óptimos incluso teniendo la menor cantidad de fósforo total en el fango a digerir; o bien escoger una solución con menos rendimiento (como por ejemplo el ensayo 7) pero que tienen todos los demás parámetros muy similares a los del sistema sin elutriar.

Entre el ensayo 8 y el 7 que parecen los más óptimos pues son los dos con mayor recuperación de fósforo es difícil elegir, de modo que se van a dar los dos por válidos a expensas de comprobar su funcionamiento en la realidad durante la explotación de la planta y la cristalización de del fósforo.

Se pretende cristalizarlo en forma de estruvita. Como su fórmula química es $NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O$, es necesaria la adición de amonio, magnesio y agua por el fosfato existente. El amonio no supone un problema pues se encuentra presente en alta concentración en la corriente efluente obtenida, sin embargo el magnesio será necesario añadirlo para conseguir una relación estequiométrica adecuada (1 mol de Mg por cada mol de PO4).

Por ello se pretende calcular haciendo uso de la fórmula química de la estruvita y los pesos moleculares las necesidades y lo que hay que añadir en función de lo que lleva el efluente, es necesario tener en cuenta que en el modelo de simulación de DESAS no coinciden exactamente el magnesio con los valores analíticos, en algunos casos son más bajos y otros más altos. Estos resultados se muestran en la **Tabla 4.22**.

Tabla 4.22. Metales y sustancias necesarias para formar la estruvita para las cantidades de fósforo recuperadas con el elutriación de fango mixto en el espesador primario.

Ensayo	PO4 recu. (kg/d)	Mg Efluente (kg/d)	NH4 Efluente (kg/d)	Mg necesario (kg/d)	NH4 necesario (kg/d)	Mg Añadido (kg/d)	NH4 Añadido (kg/d)
8	17,18	6,145	19,696	13,481	7,765	7,336	-
7	16,71	6,178	17,951	13,112	7,553	6,934	-
Sin elutriar	1,06	27,13	68,93	-	-	-	-
Valores analíticos	1,16	31,94	119,99	-	-	-	-

Se observa que es necesario añadir magnesio, tal cual se había supuesto. Como no coinciden exactamente los valores analíticos con los simulados puede llegar a ser necesario en algún momento añadir mayor cantidad de magnesio, sin embargo no se cree probable debido a que en este caso hay mucho margen (los valores analíticos sin elutriar son superiores los simulados).

4.3.3. Introducción de una centrífuga tras la cámara de mezcla

Cómo se ha comentado en el apartado anterior, se observa en los valores analíticos que tras la cámara de mezcla se dispone de unos 300 mg/L de fósforo disuelto en forma de fosfatos y que por tanto pueden ser recuperables. Por tanto una buena forma de recuperar este nutriente es colocando posteriormente a la cámara de mezcla un tratamiento de separación de fases que permita separar la fase acuosa de la sólida, para así recuperar el fósforo en la corriente acuosa y poder precipitarlo en forma de estruvita en un cristalizador.

El equipo que mayor separación consigue en el ámbito del tratamiento de aguas residuales es la centrífuga, de modo que se propone colocar una centrífuga sabiendo que al separar las fases antes de la digestión se obtendrá una gran fracción de materia orgánica soluble.

Para realizar la simulación es necesario introducir el elemento de separación, cómo ya se ha comentado en subapartados anteriores las separaciones mecánicas se introducen todas en el programa de simulación DESASS como un elemento de deshidratación. Para que el elemento funcione y funcione como una centrífuga es necesario determinar concentraciones de sólidos realistas tanto en la salida del fango concentrado como en el sobrenadante acuoso. En este caso se propone concentrar el fango hasta un 6%, es decir, en torno a unos 60000 mg/L, y obtener en el sobrenadante de la separación una concentración de unos 100 mg/L de sólidos suspendidos.

Por tanto para realizar la simulaciones pertinentes se introduce el término de separación anteriormente descrito en el esquema de la depuradora tal y como se muestra en la **Figura 4.7**.

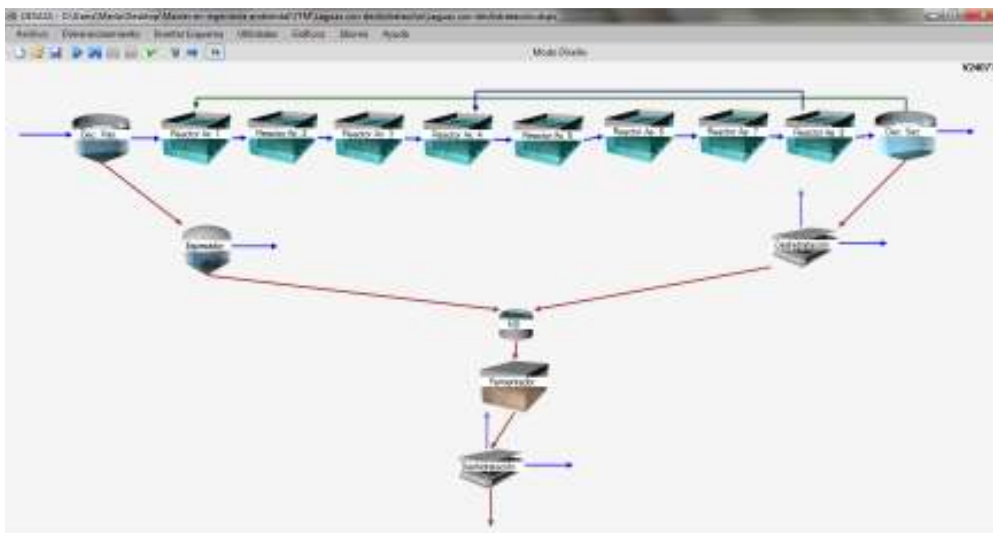


Figura 4.7. Esquema de la depuradora tras la introducción de una centrífuga después de la cámara de mezcla en la simulación del programa DESASS.

Una vez introducidas las modificaciones en la simulación de la planta real, ya se dispone de resultados para analizar. Los resultados obtenidos se muestran en la **Tabla 4.23**.

Tabla 4.23. Resultados obtenidos de introducir una centrífuga tras la cámara de mezcla para la recuperación de fósforo en la línea de aguas.

Parámetro	Sobrenadante	Fango extraído	Unidades
Caudal efluente	10,24	-	m ³ /d
Caudal fango	-	58,34	m ³ /d
Fósforo	328,41	-	mg P/L
Fósforo total	329,50	806,36	mg P/L
DQO total	4448,05	66379,95	mg DQO/L
Sólidos suspendidos	100	60000	mg SS/L
PAO	1,61	964,20	mg DQO/L
Tiempo de retención hidráulico en la cámara de mezcla	22,7		horas
PAO entra a la cámara y sale de la cámara mezcla	915,36 – 820,44		mg/L

Se observa que aunque se recupera una gran concentración de fósforo, más que con el sistema anterior, el caudal efluente extraído es muy bajo, lo que hace que la cantidad de fósforo total extraída sea más pequeña. Para determinar qué método extrae mayor cantidad de fósforo de la línea de fangos es necesario calcular la masa de fósforo diaria extraída y el porcentaje de recuperación para lo que se hará uso de las ecuaciones (3.12) y (3.13).

$$P_{recuperado} = 3,374 \text{ kg/d}$$

$$\%P_{recuperado} = 6,69\%$$

Se observa que aunque la concentración de fósforo, tanto en forma de fosfatos como en forma de fósforo total es más alta en este método que en el anterior, la cantidad de fósforo total recuperado es mucho más baja, así como el porcentaje, eso se debe a que el caudal de agua obtenido es mucho más bajo, por lo que este método no tiene competitividad ninguna con el anterior.

Se pretende mejorar este método intentando extraer mayor cantidad de efluente en la centrífuga para así aumentar la cantidad de fósforo total extraída, de modo que se va pretende concentrar menos el fango secundario en el espesador dinámico que en realidad trabaja a un 7,1% de sólidos suspendidos para poder extraer menos agua en este elemento y que vaya a parar al separador que se pretende optimizar y se pueda separar más. Sin embargo esta solución tiene una contraposición, y es que al estar menos concentrado el fango secundario llega mayor cantidad a la cámara de mezcla disminuyendo así el tiempo de retención hidráulico del fango mixto en la misma. De esta manera se puede llegar a empeorar la liberación de fósforo en la cámara de mezcla y obtener menor concentración en el sobrenadante de la separación.

Optimización de la recuperación de fósforo con centrifugas

Para realizar esta optimización del sistema de recuperación de fósforo propuesta se va a hacer una batería de simulaciones variando la concentración del fango de salida tras el espesado dinámico de fango secundario.

- Fango secundario concentrado al 6,1%: Los resultados de esta simulación se pueden observar en la **Tabla 4.24**.

Tabla 4.24. Resultados obtenidos de introducir una centrifuga tras la cámara de mezcla para la recuperación de fósforo en la línea de aguas y poner una concentración de fango secundario espesado de 6,1%.

Parámetro	Sobrenadante	Fango extraído	Unidades
Caudal efluente	14,62	-	m ³ /d
Caudal fango	-	57,73	m ³ /d
Fósforo	298,06	-	mg P/L
Fósforo total	299,11	769,15	mg P/L
DQO total	4568,72	66294,88	mg DQO/L
Sólidos suspendidos	100	60000	mg SS/L
PAO	1,61	964,83	mg DQO/L
Tiempo de retención hidráulico en la cámara de mezcla	21,6		horas
PAO entra a la cámara y sale de la cámara mezcla	854,01 – 770,21		mg/L

Para poder comparar los resultados obtenidos para esta concentración de fango secundario espesado es necesario calcular la cantidad de fósforo recuperado mediante las ecuaciones (3.12) y (3.13).

$$P_{recuperado} = 4,373 \text{ kg/d}$$

$$\%P_{recuperado} = 8,97\%$$

Se observa, que tal y como se esperaba se ha podido recuperar mayor cantidad de fósforo a costa de disminuir el tiempo de retención hidráulico. Aunque este resultado es mejor, nada tiene que ver con los obtenidos para la elutriación de fango mixto, de modo que se comprueba si se puede seguir mejorándolo más.

- Fango secundario concentrado al 5,1%: Los resultados de esta simulación se pueden observar en la **Tabla 4.25**.

Tabla 4.25. Resultados obtenidos de introducir una centrifuga tras la cámara de mezcla para la recuperación de fósforo en la línea de aguas y poner una concentración de fango secundario espesado de 5,1%.

Parámetro	Sobrenadante	Fango extraído	Unidades
Caudal efluente	19,88	-	m ³ /d
Caudal fango	-	57,84	m ³ /d
Fósforo	275,00	-	mg P/L
Fósforo total	276,03	758,59	mg P/L
DQO total	4132,82	65903,18	mg DQO/L
Sólidos suspendidos	100	60000	mg SS/L
PAO	1,62	970,30	mg DQO/L
Tiempo de retención hidráulico en la cámara de mezcla	20,1		horas
PAO entra a la cámara y sale de la cámara mezcla	794,99 – 770,21		mg/L

Para poder comparar los resultados obtenidos para esta concentración de fango secundario espesado es necesario calcular la cantidad de fósforo recuperado mediante las ecuaciones (3.12) y (3.13).

$$P_{recuperado} = 5,487 \text{ kg/d}$$

$$\%P_{recuperado} = 11,12\%$$

Se observa, que sigue habiendo una mejora en el fósforo recuperado, sin embargo la mejora es tan pequeña que sigue sin ser comparable el fósforo recuperado con este sistema que el recuperado con el anterior, pues en la elutriación se consigue recuperar entorno a un 35% del fósforo total.

No obstante se prueba a seguir mejorando para comprobar cuál es el límite del este sistema estudiado para la recuperación de fósforo en la línea de fangos.

- Fango secundario concentrado al 4,1%: Los resultado de esta simulación se pueden observar en la **Tabla 4.26**.

Tabla 4.26. Resultados obtenidos de introducir una centrifuga tras la cámara de mezcla para la recuperación de fósforo en la línea de aguas y poner una concentración de fango secundario espesado de 4,1%.

Parámetro	Sobrenadante	Fango extraído	Unidades
Caudal efluente	27,75	-	m ³ /d
Caudal fango	-	57,97	m ³ /d
Fósforo	246,41	-	mg P/L
Fósforo total	247,41	723,43	mg P/L
DQO total	3619,32	65441,51	mg DQO/L
Sólidos suspendidos	100	60000	mg SS/L
PAO	1,63	977,50	mg DQO/L
Tiempo de retención hidráulico en la cámara de mezcla	18,2		horas
PAO entra a la cámara y sale de la cámara mezcla	794,99 – 661,58		mg/L

Para poder comparar los resultados obtenidos para esta concentración de fango secundario espesado es necesario calcular la cantidad de fósforo recuperado mediante las ecuaciones (3.12) y (3.13).

$$P_{recuperado} = 6,866 \text{ kg/d}$$

$$\%P_{recuperado} = 14,07\%$$

Sigue mejorando el resultado global del fósforo recuperado pues aumenta el caudal de efluente obtenido, sin embargo se puede observar cómo disminuye la concentración de fósforo en el efluente debido a la disminución del tiempo de retención hidráulico.

Se prueba a continuación a establecer una concentración inferior, es decir, de un 3%.

- Fango secundario concentrado al 3,1%: Los resultado de esta simulación se pueden observar en la **Tabla 4.27**.

Tabla 4.27. Resultados obtenidos de introducir una centrífuga tras la cámara de mezcla para la recuperación de fósforo en la línea de aguas y poner una concentración de fango secundario espesado de 3,1%.

Parámetro	Sobrenadante	Fango extraído	Unidades
Caudal efluente	40,75	-	m ³ /d
Caudal fango	-	58,12	m ³ /d
Fósforo	209,99	-	mg P/L
Fósforo total	210,96	692,15	mg P/L
DQO total	3012,33	64894,34	mg DQO/L
Sólidos suspendidos	100	60000	mg SS/L
PAO	1,65	987,47	mg DQO/L
Tiempo de retención hidráulico en la cámara de mezcla	15,8		horas
PAO entra a la cámara y sale de la cámara mezcla	625,02 – 581,17		mg/L

Se calcular la cantidad de fósforo recuperado mediante las ecuaciones (3.12) y (3.13), para poder comparar con las otras soluciones obtenidas tanto para la centrífuga como para la elutriación del fango mixto en el espesador del fango primario.

$$P_{recuperado} = 8,597 \text{ kg/d}$$

$$\%P_{recuperado} = 17,61\%$$

Sigue mejorando el resultado global del fósforo recuperado pues aumenta el caudal de efluente obtenido. Este aumento es exponencial, pero no es suficiente si sigue bajando la concentración de fósforo al mismo ritmo.

Se prueba a continuación a establecer una concentración inferior, es decir, de un 2%, aunque estas concentraciones son demasiado bajas.

- Fango secundario concentrado al 2,1%: Los resultado de esta simulación se pueden observar en la **Tabla 4.28**.

Tabla 4.28. Resultados obtenidos de introducir una centrifuga tras la cámara de mezcla para la recuperación de fósforo en la línea de aguas y poner una concentración de fango secundario espesado de 2,1%.

Parámetro	Sobrenadante	Fango extraído	Unidades
Caudal efluente	66,23	-	m ³ /d
Caudal fango	-	58,30	m ³ /d
Fosfato	161,44	-	mg P/L
Fósforo total	162,39	653,65	mg P/L
DQO total	2285,50	64234,64	mg DQO/L
Sólidos suspendidos	100	60000	mg SS/L
PAO	1,67	1002,22	mg DQO/L
Tiempo de retención hidráulico en la cámara de mezcla	12,5		horas
PAO entra a la cámara y sale de la cámara mezcla	496,19 – 470,08		mg/L

Se calcular la cantidad de fósforo recuperado mediante las ecuaciones (3.12) y (3.13) como en todos los casos anteriores, y así posteriormente se podrán comparar los resultados.

$$P_{recuperado} = 10,692 \text{ kg/d}$$

$$\%P_{recuperado} = 21,91\%$$

Sigue mejorando el resultado global del fósforo recuperado pues aumenta el caudal de efluente obtenido. Este aumento es exponencial, pero el cómputo global es que, aunque aumente exponencialmente, el caudal disminuye tanto la concentración, que cada vez se recupera menos cantidad de fósforo. Es por tanto presumible que llegará un momento en que en lugar de aumentar, el fósforo recuperado disminuirá, sólo por eso se prueba a poner 1% de concentración del fango secundario, aunque es físicamente imposible.

- Fango secundario concentrado al 1,1%: Los resultado de esta simulación se pueden observar en la **Tabla 4.29**.

Tabla 4.29. Resultados obtenidos de introducir una centrifuga tras la cámara de mezcla para la recuperación de fósforo en la línea de aguas y poner una concentración de fango secundario espesado de 1,1%.

Parámetro	Sobrenadante	Fango extraído	Unidades
Caudal efluente	138,35	-	m ³ /d
Caudal fango	-	58,53	m ³ /d
Fósforo	86,26	-	mg P/L
Fósforo total	87,25	630,69	mg P/L
DQO total	1420,18	63370,59	mg DQO/L
Sólidos suspendidos	100	60000	mg SS/L
PAO	1,71	1026,98	mg DQO/L
Tiempo de retención hidráulico en la cámara de mezcla	7,98		horas
PAO entra a la cámara y sale de la cámara mezcla	313,88 – 306,51		mg/L

Se calcular la cantidad de fósforo recuperado mediante las ecuaciones (3.12) y (3.13) como en todos los casos anteriores, y así posteriormente se podrán comparar los resultados.

$$P_{recuperado} = 12,071 \text{ kg/d}$$

$$\% P_{recuperado} = 24,64\%$$

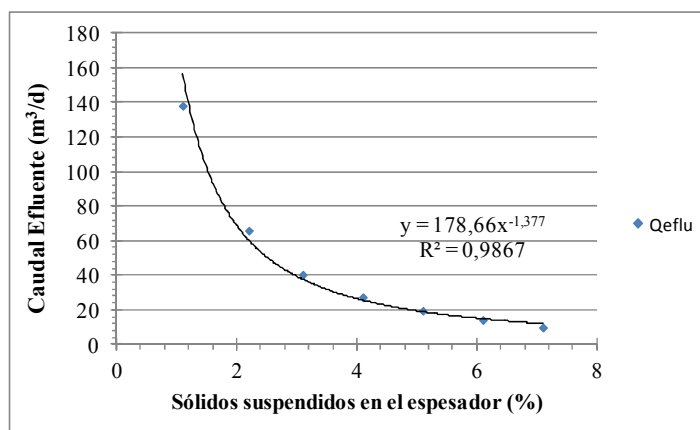
Sigue mejorando el resultado global del fósforo recuperado pues aumenta el caudal de efluente obtenido. Aun no se ha alcanzado el límite, sin embargo no se va a hacer más simulaciones pues una concentración inferior a 1% únicamente se puede alcanzar en el fango primario y antes de ser concentrado.

Para poder analizar las mejoras y la evolución de los parámetros estudiados en función de la concentración de sólidos alcanzada en la centrifuga que hace de espesador dinámico en la simulación. Para graficarlos se hace uso de la **Tabla 4.30.** que es el resumen de los resultados anteriores.

Tabla 4.30. Tabla resumen de los resultados obtenidos para la instalación de una centrífuga tras la cámara de mezcla.

SS esp. (%)	Q _{eflu} (m ³ /d)	PO _{4eff} (mg/L)	P _{Teff} (mg/L)	P _{Tdig} (mg/L)	θ _H (h)	P _{recup} (kg/d)	% P _{recup} (%)
7,1	10,24	328,41	329,5	806,36	22,7	3,374	6,69
6,1	14,62	298,06	299,11	769,15	21,6	4,373	8,97
5,1	19,88	275,00	276,03	758,59	20,1	5,487	11,12
4,1	27,75	246,41	247,41	723,43	18,2	6,866	14,07
3,1	40,75	209,99	210,96	692,15	15,8	8,597	17,61
2,2	66,23	161,44	162,39	653,65	12,5	10,692	21,91
1,1	138,35	86,26	87,25	630,69	7,98	12,071	24,64

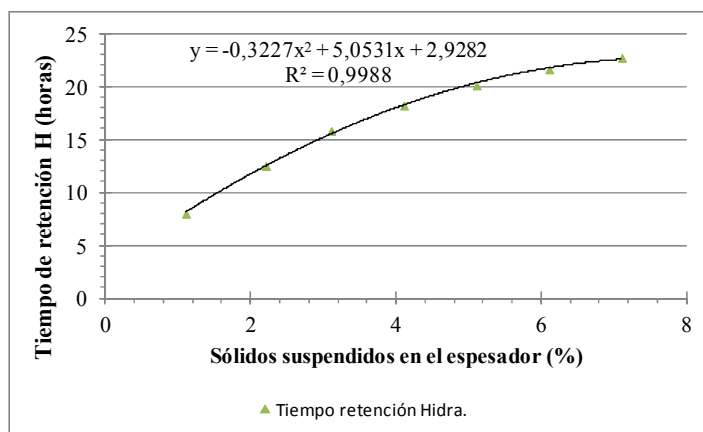
Para determinar la relación entre los parámetros se realizan varias gráficas, de modo que se puede disponer de una relación para cada parámetro con el porcentaje de sólidos suspendidos en el espesador de fango secundario.



Gráfica 4.12. Relación entre los sólidos suspendidos en el espesador secundario y el caudal efluente obtenido de la centrífuga que se añade.

En la **Gráfica 4.12.** se observa la relación que existe entre los SS en el espesador dinámico secundario y el caudal efluente obtenido de la centrífuga que se añade tras la cámara de mezcla para recuperar el una parte del fósforo en la línea de fangos. Se observa que tiene una relación potencial de exponente negativo, es decir que disminuye conforme aumenta el porcentaje de sólidos suspendidos. Para concentraciones bajas disminuye rápidamente, mientras que conforme van haciéndose más grande empieza a disminuir tan poco a poco que para una concentración dada muy alta se mantendrá estable (asíntota).

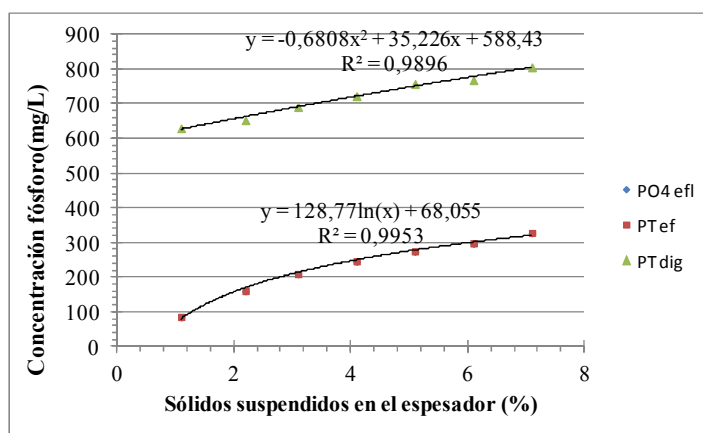
Con esta curva se puede predecir cómo cambiará el caudal del efluente obtenido con la concentración de Sólidos del espesador, y aunque en un principio es una curva extrapolable es mejor solo aplicarla al rango dado a falta de simulaciones fuera de ese rango. La relación está pensada para calcular de forma fácil y rápida el caudal de efluente dado un % sólo sustituyendo dicho porcentaje en el valor de la X de la ecuación que se muestra en la gráfica.



Gráfica 4.13. Relación entre los sólidos suspendidos en el espesador secundario y el tiempo de retención hidráulico en la cámara de mezcla al añadir una centrifuga para obtener fósforo.

El hecho de que aumente el caudal del efluente al disminuir la concentración, es debido a que al estar más diluido el fango pasa mayor cantidad de fango por la cámara de mezcla y por tanto hay más fracción de agua para separar en la centrifuga añadida. Sin embargo, como ya se ha comentado, el hacer eso implica disminuir el tiempo de residencia del fango en la cámara de mezcla. La relación entre la concentración de sólidos suspendidos en el espesador y el tiempo de retención hidráulico del fango, el cual se ha calculado como el volumen de la cámara de mezcla entre el caudal que entra a la cámara, es la que se muestra en la **Gráfica 4.13**. Después de calcular este valor se ha realizado un cambio de unidades para que los resultados fueran más intuitivos.

Se observa que la relación entre estos dos parámetros es polinómica de segundo grado en el rango de valores estudiado. De modo que a menor sea la concentración de sólidos en el espesador de fango secundario menor será el tiempo de retención hidráulico, alcanzando valores de 7 horas en los casos estudiados. De modo que se empeora mucho los procesos necesarios para que se suelte fósforo en la cámara de mezcla como se puede observar en la gráfica siguiente.

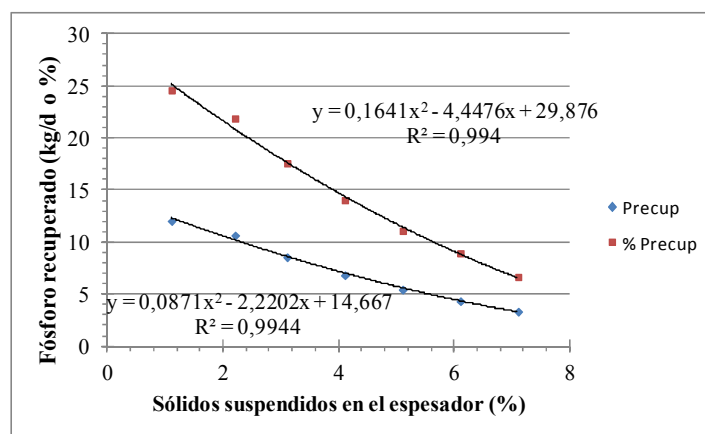


Gráfica 4.14. Relación entre los sólidos suspendidos en el espesador secundario y el fósforo del efluente obtenido de la centrifuga que se añade y que va a digestión.

En la **Gráfica 4.14**, se observa cómo varía la concentración de fósforo con la concentración de sólidos suspendidos en el fango espesado secundario. Se observa, que como ya se había comentado, el fósforo disuelto y por tanto el que se obtiene con el efluente disminuye mucho al disminuir el porcentaje de sólidos suspendidos del fango espesado.

Se observa que los puntos del fósforo total y del fosfato coinciden para el efluente pues los valores son muy parecidos ya que con el efluente sale sólo fósforo soluble que en su mayor parte es fosfato.

Se observa que la relación para el fósforo total que va a digestión es polinómica, sin embargo tiene tan poca curvatura que prácticamente se puede aproximar a una lineal. Sin embargo se ha escogido polinómica porque el error cuadrático medio era mayor, por tanto ajustaba mejor a los datos. Por otro lado la curva que mejor ajusta para el fosforo total del efluente y el fosfato es una logarítmica neperiana, no es una curva sencilla de manejar pero se puede comprobar que ajusta con un error cuadrático prácticamente la unidad.



Gráfica 4.15. Relación entre los sólidos suspendidos en el espesador secundario y el fosforo recuperado al añadir una centrifuga tras la cámara de mezcla.

De modo que, como ya sea comentado, se obtiene mayor cantidad de agua al concentrar menos el fango secundario en el espesador pero menos concentrada, por lo que lo verdaderamente importante no es la concentración o el caudal obtenido, si no la masa recuperada y el porcentaje de recuperación. La evolución de estos parámetros con el porcentaje de sólidos del espesador se muestra en la **Gráfica 4.15**.

Se observa que conforme disminuye la concentración de sólidos aumenta gradualmente la masa recuperada y por tanto el porcentaje de recuperación. Se ajusta perfectamente a una ecuación polinómica de segundo orden, esta ecuación permite predecir el fósforo que se puede recuperar durante la explotación si se decide cambiar la concentración del espesador y se dispone de la centrifuga.

Elección de la mejor solución

Aunque se han realizado siete simulaciones, es importante destacar, que no todas son válidas como resultados para la explotación, ya que el fango secundario está demasiado diluido y en la realidad una planta trabajando con esas concentraciones da muchos problemas y es inexplotable.

Es necesario por tanto establecer una concentración mínima de fango secundario para poder discernir los resultados válidos de los que no lo son. Se busca hacerlo de la forma más segura para la planta, es decir, que al realizar estos cambios no supongan complicaciones y problemas de explotación, además deben ser valores realistas y capaces de ser alcanzados durante la explotación.

Por todo lo comentado anteriormente se propone como concentración mínima la alcanzada por el decantador secundario, pues de esta manera no se compromete el funcionamiento de la línea de aguas ni la calidad del agua obtenida. Sin embargo es como establecer que no haya un espesado de los fangos secundarios, por lo que se busca que sea mayor que esa concentración, fundamentalmente por no tener problemas en la línea de fangos que puedan afectar a la calidad del fango obtenido o dificultar su tratamiento.

La concentración de sólidos suspendidos alcanzada en el decantador secundario según el modelo de DESASS establecido es de 0,44 %, de modo que todas las simulaciones realizadas son válidas, aunque las últimas la concentración sea muy baja y pueda acarrear problemas en los elementos posteriores por haber un exceso de caudal.

Por tanto la solución óptima puede ser cualquiera de las simuladas. La solución debe escogerse siempre buscando maximizar la recuperación de fósforo y no comprometer el sistema. Se ha comprobado que la recuperación de fósforo aumenta al disminuir la concentración de sólidos en el espesador secundarios por lo que debería escogerse un 1%. Este valor de concentración no empeora la calidad del fango, aunque al ser tan bajo puede aumentar las dificultades de separación de las fases posteriores y aumentar el consumo de polielectrolito en la centrífuga, al carecer de la respuesta real de la planta se escoge este valor como el más óptimo y por tanto con esta solución se recuperarían 12,07 kg diarios, es decir que se recuperaría un 24,64 % del fósforo total que hay en el sistema.

Se ha observado que al disminuir la concentración de fango secundario aumenta la cantidad de fósforo recuperada, pues aumenta en gran cantidad el caudal aunque disminuye mucho la concentración de fósforo. Al seguir mejorando para un 1% de concentración, que es el valor que se ha escogido, se prueba que ocurriría para un fango secundario sin espesar, aunque en este caso el tiempo de retención del fango en la cámara de mezcla será tan pequeño que apenas se soltará fósforo en la cámara. En la **Tabla 4.31**. se muestran los resultados obtenidos para la simulación realizada sin concentrar el fango secundario.

Tabla 4.31. Resultados obtenidos de introducir una centrifuga tras la cámara de mezcla para la recuperación de fósforo en la línea de aguas y eliminar la concentración del fango secundario.

Parámetro	Sobrenadante	Fango extraído	Unidades
Caudal efluente	367,50	-	m ³ /d
Caudal fango	-	58,70	m ³ /d
Fósforo	20,38	-	mg P/L
Fósforo total	21,56	705,36	mg P/L
DQO total	706,14	62536,64	mg DQO/L
Sólidos suspendidos	100,00	60000,00	mg SS/L
PAO	1,74	1046,73	mg DQO/L
Tiempo de retención hidráulico en la cámara de mezcla	3,66		horas
PAO entra a la cámara y sale de la cámara mezcla	144,95 – 145,68		mg/L

Se calcular la cantidad de fósforo recuperado mediante las ecuaciones (3.12) y (3.13) como en todos los casos anteriores, y así posteriormente se podrán comparar los resultados.

$$P_{recuperado} = 7,71 \text{ kg/d}$$

$$\%P_{recuperado} = 15,70\%$$

Se observa que, tal y como se esperaba, la concentración de fosfatos que se suelta para un tiempo de retención de 3,6 horas es tan baja que por mucho que se aumente el caudal se sigue recuperando menor cantidad que para una concentración de un 1%. Por tanto no es una solución válida, si se quiere no concentrar el fango secundario para obtener mayor caudal, es necesario aumentar la cámara de mezcla de tamaño hasta asegurar que se suelta también la mayor parte de fósforo que contienen las PAO.

Si se elimina el espesador de fango secundario se dispone de un caudal de fango mixto de 426,21m³/d, de modo que para mantener un tiempo de retención hidráulico de 22,7 horas (tiempo actual de residencia), se requiere de una cámara de mezcla de 403,15 m³, es decir, 6,2 veces más grande que la actual.

Se prueba a simular la planta con la cámara de mezcla anteriormente descrita y sin espesado de los fangos secundarios, los resultados obtenidos se muestran en la **Tabla 4.32**.

Tabla 4.32. Resultados obtenidos de introducir una centrifuga tras la cámara de mezcla para la recuperación de fósforo en la línea de aguas, sin espesar el fango secundario y con una cámara de mezcla de 403,15 m³.

Parámetro	Sobrenadante	Fango extraído	Unidades
Caudal efluente	370,19	-	m ³ /d
Caudal fango	-	56,02	m ³ /d
Fósforo	52,92	-	mg P/L
Fósforo total	53,76	525,86	mg P/L
DQO total	1100,36	62181,70	mg DQO/L
Sólidos suspendidos	100,00	60000	mg SS/L
PAO	1,70	1021,35	mg DQO/L
Tiempo de retención hidráulico en la cámara de mezcla	22,7		horas
PAO entra a la cámara y sale de la cámara mezcla	144,95 – 135,72		mg/L

Se calcular la cantidad de fósforo recuperado mediante las ecuaciones (3.12) y (3.13) como en todos los casos anteriores, y así posteriormente se podrán comparar los resultados.

$$P_{recuperado} = 19,90 \text{ kg/d}$$

$$\%P_{recuperado} = 40,32\%$$

Al aumentar el volumen de la cámara de mezcla para asegurar el mismo tiempo de retención hidráulico que en la instalación real antes de realizar modificaciones, se observa que se recupera gran cantidad de fósforo, incluso más que las soluciones válidas para la elutriación de fangos, sin embargo, este volumen es mucho mayor que el existente, y no sólo implicaría realizar obra en la planta, si no que se trata de un volumen demasiado grande para ser practicable, por lo que se rechaza la propuesta al existir otras opciones menos arriesgadas.

Se observa que la concentración de fósforo existente en el fango mixto tras la cámara de mezcla es muy baja en comparación con los casos anteriores, de modo que no ha pasado el tiempo suficiente como para que las bacterias PAO soltasen una cantidad de fósforo máxima. Para obtener dicha cantidad se realizan diferentes simulaciones para diferentes volúmenes de cámara de mezcla, finalmente se comprueba que como máximo se ha podido alcanzar unos 80 mg/L, sin embargo para obtenerlo hacen falta unos 65000 m³ de cámara de mezcla, volumen irreal para cualquier instalación, de modo que no es una solución válida.

Cómo en el caso anterior es necesario precipitarlo, de modo que de la misma manera se calculan las necesidades de estos materiales. Aunque se ha determinado una solución óptima se van a calcular las necesidades para las concentraciones de 1 y 2 %. Los resultados se muestran en la **Tabla 4.33.**

Tabla 4.33. Metales y sustancias necesarias para formar la estruvita para las cantidades de fósforo recuperadas con la adición de una centrifuga tras la cámara de mezcla.

% SS	PO4 recu. (kg/d)	Mg Efluente (kg/d)	NH4 Efluente (kg/d)	Mg necesario (kg/d)	NH4 necesario (kg/d)	Mg Añadido (kg/d)	NH4 Añadido (kg/d)
2,1	10,692	4,439	6,896	8,390	4,833	3,951	-
1,1	12,071	6,606	7,986	9,472	5,456	2,866	-

Se observa que, como para la elutriación del fango mixto en el espesador de fango primario, es necesario añadir magnesio para que se lleve a cabo la precipitación.

5. Conclusiones

El fósforo es un recurso inorgánico muy importante que se encuentra en yacimientos subterráneos y que por tanto, al ser un recurso natural se agota llegado un momento, como ya se ha explicado anteriormente.

De modo que, tal y como se ha expuesto, el objetivo del presente proyecto era comprobar mediante simulaciones si es posible recuperar fósforo en la línea de fangos de una depuradora concreta de aguas residuales, en este caso la depuradora de Calahorra. Y tras estudiar si era posible proponer alguna modificación y mediante simulación determinar las mejores condiciones para obtener mayor cantidad de fósforo sin comprometer el funcionamiento de la depuradora.

En el presente proyecto se han probado dos configuraciones diferentes tras el espesado de los fangos, con el fin de recuperar el fósforo. Se ha probado y optimizado la elutriación del fango mixto en el espesador primario con el fin de que las bacterias PAO suelten todo el fósforo acumulado en forma de fosfato y poder extraerlo con el sobrenadante del decantador primario.

Por otro lado, tras observar que la cámara de mezcla funciona como un fermentador debido al alto tiempo de retención hidráulico y por tanto que se alcanzan concentraciones muy elevadas de fosfato, se probó a introducir una centrífuga tras la cámara de mezcla para separar la corriente acuosa con el fosfato del fango. Este elemento a pesar de ser más simple también se le optimizó para maximizar la recuperación de fósforo.

En la **Tabla 5.1.** se muestra una tabla resumen con los resultados obtenidos para las dos configuraciones simuladas.

Tabla 5.1. Resumen de los resultados obtenidos para las condiciones operativas óptimas de las dos modificaciones estudiadas para recuperar el fósforo.

	Ensayo	P_{recup} (kg/d)	% P_{recup}
Elutriación	7	16,71	32,82
	8	17,18	34,09
	%SS espesador 2°	P_{recup} (kg/d)	% P_{recup}
Centrifuga	2,1	10,692	21,91
	1,1	12,071	24,64

Cómo ya se había comentado en los resultados, tanto la masa de fósforo diaria recuperada como el porcentaje de fósforo recuperado son más altos (una tercera parte) en el sistema de elutriación de fango mixto en el espesador de fango que en la implantación de una centrífuga en la cámara de mezcla. En el apartado de resultados se comprobó que esto es debido a que el caudal que se puede recuperar en la centrífuga es excesivamente bajo, de modo que aunque las concentraciones lleguen a ser tres veces mayores que las alcanzadas por el sistema de elutriación no puede ser competitivo en cuanto a cantidad de fósforo recuperado.

Además de tomar la decisión respecto a los valores de recuperación de fósforo obtenidos es necesario analizar cada una de las tecnologías propuestas. Por un lado se encuentra la elutriación de fango, en este caso lo más destacable es que no requiere una inversión altísima ni modificaciones exageradas, si no que se trata únicamente de colocar las tuberías, válvulas y bombas adecuadas, por lo que las modificaciones hasta se pueden hacer con la planta en marcha. Sin embargo en contraposición a que es un sistema sencillo y barato de implantar se encuentra que es complicado de explotar, es decir que es necesario llevar bastante control de un sistema semejante para evitar problemas de desbordamiento en el espesador por ejemplo. Se debe llevar un análisis de los parámetros clave y control visual, de modo que requiere más trabajo por parte de los operarios y el jefe de planta.

Por otro lado se encuentra la implantación de una centrífuga tras la cámara de mezcla, este sistema es mucho más fácil de manejar y controlar, sólo requiere que se compruebe y se alcance la concentración requerida de sólidos. Sin embargo a no ser que se disponga de una centrífuga de sobra en la EDAR y que pueda ser implantada requiere de la adquisición de una centrífuga nueva, por tanto implica un coste de inversión inicial muy elevado. Además, para que se produzca la separación es necesario añadir polielectrolito, lo que implica un gasto fijo de reactivo durante la explotación.

Por todo lo comentado anteriormente se selecciona la elutriación como la mejor solución, pues es la solución que mayor cantidad de fósforo extrae y la más barata de implantar y de explotar.

6. Biografía

Libros:

- [1] “Handbook of Environmental Engineering. Biological Treatment Processes”. Nazih K. Shammam, Lawrence K. Wang, Norman C. Pereira, Yung-Tse Hung (2009).
- [2] “Water treatment handbook”. Degrémont (2007).
- [3] “Depuración biológica de aguas residuales”; José Antonio Mendoza Roca, Susana Querol Magdalena. Editorial de la Universidad Politécnica de Valencia (2007).
- [4] “Tratamientos biológicos de aguas residuales”; José Ferrer Polo, Aurora Seco Torrecillas. Editorial de la Universidad Politécnica de Valencia (2003).
- [5] “Metabolismo bacteriano y modelización matemática de procesos”; Fernando Llavador Colomer. Jefe de control de calidad de la EPSAR.

Páginas web (consultadas entre enero y agosto de 2014)

- [5] <http://enviroclash.wordpress.com/2014/01/10/la-futura-crisis-del-fosforo/>
- [6] [http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/DA1BCF1A4AE09006852579990060E7FD/\\$FILE/Se%20agota%20el%20P-D.%20Dibb.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lacs.nsf/0/DA1BCF1A4AE09006852579990060E7FD/$FILE/Se%20agota%20el%20P-D.%20Dibb.pdf)
- [7] <http://www.investigacionyciencia.es/investigacion-y-ciencia/numeros/2009/8/la-crisis-del-fosforo-961>
- [8] <http://www.slideshare.net/lobezno81/tratamiento-de-aguas-residuales-11206028>
- [9] http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs103.html
- [10] <http://www.lenntech.es/periodica/elementos/p.htm>
- [11] <http://www.prtr-es.es/Fosforo-total,15600,11,2007.html>
- [12] <http://www.uam.es/docencia/elementos/spV21/sinmarcos/elementos/p.html>
- [13] <http://www.bookpump.com/dps/pdf-b/1123329b.pdf>
- [14] http://centrodeartigos.com/articulos-utiles/article_104687.html
- [15] <http://phorwater.eu/el-fosforo-en-la-edar/>
- [16] <http://www.inese.es/html/files/pdf/amb/iq/398/13ARTICULOFEb.pdf>
- [17] http://www-optica.inaoep.mx/tecnologia_salud/2014/1/memorias/Resumenes/MyT2014_02_R.pdf
- [18] <http://kunugi.es/>
- [19] <http://webmineral.com/>
- [20] <http://www.fao.org/>
- [21] <http://www.epsar.gva.es/sanejament/docs/37.pdf>
- [22] http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_7_fig.pdf